

El Impacto de los Sistemas actuales de cultivo sobre las Propiedades Químicas del Suelo y sus efectos sobre los Balances de Carbono

Eduardo de Sá Pereira
Gabriela Minoldo
Juan Alberto Galantini



INTA Ediciones

Colección
**INVESTIGACIÓN, DESARROLLO
E INNOVACIÓN**

Sá Pereira, Eduardo de

Impacto de los sistemas actuales de cultivos sobre las propiedades químicas del suelo y sus efectos sobre los balances de carbono. / Eduardo de Sá Pereira , Juan Alberto Galantini y Gabriela Minoldo. - 1a ed. - Coronel Suarez, Buenos Aires : Ediciones INTA, 2015.

E-Book.

ISBN 978-987-521-624-2

1. Carbono. 2. Manejo de cultivo. I. Galantini, Juan Alberto. II. Minoldo, Gabriela II. Título
CDD 631.5

Fecha de catalogación: 01/06/2015

**IMPACTO DE LOS SISTEMAS ACTUALES DE CULTIVO
SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO:
EFECTOS SOBRE LOS BALANCES DE CARBONO**

Editores

Eduardo de Sá Pereira

Gabriela Minoldo

Juan Alberto Galantini

Editores:

Ing. Agr. M.Sc. Dr. Eduardo de Sá Pereira
Jefe de AER Coronel Suárez (EEA INTA Bordenave)
desapereira.eduardo@inta.gob.ar
Presidente del Comité Química de Suelos de la AACs.

Ing. Agr. M.Sc. Gabriela Minoldo
Docente del Departamento de Agronomía (UNS), San Andrés 800, (8000) Bahía Blanca, Argentina.
gminoldo@criba.edu.ar
Secretaria del Comité Química de Suelos de la AACs.

Ing. Agr. M.Sc. Dr. Juan Alberto Galantini
Investigador Independiente de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC), CERZOS – Departamento de Agronomía (UNS), San Andrés 800, (8000) Bahía Blanca, Argentina.
jgalanti@criba.edu.ar

“IMPACTO DE LOS SISTEMAS ACTUALES DE CULTIVO SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO: EFECTOS SOBRE LOS BALANCES DE CARBONO”

El comité de “Química de Suelos” de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo (AACs) organizó en la ciudad de Bahía Blanca el día 8 de Abril de 2013 una Jornada Nacional, cuya temática consistió en abordar: “**El Impacto de los Sistemas actuales de cultivo sobre las Propiedades Químicas del Suelo y sus efectos sobre los Balances de Carbono**”. Dicha Jornada contó con la presencia de más de 80 investigadores, docentes, profesionales, productores y estudiantes y logró el objetivo de generar un espacio para el intercambio de información entre investigadores y técnicos de diferentes puntos del país. Participaron los diferentes actores del territorio del sudoeste bonaerense, vinculados tanto a la actividad de investigación, como de experimentación agropecuaria y producción en el marco de una agricultura sostenible. Durante la Jornada se presentaron las siguientes conferencias:

- Dr. **Alberto Quiroga** (EEA INTA Anguil) “Materia orgánica en Molisoles y Entisoles de la Región Semiárida Pampeana. Influencia sobre propiedades edáficas y productivas”
- Ing. Agr. MSc. **Domínguez Germán** (Fac. de Agronomía, UNMDP) “Balance de carbono en el sudoeste bonaerense: el rol de los sistemas de cultivo”.
- Dr. **Galantini Juan** (CIC- CERZOS) “Sistemas de labranza en el SO bonaerense: dinámica y balance de carbono”
- Dr. **Krüger, Hugo** (EEA INTA Bordenave) “Secuencias de cultivos, fertilización y carbono orgánico total en semiaridez”

Acompañando a las mismas, se realizaron más de 30 presentaciones cortas, en forma oral y de paneles, con un espacio final para síntesis y conclusiones. Durante la Jornada se presentaron resultados parciales de investigaciones en curso y/o trabajos concluidos, como así también trabajos ya presentados en congresos, vinculados a la temática propuesta. El abordaje fue por ecoregiones, pudiéndose conocer el estado actual de las investigaciones en cuanto al balance de carbono en los diferentes agrosistemas de la región pampeana, semiárida, subhúmeda, húmeda, S, SO y SE bonaerense de nuestro país. Esto permitió también debatir sobre estrategias futuras a desarrollar en los diferentes territorios.

El Comité Química de Suelos está integrado por su Presidente Ing. Agr. (M.Sc) Dr. Eduardo de Sá Pereira y su Secretaria Ing. Agr. (M.Sc) Gabriela Minoldo, Dr. Juan Alberto Galantini, Ing. Agr. M.Sc. María Rosa Landriscini, Lic. Qca. M.Sc. Liliana Suñer, Ing. Agr. Julio Iglesias, la Bioqca. M.Sc. Ana María Miglierina, Ing. Agr. Matias Duval, Ing. Agr. Juan Manuel Martínez, Ing. Agr. Fernando López. Como colaboradores participaron Daiana Huespe, Letica Coronato, Ramiro García, Cecilia Costantino, Carlos Cardoso, Luciano Baraldi, Fabiana Limbozzi y Corina Cerdá.

La presente publicación incluye todo el material presentado durante la Jornada Nacional.

Los conceptos en ellos vertidos quedan bajo la responsabilidad de los autores.



ÍNDICE

Balance de carbono en los sistemas productivos de regiones áridas. <i>Abril, A.</i>	8
Relación entre el cambio en el diámetro medio de agregados y el carbono orgánico y sus fracciones. <i>Agostini, M. de los A., Studdert, G.A., Domínguez, G.F.</i>	12
Stock de carbono orgánico en haplustoles del Centro-Sur de Córdoba. <i>Cabrera, F., A. Becker, B. Parra, J. Bedano</i>	18
Variación estacional de la materia orgánica particulada bajo dos sistemas de labranza. <i>Carabaca, J.C.; M.C. Zagame; G.A. Studdert & G.F. Domínguez.</i>	22
Calidad del suelo en el área Sur de la Cuenca del Arroyo Claromecó. <i>Carrasco N., J. L. Costa & M. S. Zamora.</i>	26
Calidad del suelo en el Centro Sur Bonaerense en función del manejo I: calidad química. <i>Carrasco, N. & M.S. Zamora.</i>	33
Contenido de materia orgánica y alguna de sus fracciones en lotes de producción del Sudeste Bonaerense. <i>Domínguez, G.F.; S. Tettenborn; G.A. Studdert; & J.F. Urquieta</i>	37
Balance de carbono en un molisol bajo labranza convencional. <i>Domínguez G.F. & G. A. Studdert.</i>	41
Balance de C en el SE Bonaerense: el rol de los sistemas de cultivo. <i>Domínguez, G. F. & G. A. Studdert.</i>	45
Secuencia de cultivos y su efecto sobre las fracciones orgánicas del suelo. <i>Duval M., J.M. Martínez; J. Iglesias, J.A. Galantini & L. Wall.</i>	51
Estabilidad y carbono orgánico de agregados bajo rotaciones en siembra directa. <i>Echeverría, N; S. Querejazú; M. De Lucia; J. Silenzi; H. Forjan, & M. Manso.</i>	56
Balance del carbono edáfico en forestaciones y pasturas subtropicales: análisis de los ingresos y egresos de C al suelo. <i>Eclesia, R.P.; G. Piñeiro & E.G. Jobbágy.</i>	62
Sistemas de labranza en el SO Bonaerense: dinámica y balance de carbono. <i>Galantini J.A.; M. Duval, J. Iglesias & J.M. Martínez.</i>	67
Distribución vertical del contenido de carbono orgánico (CO) en dos ecosistemas contrastantes. <i>Garay M.; N. Amiotti, P. Zalba & N. Peinemann.</i>	72
Evolución del contenido de materia orgánica en rotaciones agrícolas. <i>Forján, H.J.; M.L Manso & M. Zamora.</i>	77
Aporte de C y N de raíces de cultivos de cobertura. <i>Frasier, I.; D. Riestra; E. Noellemeyer & A. Quiroga.</i>	83

Comparación del contenido de carbono en un hapludol ústico bajo diferentes prácticas de manejo. López, F. M.; M. Duval; J. A. Galantini & J. M. Martínez.	88
Materia orgánica en distintas rotaciones luego de 12 años bajo siembra directa. Manso, M.L. & H.J. Forján	93
Cambio de uso del suelo en caldenales de San Luis: efecto sobre algunas propiedades edáficas. Nieto, M; C. Videla; J. de Dios Herrero; M. Demaría; K. Frigerio & J. Riedel.....	98
Evaluación de diferentes prácticas de uso del suelo por sus efectos sobre propiedades edáficas. Riestra, D.; M. Pérez; E. Noellemeyer & A. Quiroga.....	104
Aporte de la forestación a la acumulación de CO en suelos de diferente textura de la región Semiárida Pampeana. Riestra, D.; P. Zalba; A. Quiroga & E. Noellemeyer.	108
Fraciones de carbono orgánico por tamaños de agregados en dos suelos bajo manejos contrastantes. Roldán, M.F.; G.A. Studdert; C.C. Videla; L. Picone & S. San Martino.	112
Cambios de distribución de las fracciones de carbono orgánico en agregados del suelo en relación a su situación prístina. Roldán, M.F.; G.A. Studdert; C.C. Videla; L. Picone & S. San Martino.....	118
Variabilidad del carbono orgánico total en rotaciones en siembra directa del centro sur bonaerense. Ron, M. de las M.; M. E. Mandolesi; R. Storniolo; M. L. Manso & H. Forján.	123
Efecto de diferentes manejos sobre las fracciones orgánicas en un argiudol. Sá Pereira E. de; M. Duval; J. Iglesias & J.A. Galantini.	127
Secuencias de cultivo y fracciones de carbono orgánico en suelos bajo siembra directa continua. Schmidt, E.; N. Amiotti & M.B. Villamil.	132
Modelo tecnológico para la incorporación sustentable de "cáscara" de girasol al suelo. Silenzi, J.C.; A.G. Vallejos; N.E. Echeverría & M.P. De Lucia.	136
Stock de carbono y relaciones de estratificación como índices de calidad en oxisoles subtropicales. Toledo, D.M.; J.A. Galantini; S.M. Contreras Leiva & S. Vazquez.	139
Actividad agropecuaria y contenido de carbono orgánico total en tres suelos del so bonaerense. Zilio J.; F. Frolla & H. Krüger.	145
Secuencias de cultivos, fertilización y carbono orgánico total en semiaridez. Krüger, H.; J. Zilio & F. Frolla.	149
Efecto de la aplicación de diferentes enmiendas orgánicas sobre algunas propiedades edáficas. Iglesias, J.O.; A. M. Miglierina; G.V. Minoldo; R.A. Rodríguez & M.E. Ayastuy.....	154
Contribución al manejo sustentable de suelos en zonas semiáridas. Quiroga A.; C. Gaggioli & E. Noellemeyer.	161

BALANCE DE CARBONO EN LOS SISTEMAS PRODUCTIVOS DE REGIONES ÁRIDAS

Abril, A.

Dpto Rec. Nat., Fac. de Ciencias Agropecuarias, UNC. aabril@agro.unc.edu.ar

RESUMEN

La dinámica del C es muy particular en las zonas áridas debido a la alta variabilidad climática, el bajo contenido de materia orgánica de los suelos y las características de la vegetación original. Se presentan datos del contenido de C del suelo de tres eco-regiones áridas de Argentina (Monte, Chaco Seco y Chaco Árido) registrados durante los últimos 20 años que incluyen sistemas productivos y suelos no disturbados, lo cual permite realizar un apropiado balance de C. Los datos del Chaco Seco fueron obtenidos después de aproximadamente 15 años desde el desmonte del bosque chaqueño original, que incluyen sistemas agrícolas extensivos en secano con: a) laboreo y monocultivo, b) siembra directa con rotación y c) implantación de pasturas. En el Chaco Árido los datos corresponden a sistemas habilitados por desmonte hace 6 años con los siguientes manejos: a) agricultura extensiva bajo riego con perforación, y b) implantación de pasturas en secano. Contrariamente, los sistemas cultivados en el Monte corresponden a: a) oasis de regadío de mucha antigüedad (200 años) con cultivos perennes, y b) zonas recientemente habilitadas (5 años) con irrigación (perforación) dedicadas a cultivos hortícolas. Se discute de manera global los distintos factores que afectan el balance de C del suelo considerando las prácticas de manejo, las condiciones originales y el tiempo desde que se habilitó para la agricultura. Se concluye con recomendaciones de prácticas de manejo sustentable para las regiones áridas de Argentina.

INTRODUCCIÓN

La dinámica del C es muy particular en las zonas

áridas debido a la alta variabilidad climática (anual e interanual), el régimen de lluvias monzónico (cálido/húmedo y frío/seco), la alta heterogeneidad en la estructura y tipo de vegetación original, y las características del suelo (franco a franco-arenosos, con bajo contenido de materia orgánica).

En los últimos años, la frontera agropecuaria ha avanzado hacia las en producción áreas que originalmente han sido bosques secos y que por muchos años sólo fueron explotados mediante tala y pastoreo extensivo sin manejo (sobrepastoreo), que llevó a lo que se conoce como ganadería de subsistencia. En la actualidad, escasos sectores de las regiones secas de Argentina conservan su bosque original excepto algunas Reservas Provinciales, aunque no todas tienen exclusión total del ganado (Abril & Noé 2007a). Áreas con diferente estado de sobrepastoreo son desmontadas total o selectivamente (dejando los árboles de mayor porte) y las tierras son habilitadas para cultivos extensivos en secano (para grano o forraje) o intensivos bajo riego.

Poco se conoce del efecto de estas prácticas productivas sobre el contenido de materia orgánica de los suelos de los bosques secos, para poder estimar el balance de C y la sustentabilidad de los nuevos sistemas productivos. En la actualidad este aspecto cobra especial relevancia ya que se requiere incorporar prácticas sustentables para cada provincia, en la reglamentación de la Ley Nacional de Presupuestos Mínimos para la Conservación de los Bosques Nativos (N°26.331), y generalmente no se dispone de la suficiente información al respecto.

Algunos autores sugieren diferentes estrategias para evaluar la sustentabilidad de los sistemas productivos, entre las alternativas más concretas esta la

propuesta de Lal (1997) que se basa en establecer el grado de resiliencia (capacidad de retornar a su condición original después de un disturbio), definiendo categorías según el nivel de pérdida de alguna característica de los suelos.

El metanálisis es una herramienta muy útil para obtener un patrón a partir de datos múltiples. Estos análisis se basan en procesar variaciones respecto a testigos y no en el análisis de datos abso-

lutos (Gurevitch & Hedge 1999). De esta manera se elimina la variabilidad proveniente de las diferentes fechas, cultivos, zonas, etc. y el análisis solo refleja la respuesta a la variable en estudio. El objetivo de este trabajo fue realizar un metanálisis del balance de C del suelo en sistemas cultivados en zonas áridas, con la finalidad de establecer la sustentabilidad de las prácticas productivas, que puedan ser consideradas en las reglamentaciones regionales de la Ley 26.331.

Tabla 1: Descripción y contenido de material orgánica del suelo de sitios no disturbados y sistemas productivos en tres ecoregiones áridas de Argentina.

	Descripción	Habilitación	Casos	Materia Orgánica	Referencia
Chaco Seco					
Testigo	Bosque de quebracho blanco y colorado		11	5,51 (4,64 – 6,71)	Abril&Noe. 2007b
Pasturas	Desmonte total/siembra (<i>Panicum</i> sp.)	15 años	5	2,41 (2,06 – 2,58)	
Monocultivos soja	Desmonte total/laboreo convencional/secano	15 años	22	1,89 (1,55 – 2,41)	
Rotación de soja/maíz	Desmonte total/siembra directa/secano	15 años	7	4,11 (3,10 – 4,30)	
Chaco Árido					
Testigo	Bosque de quebracho blanco y algarrobo		20	5,54 (4,96 – 6, 25)	Vázquez <i>et al.</i> 2013 Carranza <i>et al.</i> 2012
Pasturas	Desmonte total y selectivo/siembra (<i>Cenchruss</i> sp.)	6 años	42	3,41 (1,46 – 4, 02)	Vazquez <i>et al.</i> 2013
Secuencia de papa/trigo/maíz/alfalfa	Desmonte total / laboreo / riego por pivote	6 años	12	3,63 (1,84 – 5,94)	Abril <i>et al.</i> 2013. Vázquez <i>et al.</i> 2013
Monte					
Testigo	Arbustal (<i>Larrea</i> sp.) con algarrobos aislados		118	1,86 (0,51 – 4,65)	Abril <i>et al.</i> 2009. Noe& Abril. 2008. Noe <i>et al.</i> 2012.
Cultivos perennes: vid	Riego gravedad /mulch y coberturas	200 años	63	2,15 (0,81 – 4,03)	Abril <i>et al.</i> (en prensa)
Cultivos hortícolas	Riego gravedad /laboreos	5 años	24	1,32 (0,53 – 2,02)	Filippini <i>et al.</i> 2012

MATERIALES Y MÉTODOS

Se procesaron los datos de contenido de materia orgánica del suelo en tres eco-regiones áridas de Argentina (Monte, Chaco Seco y Chaco Árido) publicados durante los últimos 10 años que incluyeron sistemas productivos y suelos no disturbados (Tabla 1). Todos los datos procesados fueron obtenidos con igual diseño de muestreo y metodología de análisis.

El metanálisis consistió en la transformación de los valores de C en variaciones porcentuales respecto a suelos no disturbados (Reservas). Al porcentaje de variación se les aplicó la siguiente escala de sustentabilidad propuesta por Lal (1997): sistema sustentable: < 25% de pérdida de C; sistema no sustentable: 25-50% de pérdidas; y sistema en proceso de desertificación: > 50% de pérdida.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido de materia orgánica de los suelos originales presentó alta variabilidad entre las muestras debido a las diferentes fechas de muestreo (heterogeneidad temporal) y a la heterogeneidad de la estructura de la vegetación. La eco-región donde se detectó mayor variabilidad fue en el Monte, probablemente debido a la presencia de gran cantidad de suelo desnudo, con la consecuente mayor exposición a las condiciones climáticas extremas (Tabla 1).

Aplicando el criterio de resiliencia al balance de C del suelo se visualiza que dos de los sistemas productivos del Chaco Seco (monocultivo y pasturas) han superado el umbral del 50% (Figura 1), lo cual indica que esos suelos han perdido su capacidad de recuperación. Sin embargo con siembra directa y rotaciones (con predominio de maíz), apenas supera el 25% de pérdida (Figura 1), es decir que este manejo se torna imprescindible para la sustentabilidad productiva en las condiciones ecológicas de esta región. En el caso de Chaco Árido, la situación de los sistemas productivos también es muy problemática ya que las pasturas quedan incluidas dentro de los sistemas no sustentables (>25%), tan solo después de 6 años desde el desmonte (Figura 1). Probablemente esto se deba a serios problemas del manejo ganadero, ya que en la región los lotes son sobrepastoreados sin regulación de la carga animal, particularmente en el invierno cuando la oferta de forraje se ve fuertemente resentida por las condiciones climáticas. Este manejo lleva a la eliminación total de la pastura, que sólo se recupera parcialmente con las primeras lluvias a partir del escaso banco de semillas (no por rebrote). Uno de los problemas clave en las zonas chaqueñas es que cuando las explotaciones agropecuarias no son redituables (por baja productividad y/o condiciones del mercado), los campos son abandonados. Por lo tanto si los suelos han superado el umbral de resiliencia, no pueden recuperar sus condiciones originales y desembocan inexorablemente en desertificación.

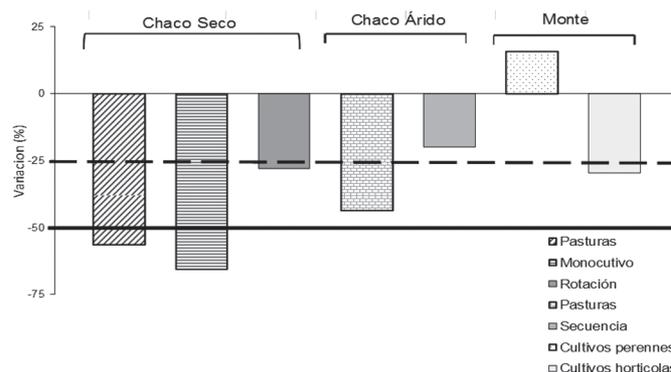


Figura 1: Variaciones del contenido de C del suelo entre los sitios productivos y el testigo en tres eco-regiones áridas de Argentina. Las líneas al 25% y 50% representan el límite y el umbral de sustentabilidad respectivamente. Las barras indican ES.

En la eco-región del Monte los cultivos hortícolas quedaron incluidos dentro de los sistemas no sustentables (con solo 5 años desde la habilitación de la tierra) es decir que claramente se puede predecir una fuerte tendencia a la desertificación si no son manejados más adecuadamente. Contrariamente los cultivos perennes de vid son claramente sustentables, lo cual es resultado de 200 años de manejo adaptado a las condiciones del Monte. Estos manejos consisten en: a) escaso laboreo, b) aplicación de abonos orgánicos (estiércol, compost), y c) mantenimiento de coberturas verdes (vicia en el entresurco) y mulchs en la línea de plantas.

CONCLUSIÓN

A partir del metanálisis con 334 casos de contenido de C del suelo en las zonas áridas de Argentina podemos concluir que la introducción de cultivos requiere de adecuado y constante manejo para evitar la desertificación. Las recomendaciones que surgen para cada situación productiva son: a) para pasturas: bajar la carga ganadera y excluir el ganado cuando florece la pastura; b) para cultivos agrícolas: bajar la frecuencia de laboreos y rotar frecuentemente con forrajeras perennes.

BIBLIOGRAFIA

- Abril A; P. Villagra & L. Noé. 2009. *Spatiotemporal heterogeneity of soil fertility in the Central Monte desert (Argentina)*. *J Arid Environ* 73: 901-906
- Abril, A & L Noé. 2007a. *Soil C sink and CO2 flux in a marginal dry forest of western Argentina*. En: NC Verne (ed.). *Forest Ecology Research Horizons*. Pp 191-202. Nova Science Publishers, Inc. NY.
- Abril, A & L. Noé. 2007b. *Balance de carbono del suelo según el uso de la tierra en la región árida-semiárida central de Argentina*. En: JF Gallardo (ed.). *Captura de C en Ecosistemas Terrestres Iberoamericanos*. Pp. 21-27. Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental. Salamanca, España.
- Abril, A; N. Casado-Murillo; C. Vázquez & P. Olivera. 2013. *Labile and recalcitrant carbon in crop residue and soil under no-till practices in central region of Argentina*. *The Open Agriculture Journal*. 7: 32-39.
- Abril, A; L. Noé & M.F. Filippini. (en prensa) *Factors affecting soil organic matter restoration by amendment application in arid zones of Argentina*. *RIA*
- Carranza, C, L. Noé; C. Merlo; M. Ledesma & A. Abril. 2012. *Efecto del tipo de desmonte sobre la descomposición de pastos nativos e introducidos en el Chaco Árido de Argentina*. *RIA* 38: 97-107
- Filippini, MF; A. Abril; M. Cony; L. Noé; M. Venier; D. Cónsoli & R. Vallone. 2012. *Effects of organic amendment application on soil quality and garlic yield in central-western Argentina*. *The Open Agriculture Journal*. 6: 1-8.
- Gurevitch, J & L. Hedges. 1999. *Statistical issues in ecological meta-analyses*. *Ecology* 80: 1142-1149.
- Lal, R. 1997. *Degradation and resilience of soils*. *Phil Trans R Soc Lond B* 352: 997-1010.
- Noé, L & A. Abril. 2008. *Interacción entre calidad de restos vegetales, descomposición y fertilidad del suelo en el desierto del Monte de Argentina*. *Ecología Austral* 18: 181-193.
- Noé, L; J. Ascher; M.T.Ceccherini; A. Abril & G.Pietrameralla. 2012. *Molecular discrimination between above - and belowground soil bacteria of dry forests of Argentina*. *J Arid Environ*. 85: 18-26.
- Vázquez, C; C. Merlo; L. Noé; C. Romero; A. Abril & C. Carranza. 2013. *Sustainability/resilience of soil organic matter components in an Argentinean arid region*. *Spanish Journal of Soil Science*, 3: 74-78.

RELACIÓN ENTRE EL CAMBIO EN EL DIÁMETRO MEDIO DE AGREGADOS Y EL CARBONO ORGÁNICO Y SUS FRACCIONES

Agostini, M.de los A., Studdert, G.A., Dominguez, G.F.

Unidad Integrada Balcarce (Fac. Ciencias Agrarias-UNMdP - EEA INTA Balcarce) maria_agostini78@hotmail.com; C.C. 276, 7620-Balcarce, Bs. As., Argentina; 54-2266-439100. Trabajo Presentado en el XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo XXIII Congreso argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, 2012.

RESUMEN

El conocimiento de las relaciones entre las variaciones de la materia orgánica (MO) y sus fracciones y la de la estabilidad de agregados (EA) una herramienta importante para entender la dinámica de algunos procesos edáficos bajo un amplio espectro de sistemas de cultivo (labranzas y rotaciones, SC). El objetivo de este trabajo fue analizar la relación entre el contenido de carbono orgánico total (COT) y de carbono orgánico particulado (COP) y su relación con la variación de la EA a través del tiempo bajo distintos SC en un ensayo de larga duración del Sudeste Bonaerense. Los SC evaluados en 2000, 2003 y en 2006 fueron: pastura permanente (Pp), agricultura permanente bajo siembra directa (SD) (SD100) y bajo labranza convencional (LC) (LC100), 50% del tiempo (3 años) agricultura y 50% del tiempo (3 años) pastura bajo SD (SD50) y bajo LC (LC50). La EA de la capa superficial del suelo (expresada a través del CDMP) estuvo relacionada con el contenido de COP y con el de COT, siendo altamente significativa ($P < 0,01$) esta situación en aquellos SC con bajo disturbio (Pp, SD50 y SD100). Sin embargo, el coeficiente de determinación fue mayor para el COP. A partir de estos resultados, podemos afirmar que la implementación de prácticas de manejo tendientes a lograr al aumento del contenido de MO con bajo disturbio del suelo, como la rotación con pasturas o a través de manejos racionales bajo SD, promueven la formación y estabilización de agregados, a través de la formación y persistencia del COP.

Palabras clave: estabilidad de agregados; materia orgánica; manejo racional.

INTRODUCCIÓN

La sustentabilidad de los sistemas de producción depende, en gran medida, del mantenimiento del contenido de MO (Ernst & Siri Prieto, 2009). La misma es determinante de la capacidad del suelo para reorganizarse ante las alteraciones provocadas por el uso. De esta manera es considerada un indicador de la salud del suelo.

La MO se encuentra protegida físicamente por los agregados. Puede estar "libre" entre los agregados o puede estar protegida dentro de ellos (MO intraagregados). Esta última, es incorporada y físicamente estabilizada dentro de los macroagregados, mientras que la MO "libre" se ubica entre éstos, definiendo así la accesibilidad por parte de los microorganismos y la estabilidad de los pools de MO. La MO intraagregados está menos expuesta a la acción de los microorganismos, por lo que su tasa de mineralización es mucho menor que la de la MO "libre" (Six et al., 1998).

El contenido de MO en el suelo depende del balance entre el aporte de materiales carbonados y la magnitud de la mineralización del carbono orgánico del suelo (Studdert & Echeverría, 2000). Las prácticas agronómicas pueden alterar esas relaciones. Las labranzas destruyen los macroagregados por acción directa y provocan pérdidas de su estabilidad debido a la reducción del COP por exposición del C que se haya protegido en su interior (Tisdall & Oades, 1972). El COP tiene una rápida tasa de reciclaje (Cambardella & Elliot, 1992) y una elevada labilidad y por ello es sensible a los cambios producidos por

las prácticas de manejo (Fabrizzi et al., 2003). Por lo tanto, la intensificación de la agricultura ha dado como resultado disminuciones en los niveles de MO en el suelo, siendo esta disminución directamente proporcional a la agresividad del sistema de labranza (Studdert et al., 1997) e inversamente proporcional a la cantidad de residuos devueltos (Domínguez et al., 2009). Sin embargo, todas aquellas acciones que durante una rotación incrementen la cantidad de C devuelto al suelo hacen que la tasa de variación sea mayor o menor, conduciendo hacia mayores o menores pérdidas o hacia una recuperación de la MO según compensen o no los procesos de pérdida (Studdert y Echeverría, 2000). Por otro lado, los sistemas de labranza que reducen el laboreo, tal como la SD o la labranza mínima, y la alternancia de cultivos agrícolas con pasturas (García Prechac et al., 2004), podrían reducir los efectos de una agricultura intensiva a través del mantenimiento y/o acumulación de MO en el suelo (Puget & Lal, 2005) y por lo tanto, favorecer la formación y estabilización de agregados. Los contenidos y la dinámica de las fracciones lábiles son los que parecen relacionarse más estrechamente con la estabilidad estructural (Six et al., 1998). El objetivo de este trabajo fue analizar la relación entre el contenido de COT y COP y su relación con la variación de la EA a través del tiempo bajo distintos sistemas de cultivo SC en un ensayo de larga duración del Sudeste Bonaerense.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sitio experimental corresponde a un ensayo de rotaciones mixtas (cultivos y pasturas) de larga duración iniciado en 1976 en Balcarce (37° 45'S; 58° 18'W) sobre un complejo de Argiudol Típico y Paleudol Petrocálcico de textura franca con 2% de pendiente (sin erosión). Desde su inicio 1976 y hasta 1993 se implementaron rotaciones mixtas bajo labranza convencional con arado de rejas (LC), alternando ciclos agrícolas y de pasturas con diferente duración (Studdert et al., 1997). A partir de 1994 se definieron diferentes SC que comprendían rotaciones de cultivos y dos sistemas de labranza contrastantes (LC y SD). El diseño del experimento es en bloques completos aleatorizados con arreglo de tratamientos en parcelas divididas y tres repeticiones. Los SC fueron asignados a la parcela principal y la dosis de fertilización nitrogenada a la sub-parcela. Los SC definidos fueron (Ta-

bla 1): Pp, SD100, LC100, SD50, LC50, SD75 (75% del tiempo (9 años) agricultura y 25% del tiempo (3 años) pastura bajo SD) y LC75 (75% del tiempo (9 años) agricultura y 25% del tiempo (3 años) pastura bajo LC). Las dosis de fertilización nitrogenada fueron: 0, 60, 120, y 180 kg N ha⁻¹ en los cultivos agrícolas. La secuencia de cultivos en los períodos bajo agricultura es maíz (*Zea mays* L.) - soja (*Glycine max* L. Merr.) - trigo (*Triticum aestivum* L.). Los cultivos agrícolas fueron realizados y manejados según las prácticas habituales para la región. Las parcelas bajo PP (Tabla 1) fueron sembradas en 1994 con una mezcla compuesta por festuca (*Festuca arundinacea* Schreb.) y trébol blanco (*Trifolium repens* L.). Para el período bajo pasturas en SD50, LC50, SD75 y LC75 se sembró una mezcla de pasto ovillo (*Dactylis glomerata* L.), trébol rojo (*Trifolium pratense* L.), raigrás perenne (*Lolium perenne* L.) y trébol blanco (*Trifolium repens* L.). Todas las pasturas fueron cortadas mecánicamente y el material retirado cuando alcanzaron una altura de aproximadamente 18-20 cm. En otoño de 2000, 2003 y 2006 (Tabla 1) se extrajeron muestras de suelo de 0-20 cm. A una alícuota de cada muestra secada en estufa y molida hasta pasar por 2 mm, se le realizó un tamizado (50 µm) en húmedo para separar la fracción arena más MOP y recoger la fracción limo + arcilla con la MO asociada (MOA) (Cambardella & Elliott, 1992). Se determinó el contenido de C en la masa del suelo total (COT) y en la fracción menor que 50 µm (C orgánico asociado a la fracción mineral, COA) por el método de combustión húmeda con mantenimiento de la temperatura de reacción (120°C) durante 90 min (Schlichting et al., 1995). El COP se calculó por diferencia entre el COT y el COA. Los resultados se expresaron como concentración (g kg⁻¹). Además se extrajeron muestras de los primeros 20 cm de suelo para la determinación del cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP, mm) de los agregados (de Leenher & de Boedt, 1958). Una alícuota de cada muestra fue tamizada en seco a través de tres tamices (4.8, 3.36 y 2.0 mm) y luego, en agua a través de una batería de seis tamices (4,8, 3,36, 2,0, 0,84, 0,5 y 0,3 mm) durante 30 min. Se determinó el diámetro medio ponderado (DMP, mm) de los agregados para cada tamizado y por diferencia entre ambos se determinó CDMP. En el presente trabajo se analizaron los SC: Pp, LC50, SD50, LC100 Y SD100 y con la información de la dosis de 120 kg N ha⁻¹.

Tabla 1: Sistemas de cultivo (SC) correspondientes a la segunda fase del experimento. Pp: pastura permanente; LC: labranza convencional; SD: siembra directa; 50, 75 y 100: indican el porcentaje del tiempo bajo agricultura. Pp: Pastura, M: Maíz, S: Soja y T Trigo.

SC	AÑO												
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Pastura	Pp												
LC50	Pp	Pp	Pp	M	S	T	Pp	Pp	Pp	M	S	T	Pp
SD50	Pp	Pp	Pp	M	S	T	Pp	Pp	Pp	M	S	T	Pp
LC75	Pp	Pp	Pp	M	S	T	M	S	T	M	S	T	Pp
SD75	Pp	Pp	Pp	M	S	T	M	S	T	M	S	T	Pp
LC100	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M
SD100	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M

LABRANZA CONVENCIONAL
 SIEMBRA DIRECTA

Los datos fueron analizados utilizando PROC MIXED del Statistical Analysis System (SAS, 1999). Para cada variable, los resultados fueron analizados mediante análisis de varianza. Se utilizó la sentencia REPEATED para modelar la estructura de covarianzas debido a la toma de medidas repetidas a través del tiempo dentro de las mismas unidades experimentales. Las diferencias entre medias fueron testeadas utilizando la sentencia LSMEAN con un nivel de significancia del 5%. Se realizaron además análisis de regresión simple entre las variables consideradas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Hubo interacción significativa SC*año en CDMP, COP y COT. En aquellos SC que incluyeron pasturas en el periodo de análisis (LC50 y SD50) se registró un menor CDMP y mayor COP y COT luego de tres años de pastura (año 2003). Luego de tres años bajo agricultura luego de una pastura (año 2000 y 2006) se registraron mayores valores de CDMP y menores valores de COP y COT (Figura 1a, c y e).

En el año 2000 (Figura 1b, d y f), los mayores valores de CDMP los presentaron aquellos tratamientos bajo agricultura continua (SD100 y LC100) los cuales no se diferenciaron entre si. Esto indica que 6 años bajo SD (1994-2000) luego de 18 bajo LC no fueron suficientes para reducir los valores de CDMP y diferenciarse de LC100 el cual se había estado bajo LC continua durante 24 años. Con respecto a LC50 y SD50 se registró un

significativamente mayor CDMP bajo LC50. No obstante, dicho comportamiento no estuvo relacionado con el COT y COP, dado que no hubo diferencias en estas variables entre LC50 y SD50.

En el año 2003 (Figura 1 b, d y f), luego de tres años bajo pastura, SD50 y LC50 mostraron un notable descenso de los valores de CDMP. Es de destacar que tres años bajo pastura permitieron disminuir los valores de CDMP bajo LC50 y no diferenciarse de SD50 ni de PP, siendo que este último había estado 9 años bajo esa condición. Por otro lado, no se registraron diferencias entre los SC bajo agricultura continua (LC100 y SD100), los cuales mantuvieron la tendencia al mantenimiento de mayores valores de CDMP con respecto a los demás SC. El comportamiento de dicha variable estuvo inversamente relacionado con el comportamiento del COP y COT.

En el año 2006 (Figura 1 b, d y f), PP mantuvo los valores más bajos de CDMP mientras que aquellos bajo agricultura continua (LC100 y SD100) mostraron los mayores valores, comportamiento que como se mostrara en años anteriores, fue inverso al del COP y al del COT. Tres años de agricultura provocaron un incremento del CDMP en LC50, el cual se diferenció significativamente de SD50. En este caso, LC50 presentó un significativamente menor COP, no habiendo diferencias en el COT. Los SC bajo rotación mixta perdieron estabilidad de agregados (en términos de un mayor CDMP) en los periodos agrícolas y la recuperaron durante el periodo de pastura (Figura 1 a y b), Dominguez et al. (2008)

concluyeron que bajo LC, tres años de pastura permitirían recuperar la estabilidad de agregados reducida durante el periodo agrícola. Esta recuperación habría sido provocada por una mayor producción de biomasa aérea y de raíces y por la distribución

homogénea de éstas dentro del suelo, estimulando la actividad biológica edáfica (Studdert et al., 1997). En esta experiencia, las variaciones en el CDMP (Figura 1 a y b) estuvieron, además, asociadas inversamente a cambios en el COP y COT (Figura 1 c, d, e y f).

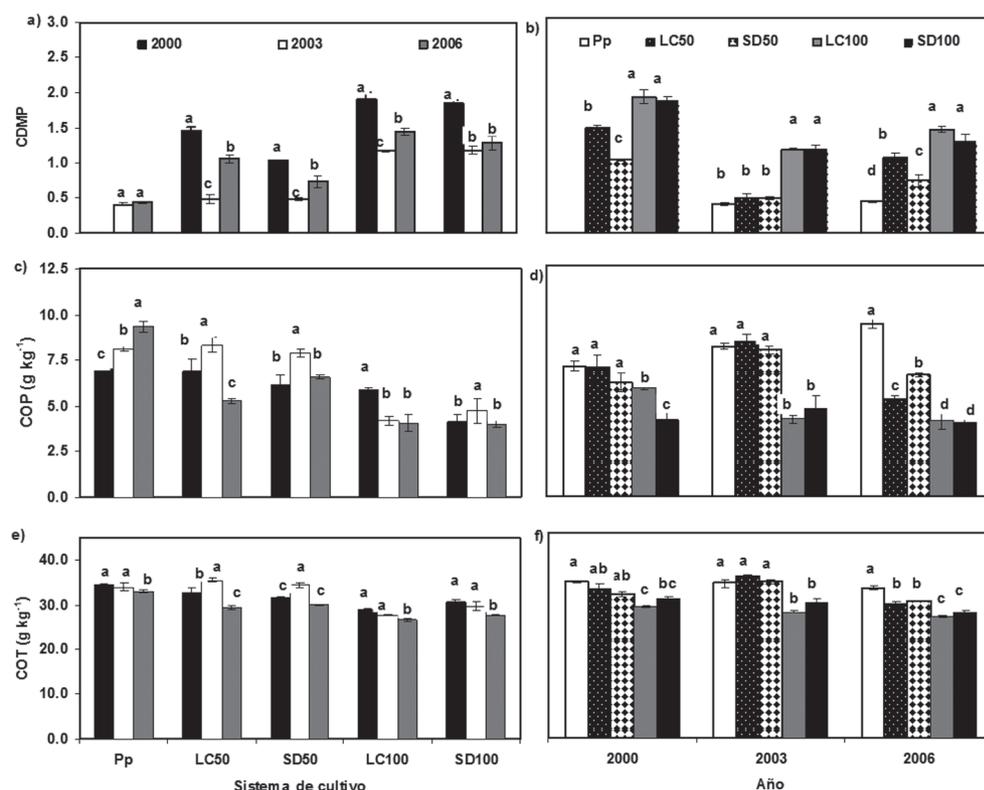


Figura 1: Cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP) para distintos sistemas de cultivo (SC) en diferentes años. Pp: pastura permanente; LC: labranza convencional; SD: siembra directa; 50: 50% agricultura-50% pastura; 100: 100% agricultura. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) para testear distintos años dentro de un SC (a, c, e) y para testear distintos SC dentro de un año (b, d, f). Barras verticales indican el error estándar de la media.

Como se mencionara previamente, el COP está estrechamente relacionado con la EA. Con ello el seguimiento de la variación de las fracciones más lábiles de la MO puede dar indicios tempranos de los efectos producidos por el manejo dada su sensibilidad a los mismos (Alvarez & Alvarez, 2000). La Figura 2 muestra la relación entre el CDMP y las concentraciones de COT y de COP. La regresión CDMP vs COT y COP con aquellos SC con menor remoción (Pp, SD50 y SD100; Figura 2 a y b) mostró que los cambios en el CDMP fueron explicados significativamente ($P < 0,01$) tanto por el COP como por el COT. Sin embargo, el coeficiente de determinación fue mayor para el COP. En el caso de los SC con alto disturbio (LC50 y LC100; Fi-

gura 2 c y d), la regresión entre el CDMP y COP no fue significativa, mientras que entre CDMP y COT si fue significativa. No obstante, los coeficientes de determinación fueron bajos. Estos resultados confirman lo reportado por Eiza et al. (2006) quienes informaron que la relación entre la MO o la MOP y la EA, es significativa sólo cuando el suelo sufre escaso disturbio, pero no lo es cuando es sometido a laboreo agresivo. Las labranzas agresivas causan ruptura de los macroagregados e inhiben la formación y persistencia del COP dentro de ellos causando la disminución de la EA. Por el contrario, el no laboreo (implementación de pasturas, SD) permitiría una mayor estabilización del COP de microagregados y macroagregados (Six et al., 2000).

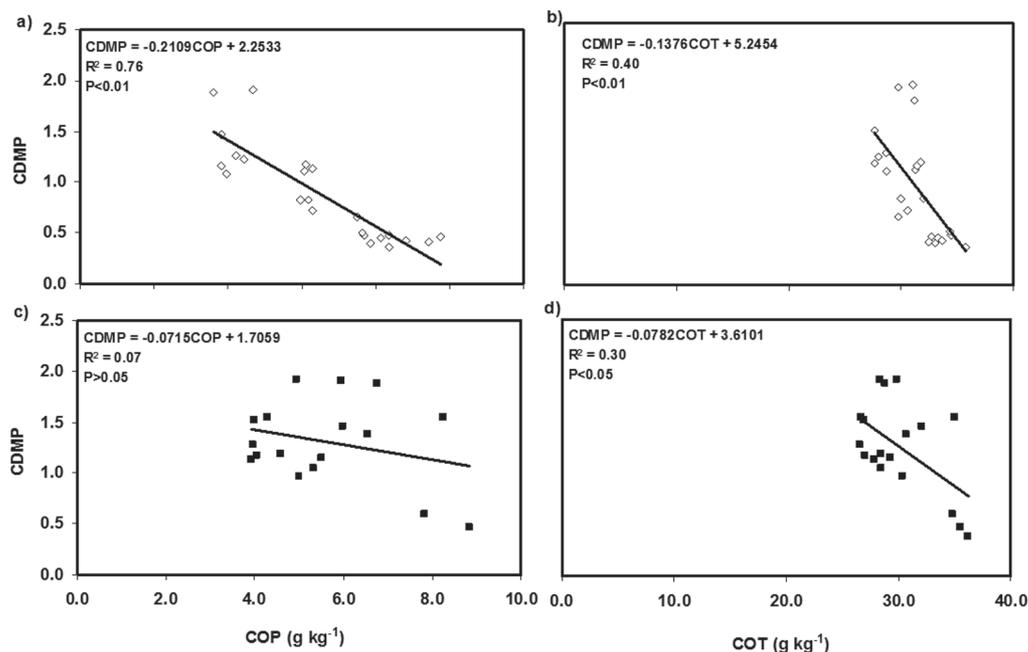


Figura 2: Relación entre el cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP) y carbono orgánico particulado (COP) y carbono orgánico total (COT) de 0-20 cm bajo diferentes sistemas de cultivo (SC) (Pp: pastura permanente; LC: labranza convencional; SD: siembra directa; 50: 50% agricultura-50% pastura; 100: 100% agricultura). a) y b) Sistemas de cultivo con baja remoción (Pp, SD50 y SD100). c) y d) Sistemas de cultivo con alta remoción (LC50 y LC100).

CONCLUSIÓN

Para las condiciones de este experimento, se puede concluir que la EA de la capa superficial del suelo (expresada a través del CDMP) estuvo relacionada con el contenido de COP y con el de COT, siendo altamente significativa ($P < 0,01$) esta situación en aquellos SC con bajo disturbio. Sin embargo, el coeficiente de determinación fue mayor para el COP. A partir de estos resultados, podemos afirmar que la implementación de prácticas de manejo tendientes a lograr al aumento del contenido de MO con bajo disturbio del suelo, como la rotación con pasturas o a través de manejos racionales bajo SD, promueven la formación y estabilización de agregados, a través de la formación y persistencia del COP. Las variaciones del CO del suelo y de la EA están di-

rectamente relacionadas con el comportamiento del sistema poroso del suelo, consecuentemente sobre el de la densidad aparente y de la infiltración. Por ello, el conocimiento de las relaciones entre las variaciones de la MO y sus fracciones y las de algunas propiedades físicas asociadas al uso del suelo es una herramienta importante para entender la dinámica de algunos procesos edáficos bajo un amplio espectro de SC y contribuir a la toma de decisiones de manejo sustentable.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado con fondos del proyecto de investigación de la Universidad Nacional de Mar del Plata N° AGR359/11 y de los proyectos nacionales del INTA AERN-294451 y PNCER-022411.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, R; & CR Álvarez. 2000. Soil organic matter pools and their associations with carbon mineralization kinetics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:184-189
- Camardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 777-783.
- Colombani, E; JL Costa; GA Studdert & E Suero. 2002. Evaluación de propiedades físicas de suelos del sudeste bonaerense bajo distintos manejos. *Proc. 18th Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Puerto Madryn, Chubut, Argentina.*
- de Leenher, L & M de Boodt. 1958. Determination of aggregate stability by change in mean weight diameter. En: *Proc. Int. Symp. On Soil Structure. Medelingen. Van de Landbowhoge School. Ghent, Belgium.* pp 290-300.
- Domínguez, GF; A Andersen & GA Studdert. 2008. Cambios en la estabilidad de agregados en distintos sistemas de cultivo bajo siembra directa y labranza convencional. *XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, San Luis.* En CD
- Domínguez, GF; NV Diovisalvi; GA Studdert & MG Monterubbianesi. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern Pampas. *Soil Tillage Res.* 102: 93-100.
- Eiza, MJ; GA Studdert; N Fioriti & GF Domínguez. 2006. Estabilidad de agregados y materia orgánica total y particulada en moli- soles de balcarce. *XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Salta-Jujuy.* En CD.
- Ernst, O & G Siri-Prieto. 2009. Impact of perennial pasture and tillage systems on carbon input and soil quality indicators. *Soil Till. Res.* 105: 260-268.
- Fabrizzi, KP; A Moron & FO Garcia. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 1831-1841
- García-Préchac, F; O Ernst; G Siri-Prieto & JA Terra. 2004. Integrating no-till into crop-pasture rotations in Uruguay. *Soil Till. Res.* 77:1-13.
- Puget, P & 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.
- SAS. 1999. SAS Institute Inc., SAS OnlineDoc®, Version 8, Cary, NC: SAS Institute Inc
- Schlichting, E; HP Blume & K Stahr. 1995. *Bodenkundliches Praktikum.* Paul Parey. Hamburg, Germany.
- Six, J ; ET Elliott ; K Paustian & JW Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grass- land soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 1367-1377
- Six, J; H Bossuyt; S Degryze & K Denef. 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Till. Res.* 79:7-31
- Studdert, G & HE Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1496-1503.
- Studdert, GA; HE Echeverría & EM Casanovas. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic argiudoll. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1466-1472.
- Weil, RR. & F Magdoff. 2004. Significance of soil organic matter to soil quality and health. Pages 1-43 in F. Magdoff and R. R. Weil, eds. *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture.* CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

STOCK DE CARBONO ORGÁNICO EN HAPLUSTOLES DEL CENTRO-SUR DE CÓRDOBA

Cabrera, F.^{1,2}, A. Becker², B. Parra^{1,2,3}, J. Bedano^{1,2}

¹, CONICET; ², Dpto. de Geología; ³, Dpto. Ecología Agraria, Universidad Nacional de Río Cuarto. abecker@exa.unrc.edu.ar; Dpto. Geología, Universidad Nacional de Río Cuarto, Ruta 36, km 601, Río Cuarto (X5804 BYA). Tel. 54-358-4676229. Trabajo presentado en el XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata 2012.

RESUMEN

El carbono orgánico tiene un fuerte impacto en la calidad del suelo, interactuando con parámetros físicos, químicos y biológicos que determinan la sustentabilidad en los agroecosistemas. El objetivo fue evaluar el stock de carbono orgánico en Haplustoles típicos del centro-sur de Córdoba. El estudio se realizó en la cuenca Gral. Deheza constituida por una planicie eólica donde se han desarrollado predominantemente Haplustoles típicos. El uso es predominantemente agrícola. Se evaluaron dos sistemas de labranza: Siembra Directa (SD) y Labranza Reducida (LR) con rotación soja-soja/maíz y un sistema natural de referencia (NAT) durante 2006-2010. Se tomaron tres muestras compuestas al azar en cada sistema de 0-10 y 10-20cm, previo a la siembra (Septiembre-Octubre). Se determinó carbono orgánico (CO) y densidad aparente (DA). El CO fue transformado en valores de stock (SCO). Los resultados se analizaron estadísticamente con un análisis de la variancia (LCD). Los sistemas de manejo produjeron una marcada disminución del stock de carbono orgánico respecto a la condición natural. El SCO no resultó un buen indicador para diferenciar entre la siembra directa y labranza reducida debido a que no se encontraron diferencias entre estos sistemas de labranza. La siembra directa ampliamente reconocida como un laboreo conservacionista no indicaría en estos suelos un incremento del stock de carbono orgánico. Estos resultados deberían ser considerados en estudios a mayor largo plazo para poder evaluar el el stock de carbono orgánico bajo diferentes sistemas de labranza considerando la calidad del suelo para

mantener la productividad en Haplustoles típicos del centro-sur de Córdoba.

Palabras clave: siembra directa; labranza reducida; degradación

INTRODUCCIÓN

El uso y las prácticas de manejo marcan la dirección y el grado de cambios en el suelo (Smith & Doran, 1996). La siembra directa es el principal sistema de labranza en las explotaciones agrícolas de la región Pampeana subhúmeda, adoptándose por cuestiones de índole económica, conservacionistas, pero no siempre contemplando de una forma holística el impacto que pueda causar sobre el agroecosistema (Galantini & Suñer, 2008). El carbono orgánico tiene un fuerte impacto en la calidad del suelo, interactuando con parámetros físicos, químicos y biológicos que determinan la sustentabilidad en los agroecosistemas (Sá & Lal 2009). Cantú et al. 2007 indican en un estudio realizado en el centro-sur de Córdoba que el contenido de carbono orgánico ha demostrado ser uno de los mejores indicadores de la degradación del suelo. A nivel internacional numerosos autores señalan la importancia de evaluar además del contenido de carbono orgánico el stock del mismo (Yang & Wander, 1999; Hermlé et al. 2008; Yang et al. 2008; entre otros). Es por ello que el objetivo del presente trabajo es evaluar el stock de carbono orgánico en Haplustoles típicos del centro-sur de Córdoba bajo distintos sistemas de labranza.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se desarrolló en una cuenca de llanura ubicada en el centro-sur de la Provincia de Córdoba entre las localidades de General Cabrera y General Deheza (32°45'04" S y 63°48'07" O). El clima es templado subhúmedo con una marcada estación seca en invierno, una precipitación media anual de 695mm y una temperatura media anual de 16°C. El área es una planicie eólica suavemente ondulada donde se han desarrollado predominantemente Haplustoles típicos, limosos, illíticos, tér-micos. El uso actual es predominantemente agrícola.

Los tratamientos evaluados consistieron en dos sistemas de labranzas con dos repeticiones cada uno, Siembra Directa (SD) y Labranza Reducida (LR) utilizando un descompactador subsuperficial con rolo con 5 años consecutivos con el mismo sistema de manejo con rotación soja-soja/maíz y un sistema natural de referencia (NAT) con especies de pastizal bajo y medio (*Stipa* spp, *Paspalum* spp, *Chloris* spp). El muestreo se realizó en el periodo 2006-2010, previo a la siembra (Septiembre-Octubre) con tres muestras compuestas al azar en cada tratamiento, a las profundidades de 0-10 y 10-20cm. La determinación del Stock de carbono orgánico en los sistemas seleccionados, se realizó mediante la metodología propuesta por Ellet & Bettany (1995), en la cual se compara el almacenamiento de carbono a una profundidad fija para todos los sistemas y a una masa equivalente obtenida según la densidad aparente del horizonte superficial más

pesado y a la profundidad fijada previamente.

$$\text{MCO} = \text{CO} * \text{DA} * \text{P} * 10000 \text{ (m}^2 \text{ ha}^{-1}) * 0,001 \text{ (Mg kg}^{-1}\text{)},$$

MCO: masa de Carbono Orgánico por unidad de área,
CO: Concentración de Carbono orgánico (kg Mg^{-1}),
DA: Densidad aparente (Mg m^{-3}),
P: Profundidad de la capa de suelo (m)

El depósito total fue calculado como la sumatoria de los depósitos para cada profundidad de muestreo (Ussiri, 2006; Toledo et al. 2010). Posteriormente, se calculó el Stock de carbono orgánico en función de una masa equivalente de suelo (Andriulo et al. 2008). Los valores de carbono orgánico fueron transformados en valores de stock, mediante el producto entre el contenido de carbono orgánico, la densidad aparente y el espesor del suelo. El contenido de carbono orgánico se determinó por método de combustión húmeda (Walkley-Black modificado, Jackson, 1976) y la densidad aparente por el método del cilindro (Blake & Hartge, 1986). Los resultados obtenidos fueron analizados estadísticamente con el programa Infostat (UNC, 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El stock de carbono orgánico en los sistemas de labranza no mostró diferencias entre ellos, mientras que sí respecto al sistema natural de referencia (NAT) con una disminución del 25% en ambas profundidades (Figura 1 y 2).

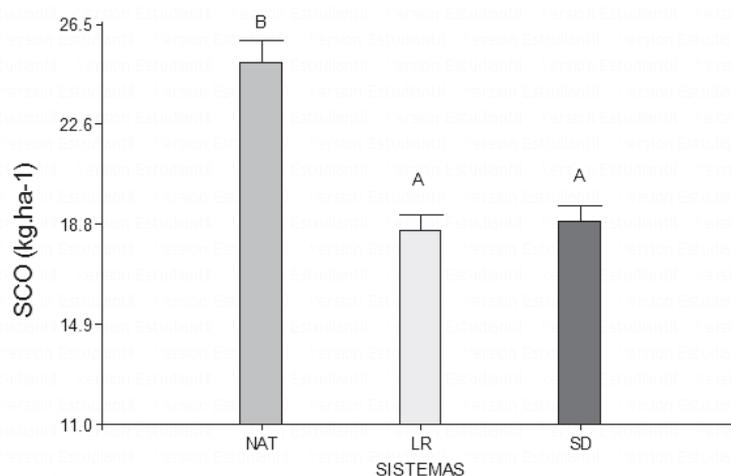


Figura 1. Stock de carbono orgánico (SCO) en sistema natural (NAT), labranza reducida (LR) y siembra directa (SD). Letras distintas representan diferencias significativas (LSD, $\alpha=0,05$) a la profundidad de 0-10 cm.

Estos resultados coinciden con lo expuesto por Andriulo et al. (2008) en cuanto a la no diferenciación entre sistemas de labranzas mediante los contenidos de carbono orgánico en un periodo largo de tiempo. Estos autores plantean que hay un equilibrio dado por el menor ingreso de residuos al interior del suelo en la siembra directa respecto a la labranza reducida, siendo esto compensado por una menor tasa de mineralización en el suelo no removido. La disminución del

Stock de carbono orgánico de los sistemas de manejo evaluados respecto a la condición natural coincide con lo reportado por Cabrera et al. (2011) y Parra (2011) en otros sistemas de la región en estudios. Por otra parte, estos autores expresan que la evaluación del carbono orgánico del suelo sería uno de los indicadores más sensibles para evaluar la degradación de los suelos producida por la actividad de estos agroecosistemas en relación a los sistemas naturales.

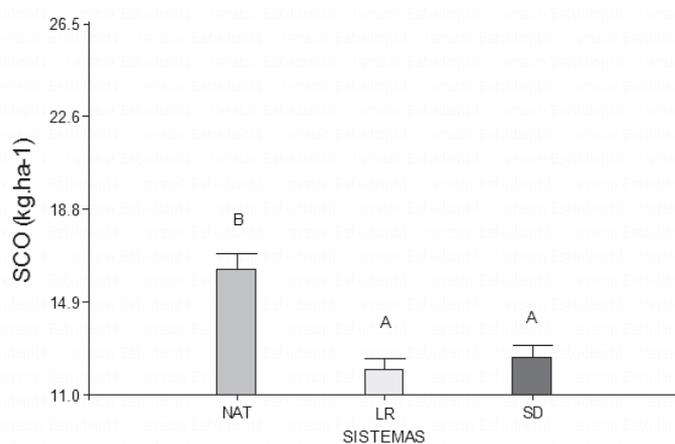


Figura 2. Stock de carbono orgánico (SCO) en sistema natural (NAT), labranza reducida (LR) y siembra directa (SD). Letras distintas representan diferencias significativas (LSD, $\alpha=0,05$) a la profundidad de 10-20 cm.

CONCLUSIÓN

Los sistemas de manejo produjeron una marcada disminución del stock del contenido de carbono orgánico respecto a la condición natural. El stock de carbono orgánico no resulto un buen indicador para diferenciar entre la siembra directa y labranza reducida debido a que no se encontraron diferencias entre estos sistemas de labranza. La siembra directa ampliamente reconocida como un laboreo conservacionista no indicaría en estos suelos un incremento del stock de carbono orgánico. Estos

resultados deberían ser considerados en estudios a mayor largo plazo para poder evaluar el el stock de carbono orgánico bajo diferentes sistemas de labranza considerando la calidad del suelo para mantener la productividad en Haplustoles típicos del centro-sur de Córdoba.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por los Proyectos PICT 605/06 (ANPCyT) y PPI-18/318 (UNRC).

BIBLIOGRAFÍA

- Andriulo, A; MC Sasal; AB Irizar; SB Restovich & F Rimatori. 2008. Efecto de diferentes sistemas de labranza, secuencias de cultivo y de la fertilización nitrogenada sobre los stocks de C y N edáficos. En: Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina. Ed: Galantini J.A. (EdiUNS). Argentina. 117-126 pp.
- Blake, G & K Hartge. 1986. Bulk density. In: A. Klutr (Ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 1. Agron. Monog 9. Am. Soc. Agron. Madison, Wisconsin, E.E.U.U.* pp 363-375.
- Cabrera, F; A. Becker; B Parra; J Bedano & M Cantú. 2011. Evaluación del Stock de carbono orgánico y pH en Haplustoles del centro-sur de Córdoba en dos sistemas de labranza. Taller "efecto de las practicas de manejo a largo plazo sobre las propiedades químicas del suelo". AACs, CONICET, UNS. <http://labspa.blogspot.com/>.
- 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(2):173-178.
- Davidson, JM & IL Ackerman. 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20:161-193.
- Ellert, BH & JR Bettany. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil Sci.* 75:529-538.
- Galantini J & L Suárez. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscientia* XXV(1):41-55.
- Hermle, S., T. Anken, J. Leifeld, & P. Weiskopf. 2008. The effect of the tillage system on soil organic carbon content under moist, cold-temperate conditions. *Soil Till. Res.* 98:94-105.
- Jackson, M. 1976. *Análisis Químico de Suelos*. Ed. Omega, Barcelona.
- Parra, B. 2011. Indicadores de degradación de Haplustoles del centro de Córdoba para evaluar la sustentabilidad de agroecosistemas. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto. 100pp.
- Sa, J & R. Lal. 2009. Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. *Soil Tillage Res.* 103 (1): 46-56.
- Smith J & J Doran. 1996. *Methods for assessing soil quality*. Soil Science Society of America. Special publication N°49. Madison. USA.
- Toledo, DN; S Arzuaga & S Vázquez. 2010. Fracciones orgánicas y stock de carbono y nitrógeno en suelos rojos de Misiones. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 5 pp.
- Universidad Nacional de Córdoba. 2011. *Estadística y Biometría, InfoStat. Versión 1.6*.
- Ussiri, D; R Lal & PA Jacinthe. 2006. Soil properties and carbon sequestration of afforested pasture in reclaimed Minesoils of Ohio. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70(5):1797-1806.
- Yang, X & MM Wander. 1999. Tillage effects on soil organic carbon distribution and storage in a silt loam soil in Illinois. *Soil Till. Res.* 52(1-2):1-9.
- Yang, X.M., Drury, C.F., Reynolds, W.D. & Tan, C.S., 2008. Impacts of long-term and recently imposed tillage practices on the vertical distribution of soil organic carbon. *Soil Till. Res.* 100: 120-124.

VARIACIÓN ESTACIONAL DE LA MATERIA ORGÁNICA PARTICULADA BAJO DOS SISTEMAS DE LABRANZA

Carabaca, J.C.; M.C. Zagame; G.A. Studdert & G.F. Domínguez

Fac. Ciencias Agrarias (UNMdP), Unidad integrada Balcarce; C.C. 276; (7620) Balcarce, Buenos Aires;

Trabajo Presentado en el XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario, Santa Fe, 31 de mayo al 4 de junio de 2010.

RESUMEN

Las fracciones lábiles de la materia orgánica (MO) del suelo como la MO particulada (MOP), son sensibles a las prácticas de manejo y pueden variar a lo largo del año. El conocimiento de tal variación permitiría ajustar el uso de la MOP como indicador de la calidad/salud del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar la variación estacional del MOP bajo labranza convencional (LC) y bajo siembra directa (SD) y dos historias de fertilización nitrogenada (con y sin N). La experiencia se llevó a cabo en un ensayo de larga duración en Balcarce. Se determinó el carbono orgánico (CO) total (COT), asociado (COA) y particulado (COP) de muestras de suelo a las profundidades de 0-5 y 5-20 cm tomadas en cinco momentos de muestreo (MM) entre otoño y primavera de 2007. Sólo hubo efecto de la fertilización nitrogenada y de los sistemas de labranza sobre el COT y el COP de 0 a 5 cm. Tanto para COT como para COA, las variaciones entre MM fueron de escasa magnitud y no presentaron una tendencia clara a ninguna de las profundidades. El COP sufrió variaciones relativas mayores a las profundidades analizadas, pero tampoco mostró una tendencia clara. Contrariamente a lo esperado, los contenidos de COP no disminuyeron entre el otoño y la primavera.

Palabras clave: materia orgánica lábil; siembra directa; labranza convencional.

INTRODUCCIÓN

La MO ejerce un efecto dominante sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y

está compuesta por fracciones de distinta labilidad (Stevenson & Cole, 1999). La MOP es una fracción lábil constituida por restos vegetales y animales en distintos grados de descomposición, tiene un tamaño de partícula de 50 a 2.000 μm , presenta una relación C/N relativamente alta, rápido reciclo y puede ser separada por tamizado (Cambardella & Elliot, 1992). El seguimiento de la variación de la MOP puede dar indicios tempranos de los efectos de las prácticas de manejo (Fabrizzi et al., 2003). La MOP se relaciona con el crecimiento microbiano y el suministro y la disponibilidad de nutrientes (Gregorich et al., 1994), particularmente con el nitrógeno (N) (Fabrizzi et al., 2003). Además, está íntimamente relacionada a la dinámica de la formación y estabilización de agregados (Six et al., 2004).

La MOP sufre cambios continuos a causa de la acumulación y descomposición de materiales orgánicos, de las prácticas de manejo y de las condiciones meteorológicas. Debido a que tales factores varían a lo largo del año, es de prever que la MOP se comporte de la misma manera (Wander, 2004), pudiéndose esperar que en la capa arable disminuya a tasas directamente proporcionales a la agresividad del SL utilizado, desde el otoño hasta la primavera con el aumento de las temperaturas. En el Sudeste Bonaerense se ha observado escasa diferencia en la MOP entre distintos SL, con excepción de los primeros centímetros de suelo (Diovisalvi et al., 2008; Domínguez et al. 2009). En general las experiencias locales han evaluado el contenido de MOP en otoño y no se cuenta con información respecto a su variación a lo largo del año. El conocimiento de la misma permitiría adaptar el manejo de los sistemas de cultivo para mejorar la productividad y ajustar el

uso de la MOP como indicador de la calidad/salud del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar la variación estacional de la MOP desde el otoño hasta la primavera, bajo dos sistemas de labranza (SL) y dos historias de fertilización nitrogenada (FN).

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se llevó a cabo en un ensayo iniciado en 1997 en la Unidad Integrada Balcarce sobre un complejo de suelos Argiudol Típico y Paleudol Petrocálcico con menos de 2 % de pendiente y textura superficial franca. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con parcelas divididas y tres repeticiones. A las parcelas principales se les asignó el SL (LC y SD) y a las subparcelas, la historia de FN (120 kg N ha⁻¹ N (120N) y 0 kg N ha⁻¹ (0N)). Se tomaron muestras de suelo (0-5 y 5-20 cm) en cinco MM: 23 de mayo (M1), 17 de julio (M2), 4 de septiembre (M3), 16 de octubre (M4) y 11 de diciembre (M5) de 2007. La MOP fue separada por tamizado en agua según Cambardella y Elliott (1992).

Se determinó el contenido de COT y de COA (fracción <50 µm) por el método de combustión húmeda con mantenimiento de la temperatura de reacción (Schlichting et al., 1995). El COP se calculó por diferencia entre el COT y el COA. Los resultados se analizaron por análisis de varianza con un modelo lineal mixto (PROC MIXED, SAS, 1999), siendo el SL y la FN efectos fijos, y el bloque, aleatorio. Los MM fueron considerados como mediciones repetidas en el tiempo. Las medias fueron comparadas mediante la prueba de la diferencia mínima significativa.

RESULTADOS

Para COT y sus fracciones no hubo interacción significativa de tres vías entre SL, FN y MM, tampoco entre FN y MM ni entre SL y MM, a ninguna de las profundidades. Los contenidos de COT y de COP a las profundidades de 5 a 20 y de 0 a 20 cm y de COA en todas las profundidades, no presentaron diferencias significativas debidas a los SL ni a la FN. En cambio, tanto el COT como el COP a la profundidad de 0 a 5 cm mostraron un efecto significativo producto de la interacción entre los SL y la FN. En la Figura 1 se presenta esta interacción sobre el contenido de COT (Figura 1a) y de COP (Figura 1b). Bajo LC no hubo un efecto significativo de la FN ni para COT ni para COP. En cambio, bajo SD los contenidos no sólo fueron mayores, sino que además fueron más altos con 120N.

Hubo un efecto significativo de los momentos de muestreo para COT y sus fracciones en todas las profundidades analizadas (Figura 2). Para COT (Figura 2a) se observa un menor contenido de COT en M2 y M4. A pesar de que estos valores son significativamente menores, la diferencia con los demás muestreos es pequeña e implicaría una variación en el contenido de COT menor que 2.00 g kg⁻¹. El contenido de COA a lo largo de los MM también varió y en las tres profundidades analizadas los menores contenidos se registraron en M2 y M3 (Figura 2b), aunque las diferencias fueron muy pequeñas. Los contenidos de COP también sufrieron variaciones significativas a lo largo del año (Figura 2c). El M4 presentó los menores valores para todas las profundidades.

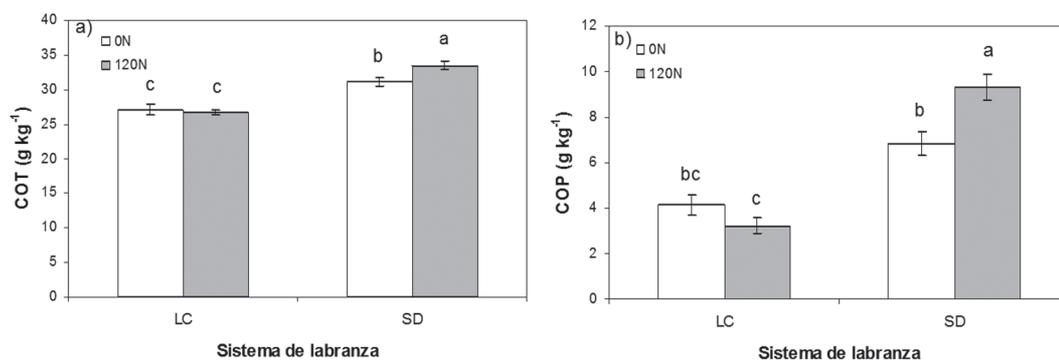


Figura 1: Contenido de COT (a) y de COP (b) de 0 a 5 cm con LC y SD, con 120N y 0N. Las barras verticales indican error estándar. Diferentes letras indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

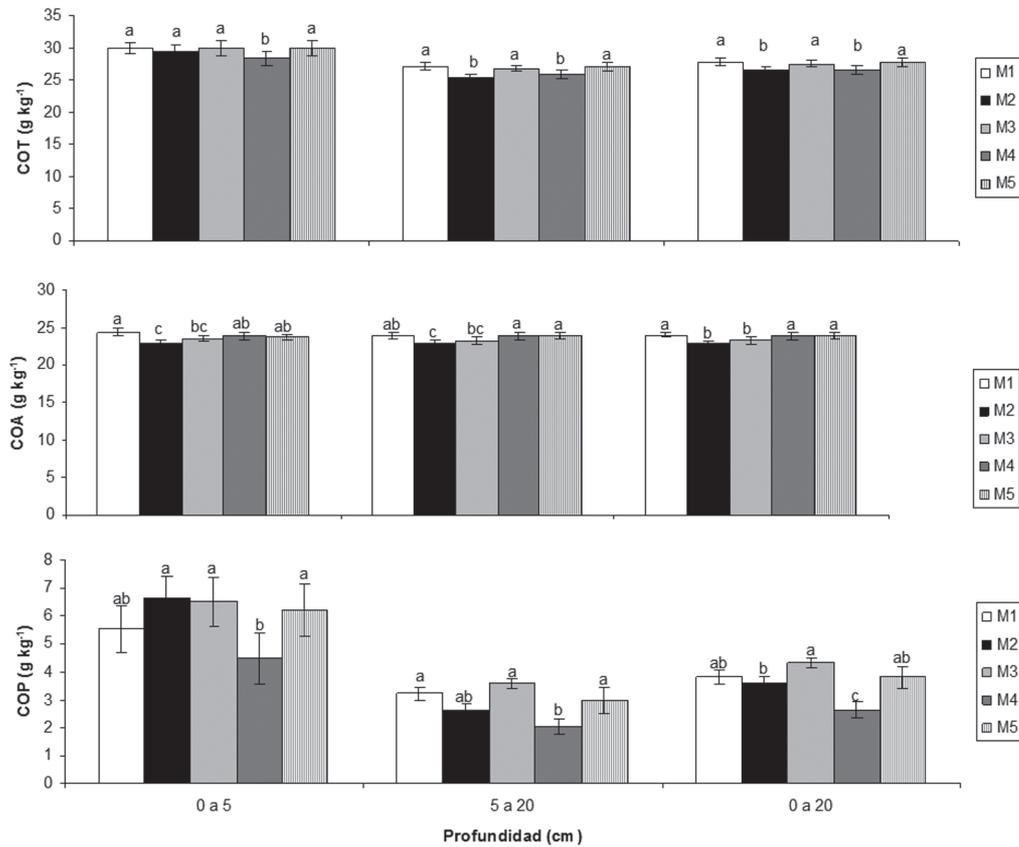


Figura 2: Contenido de COT (a), COA (b) y COP (c) de 0 a 5, 15 a 20 y 0 a 20 cm. para cada uno de los momentos de muestreo. Las barras verticales indican error estándar. Diferentes letras indican diferencias significativas dentro de una misma profundidad ($p < 0,05$).

DISCUSIÓN

El COT y el COP son sensible a los efectos de manejo y, por lo tanto, su mayor contenido de 0 a 5 cm en las parcelas con SD (Figuras 1a y 1b) puede ser debido a la presencia de rastrojos en la superficie. Esto provoca un intenso reciclaje de C en los primeros centímetros del suelo. Bajo LC dicha estratificación no se manifestó debido a la mezcla del suelo provocada por el laboreo (Wander, 2004). Estos resultados no difieren de los presentados por Diovisalvi et al. (2008), Domínguez et al. (2009). El mayor contenido de COP y de COT en los primeros 5 cm bajo SD con 120N (Figura 1), puede ser debido al mayor aporte de residuos por parte de los cultivos de la rotación que recibieron FN (Studdert & Echeverría, 2000) ya que la producción de materia seca aérea bajo SD de los cinco cultivos previos fue de 8318 y 11771

kg ha⁻¹ año⁻¹ para 0N y 120N, respectivamente (Domínguez, com. pers.).

Tomando los valores extremos de COT entre los MM (Figura 2a) las variaciones representan un 5.71, 6.00, y 4.72% para las profundidades de 0 a 5, 5 a 20 y 0 a 20 cm, respectivamente. Para COA (Figura 2b) las variación entre los valores extremos fue de 6.12, 4.56, 4.70%, respectivamente. Los datos no muestran una variación importante e indican un comportamiento estable de dichas variables a lo largo del año.

Para el COP las diferencias relativas fueron 32.85, 43.47 y 38.92% para las profundidades de 0 a 5, 5 a 20 y 0 a 20 cm, respectivamente. La evolución del COP a lo largo de los MM no mostró una tendencia clara. En general M4 fue el muestreo con un contenido de COP menor que M1, M2, M3 y M5

que no se diferenciaron significativamente entre sí (Figura 2c). La escasa diferencia observada entre M1, M2 y M3 podría estar relacionada con que el cultivo previo a esta experiencia fue trigo, cuyos residuos tienen una alta relación C/N y permanecieron en superficie desde la cosecha a principios de enero y sólo fueron incorporados en las unidades experimentales bajo LC en el mes de agosto. Dadas las características de ese rastrojo y su ubicación, las tasas de su descomposición (Sánchez et al., 1996) y de mineralización del CO₂, habrían sido bajas hasta que las temperaturas comenzaran a elevarse en el mes de septiembre (El-Haris et al., 1983). La mayor mineralización entre M3 y M4 podría haber provocado una caída en el contenido de COP. Zagame (2009) observó un comportamiento similar para el N incubado anaeróbico, una variable estrechamente relacionada con la MOP (Fabrizzi et al., 2003). El aumento en el contenido de COP que ocurrió entre M4 y M5 (Figura 2c) podría ser

atribuido al crecimiento radical del cultivo de maíz y las malezas, favorecido por una alta temperatura y una buena provisión de agua. Se estima que la cantidad de C depositado en la rizosfera es de aproximadamente un 40% del C asimilado por las plantas (Bottner et al., 1999).

CONCLUSIÓN

Ni los niveles de COP, ni los de COA y COT en la capa arable del suelo mostraron una disminución desde el otoño hasta la primavera como era esperado. El COP manifestó valores relativamente constantes a lo largo de los MM, aunque con algunas variaciones entre ellos pero que no mostraron la tendencia esperada. Sería necesario continuar con este tipo de investigación en años próximos, incorporando una mayor diversidad y amplitud de usos del suelo, y una mayor cantidad de observaciones.

BIBLIOGRAFÍA

- Bottner, P; M Pansu & Z Sallih. 1999. Modelling the effect of active roots on soil organic matter turnover. *Plan. Soil.* 216(1-2):15-25.
- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56(3):777-783.
- Diovisalvi, NV; GA Studdert; GF Dominguez & MJ Eiza. 2008. Fracciones de carbono y nitrógeno orgánicos y nitrógeno anaeróbico bajo agricultura continua con dos sistemas de labranzas. *Ciencia del Suelo* 26(1):1-11.
- Dominguez, GF; NV Diovisalvi; GA Studdert & MG Monterubbianesi. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern Pampas. *Soil Tillage Res.* 102(1):93-100.
- El-Haris, MK; VL Cochran; LF Elliot & DF Bezdicek. 1983. Effect of tillage, cropping, and fertilizer management on soil nitrogen mineralization potential. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47(6):1157-1161.
- Fabrizzi, KP; A Morón & FO García. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67(6):1831-1841.
- Gregorich, EG; MR Carter; DA Angers; CM Monreal & BH Ellert. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74(4):367-385.
- Sanchez SR; GA Studdert & HE Echeverría. 1996. Descomposición de residuos de cosecha en un argiudol típico. *Ciencia del Suelo*, 14(2):63-68.
- SAS. 1999. SAS Online Doc, Versión 8. SAS Institute Inc., Cary, Nort Carolina, EEUU. <www.sas.com> [Consultado 1 de marzo de 2000].
- Six, J; H Bossuyt; S Degryze & K Denef. 2004. A history of research on the link between microaggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Tillage Res.* 79(1):7-31.
- Schlichting, E; HP Blume & K Stahr. 1995. *Bodenkundliches Praktikum*, Berlin/Wien: Blackwell Wissenschafts-Verlag, 1995, 295 p.
- Stevenson, FJ; MA Cole. 1999. Cycles of soil. Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. 2nd edition. John Wiley & Sons, Inc., New York, EEUU. 427 p.
- Studdert, GA & HE Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64(4):1496-1503.
- Wander, MM. 2004. Soil organic matter and their relevance to the soil function. In: Magdoff, K.; Weil, R.R. (eds.) *Soil organic matter in sustainable agriculture*. CRC Press, Florida, EEUU. pp. 67-102.
- Zagame, MC. 2009. Variación estacional del nitrógeno anaeróbico del suelo bajo dos sistemas de labranza. Tesis de Grado. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Balcárce, Argentina. 34 p.

CALIDAD DEL SUELO EN EL ÁREA SUR DE LA CUENCA DEL ARROYO CLAROMECÓ

Carrasco N.¹, J. L. Costa² & M. S. Zamora¹

¹, Chacra Experimental Integrada Barrow. INTA-MAA. C.C. 50, (B7500), Tres Arroyos, Buenos Aires

², Unidad Integrada Balcarce (INTA-FCA), EEA Balcarce, CC 276, (7620), Balcarce, Bs. As.

Trabajo presentado en el XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Potrero de los Funes, 2008.

RESUMEN

Para obtener información de los efectos de las labranzas sobre el suelo, se realizaron diferentes ensayos en Argentina; pero pese a ello, el resultado de los diferentes manejos en los patrones espaciales aún es escasamente comprendido. A su vez, resulta necesario revalidar la información generada por estos ensayos aplicándola al área geográfica de la cuenca del arroyo Claromecó. El objetivo de este trabajo es detectar los indicadores físicos de calidad de suelo que permitan un conocimiento del estado de las distintas series de suelo, dominantes en función de su utilización, presentes en la región geográfica del sur de la Cuenca del Arroyo Claromecó. Se seleccionaron las series de suelo más representativas de éste área, y en cada una se escogieron tres lotes que fueron considerados como repeticiones, para cada tratamiento: 1- con incorporación de los rastrojos al suelo (LC), 2- sin incorporación (SD) 3- en el máximo estado de conservación del suelo (PR). Los indicadores químicos evaluados fueron C Orgánico (Corg), N Potencialmente Mineralizable (Npot), N Orgánico Total (Norg), pH, fósforo disponible (P) y Capacidad de intercambio de cationes (CIC). No todas las variables resultaron buenas indicadores de la calidad del suelo en la región mencionada. De todos los indicadores analizados, el Npot fue el más discriminante entre suelos, tratamientos y profundidades, hallando diferencias entre todos ellos; mientras que Corg y Norg no pudieron detectar diferencias. Por último, la CIC solamente fue discriminante entre las series de suelo, y el pH no presentó diferencias significativas.

Palabras clave: calidad químicos de suelo, indicadores, área de la cuenca.

INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso natural fundamental, y la calidad del suelo refleja el efecto integrado de las prácticas de manejo en las propiedades edáficas que determinan la productividad de los cultivos y la sustentabilidad de los sistemas (Romaniuk et al., 2007).

En los últimos años han incrementado las investigaciones sobre el uso de los suelos agrícolas como mitigadores de los elevados niveles atmosféricos de gases con efecto invernadero. Es así que el almacenaje de carbono (C) y nitrógeno (N) dentro de la materia orgánica (MO) por parte del suelo aparece como una alternativa viable para ser adoptada en extensas áreas por ser de relativo bajo costo y fácil implementación (Fabrizzi et al., 2006 Wright Hons 2005). Además, existen otros beneficios para el suelo, como el incremento de la capacidad de retención hídrica, la mejora en la estructura y el aumento de la fertilidad (Wright & Hons. 2005).

El secuestro potencial de C por parte del suelo varía según el sistema de labranza utilizado (Wright y Hons, 2005, Fabrizzi et al., 2003).

Pese a todos los estudios realizados, los efectos de los diferentes manejos en los patrones espaciales de Argentina aún son escasamente comprendidos (Tomer et al., 2006) y son insuficientes las publicaciones que hay en el país y en el mundo que reporten la respuesta de los stocks de C y nutrientes del suelo a los diferentes manejos a través de los gradientes de suelos y labranzas (Sherrod et al., 2005); a la vez que resulta necesario revalidar la información generada por estos ensayos de larga duración aplicándola al área geográfica de la cuenca del

arroyo Claromecó y a nivel de lote de productor. El objetivo planteado es detectar los indicadores químicos de calidad de suelo que permitan un conocimiento del estado de los distintos tipos de suelos dominantes presentes en la región geográfica del sur de la Cuenca del Arroyo Claromecó.

MATERIALES Y MÉTODOS

El muestreo fue realizado en el sur de la cuenca del Arroyo Claromecó, en el partido de Tres Arroyos,

provincia de Buenos Aires. Dentro de toda la cuenca, ésta es el área en donde el perfil del suelo es más profundo y posee una mayor aptitud agrícola por lo cual la intensidad de uso del suelo es mayor. Se determinaron las series de suelos más representativas del área en base al mapa del partido de Tres Arroyos (TA) provisto por el Instituto de Suelos del INTA Castelar, de escala 1:50.000; entre éstas se realizó una nueva selección de los más dominantes resultando tres series: Ochandio 6 (Och6), Tres Arroyos 24 (TA24) y Laprida 16 (Lpd 16) que son localizados en la Fig. 1.

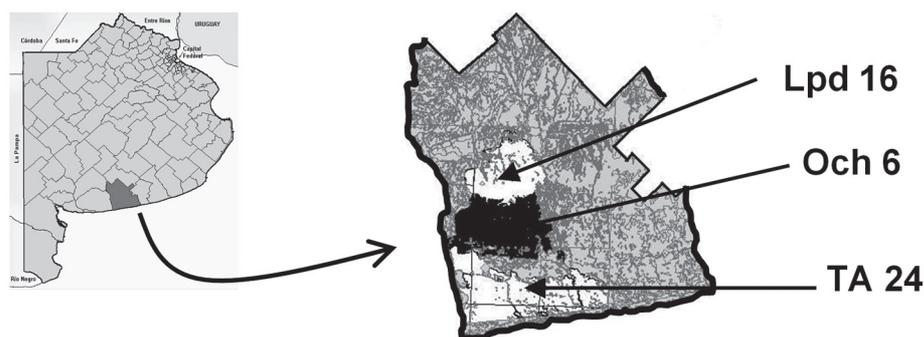


Figura 1. Localización geográfica dentro de la provincia de Buenos Aires, del área bajo estudio y las diferentes series de suelo.

Se escogieron 27 parcelas: seis situaciones de agricultura para cada serie de suelo con rasgos comunes de producción: historia de uso agrícola lo más larga posible, con fertilización y con la menor utilización de insecticidas al suelo. En tres de ellas, desde hace por lo menos más de 5 años se realiza un manejo de los rastrojos tendiente a su acumulación en superficie, efectuándose siembra directa de los cultivos sobre el rastrojo del antecesor (SD). En las otras tres los rastrojos son incorporados por medio de labranza convencional (LC). Asimismo en cada serie se seleccionaron tres lugares donde el suelo se considera que se encuentra en su máximo estado de conservación para ser considerados como referencia (PR). En cada uno se estableció un área de estudio de 10 x 10 m que fue georreferenciada luego de comprobar la presencia de la serie de suelo de interés a través de calicatas. En todos los casos de LC y SD los lotes se encontra-

ban con rastrojo de trigo.

En mayo de 2007 se llevó a cabo el muestreo y la cantidad de repeticiones dependió según la determinación.

- 1- Carbono Orgánico (Corg) p el método de Rhoades (1982).
- 2- Nitrógeno Potencialmente Mineralizable (Npot): estimado mediante la incubación de muestras de suelo en condiciones de anegamiento (Keeney 1982).
- 3- Nitrógeno Orgánico Total (Norg) por micro-Kjeldahl (Bremner y Mulvaney 1982).
- 4- pH con electrodo de vidrio.
- 5- Fósforo disponible (PBray) (Bray y Kurtz 1945).
- 6- Capacidad de intercambio de cationes (CIC)
- 7- Cationes intercambiables (CI): se tomó una muestra compuesta de 40 submuestras con un sa-

camuestras a 0-10 y 0-20 cm de profundidad, la cual fue secada a 35°C, molida y tamizada por 2 mm y 0,5 mm según la determinación.

Los datos obtenidos fueron analizados estadísticamente considerando a cada serie de suelo como una localidad, al tener entre sí diferencias en las condiciones climáticas y en el tipo de suelo. El análisis de los datos obtenidos fue realizado con el procedimiento Proc Mixed del paquete estadístico de Statistical Analysis Systems (SAS Institute Inc, 2001).

RESULTADOS

C orgánico (Corg)

Los contenidos de Corg no mostraron diferencias significativas entre tratamientos al analizarlo para las dos profundidades y las tres series de suelo en conjunto. Sin embargo, el Corg dentro de cada serie de suelo se comportó diferente en cada serie de suelo según se observa en la interacción significativa suelo x sistema de labranza (la combinación de factores determina el tratamiento ($p < 0,05$) (Tabla 1). En SD, los niveles de Corg ha^{-1} fueron significativamente menores en Och6 que en las otras dos series ($p < 0,05$), en PR el valor promedio de Och6 nuevamente fue el menor, pero en este caso, las otras dos series de suelo se diferencian entre sí

($p < 0,01$) por una diferencia de $76,7 \text{ Mg ha}^{-1}$. Por último, en LC no se observaron diferencias entre los tratamientos. El valor promedio más alto fue de $31,5 \text{ Mg ha}^{-1}$, registrado en PR (Fig. 2).

Se detectaron diferencias altamente significativas ($p < 0,01$) entre las series de suelo, con promedios de $23,8$, $19,3$ y $27,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ para Lpd16, Och6 y TA24 respectivamente (Fig. 3).

También presentaron diferencias altamente significativas los valores de Corg a los 0-10 comparados con los de 10-20 cm ($p < 0,01$), con una diferencia de $31,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ a favor de la primera profundidad.

N orgánico (Norg)

La interacción suelo x sistema de labranza resultó significativa (Tabla 1). En la Fig. 4 se observa el comportamiento diferencial de SD, LC y PR en cada serie de suelo. En cada tratamiento Och6 fue el que presentó menores valores de Norg en comparación con las otras series de suelo. En cambio el comportamiento de Lpd16 y TA24 fue diferente en cada según el tratamiento. En SD TA24 no se diferenció de ninguna serie, en cambio, Lpd16 presentó el mayor valor promedio ($0,115 \text{ g Norg } 100 \text{ g}^{-1} \text{ suelo}$). El caso inverso se presentó en LC, donde la que no se diferenció fue la serie Lpd16, y en éste caso el valor más alto se encuentra en TA24 ($0,123 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1} \text{ suelo}$).

Tabla 1. Análisis estadístico de C orgánico (Corg), N orgánico (Norg), P disponible (P), N potencialmente mineralizable (Npot), capacidad de intercambio catiónico (CIC) y pH (p).

Efecto	Corg	Norg	P	Npot	CIC	pH
Suelo	<0,001	<0,001	0,1493	<0,001	<0,001	0,5153
Tratamiento	0,5808	0,0924	0,0013	<0,001	0,5287	0,7608
Suelo * Tratamiento	0,0139	0,0144	0,0898	<0,001	0,1714	0,4426
Profundidad	0,0054	0,0003	0,2178	<0,001	0,1840	0,6338
Suelo * Profundidad	0,9895	0,3382	0,9639	0,0120	0,8136	0,7298
Tratamiento * Profundidad	0,1676	0,1500	0,8625	<0,001	0,2229	0,5324
Suelo * Tratamiento * Profundidad	0,3896	0,7314	0,9713	0,0049	0,7482	0,8842

Por último, cuando el suelo se encuentra en su máximo estado de conservación, la cantidad de Norg registrada, se encuentra dentro del mismo rango de valores que en LC y SD, pero en este caso, TA24 tiene mayor cantidad de Norg.

Como ocurrió con Corg, nuevamente se detectaron diferencias altamente significativas ($p < 0,01$) al comparar las dos profundidades y al comparar las tres series de suelos. Hay en promedio 3,95 g más de N orgánico cada 100 g de suelo en la capa superficial de 0-10 cm que en los 10 cm siguientes.

De la comparación de las tres series de suelo en forma global para 0-20 cm y sin tener en cuenta los tratamientos surge que Lpd16 es diferente de Och6 ($p < 0,05$) y de TA24 ($p < 0,01$). A su vez, Och6 también es diferente de TA24 ($p < 0,01$). Los promedios fueron de 0,1081, 0,09083 y 0,1291 g Norg 100 g⁻¹ suelo para Lpd16, Och6 y TA24 respectivamente.

Los tratamientos tienen valores promedio de 0,1072, 0,1181 y 0,1027 g Norg 100 g⁻¹ suelo, sin haberse hallado más diferencias que entre PR y SD ($p < 0,05$).

P disponible

Las interacciones testeadas fueron no significativas (Tabla 1).

Se registraron diferencias altamente significativas ($P < 0,01$) entre tratamientos (Tabla 1). En un análisis posterior se comparó cada tratamiento de a pares, y se obtuvo que SD y LC tiene un promedio de P disponible de 10,5 y 11 mg kg⁻¹ respectivamente, y son diferentes estadísticamente ($p < 0,01$) a PR cuyo promedio fue de 40,7 mg kg⁻¹. Estos resultados sugieren que en estos suelos la remoción de la capa superficial con diferentes herramientas de labranza no modifica la oferta de este elemento con respecto a la no remoción del mismo.

En relación a la profundidad, los valores registrados en 0-10 y 10-20 no son estadísticamente diferentes (29,2 y 20,6 mg kg⁻¹ respectivamente con un desvío estándar de 7,1 en ambos).

Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)

En el análisis estadístico de la CIC, las interacciones fueron no significativas y únicamente se presentaron diferencias estadísticas altamente significativas ($p < 0,01$) entre las tres series de suelo (Fig. 5). Och6 exhibió un promedio de 16,39 que fue el menor, luego Lpd16 con un promedio intermedio (20,98) y por último, el valor más alto se halla en TA24, con 25,9. No se detectaron diferencias entre profundidades ni entre tratamientos.

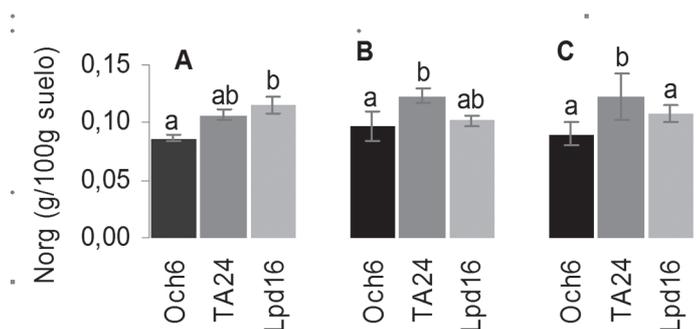


Figura 4. A. N orgánico (Norg) expresado en g/100 g suelo en SD para las tres series de suelo. B. Norg (g/100 g suelo) LC en las tres series de suelo. C. Norg (g/100 g suelo) en PR en las tres series de suelo. Las barras indican (es). Letras diferentes indican diferencias estadísticas.

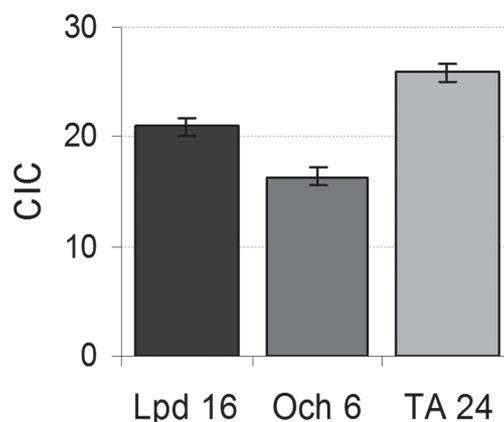


Figura 5. Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) en cada serie de suelo. Barras indican es.

pH

Al analizar el pH en el área de la cuenca del arroyo Claromecó, no se hallaron diferencias entre tratamientos (SD, LC y PR), ni entre suelos (Lpd16, TA24 y Och6), ni entre profundidades (0-10 y 10-20 cm). Las interacciones tampoco fueron significativas estadísticamente.

La falta de efecto de la labranza sobre el pH ya ha sido reportada por Sanzano et al. (2005), Díaz-Zorita (2004, 1999), Kruger (1996) y Sánchez et al. (1998) en diferentes estudios similares.

En algunos ensayos realizados en la región Pampeana se ha detectado una acidificación del suelo bajo siembra directa, debido al aumento de los valores de Corg (Buschiazzo et al., 1998), así como Blevins et al. (1983) reporta que hay un proceso de acidificación por el uso de fertilizantes nitrogenados. En los lotes analizados del sur de la cuenca del arroyo Claromecó, ninguna de estas dos posibles causas se presentaron, ya que los niveles de fertilización con N de la región son bajos con respecto a los presentados por Blevins y no hay un aumento en el Corg en ningún tratamiento, por lo cual es de esperar que el pH no haya variado entre tratamientos.

Nitrógeno potencialmente mineralizable (Npot)

En la Tabla 1 se observa que todas las interacciones

posibles y todas las comparaciones fueron altamente significativas ($p < 0,01$) excepto suelo*profundidad que resultó significativa al 0,05.

La significancia ($p < 0,01$) presentada en la interacción triple suelo x sistema de labranza x profundidad señala que el Npot varía en la profundidad para un mismo suelo y tratamiento, así como varía entre tratamientos para una misma profundidad y serie de suelo, y también varía entre los tres diferentes suelos para un mismo tratamiento y profundidad. En la fig. 6 se encuentra graficada la interacción suelo*tratamiento. La variación entre los niveles de Npot en cada suelo dentro de un mismo tratamiento fue diferente al comparar los tratamientos. En LC no se presentaron diferencias, a la vez que en PR Och6 y Lpd16 son iguales y menores que TA 24 ($p < 0,01$), con promedios de 57,2, 64,6 y 92,2 mg N - NH_4^+ kg^{-1} respectivamente. Por último, en SD, Och6 contiene significativamente menos Npot que TA24 ($p < 0,05$), con valores promedio de 34,2 y 45,7 mg N- NH_4^+ kg^{-1} respectivamente, mientras que Lpd16 no se diferenció de ninguno.

La interacción suelo*profundidad es significativa al 0,05 ya que, si bien los mayores valores de Npot siempre se registraron en los primeros 10 cm, la magnitud de la diferencia con los valores de 10-20 cm. fue diferente ($p < 0,01$) en cada serie de suelo analizada. Un comportamiento similar se observa al comparar todas las series de suelo dentro de una misma profundidad. Tanto en 0-10 como en

10-20 cm, Lpd16 y Och6 no tienen diferencias de significancia entre sí, pero son menores ($p < 0,01$) que TA24 y los valores promedio para los primeros 10 cm están por encima de $52,5 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$, mientras que en los 10-20 el promedio de Npot mayor es de $45,7 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$.

Cuando se analiza la interacción tratamiento*profundidad. El valores de Npot de las profundidades dentro de cada serie de suelo presentaron un comportamiento similar al de la interacción suelo*profundidad (niveles más altos de Npot en los 0-10 cm de profundidad con respecto a 0-20). Cuando se analizan los tratamientos en cada profundidad, se observa que SD y LC no tuvieron diferencias estadísticas entre sí para ninguna de las dos profundidades, y que PR tiene diferencias altamente significativas ($p < 0,01$) con SD y LC ya que presenta más de 40 y más de 17 $\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ de diferencia con ambos tratamientos en los 0-10 y 10-20 cm, respectivamente.

Además de las interacciones que resultaron en su totalidad significativas, se detectaron diferencias altamente significativas ($p < 0,01$) entre los tratamientos, en concordancia con los resultados obtenidos por Cambardella et al., (2004), profundidades y series de suelo. Entre el Npot hallado en 0-10 cm y el de 10-20 hay una diferencia ($p < 0,01$) de $21,7 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ más en los primeros 10 cm, y al comparar suelos entre sí y tratamientos entre sí se observa que en ambos casos hay dos (Lpd16 y Och6 en el caso de las series y SD y LC entre tratamientos) que no tienen diferencias entre sí, y que además son menores que TA24 en la comparación entre suelos, y PR al comparar el uso del suelo. Los valores promedio obtenidos fueron $47,618$, $44,307$ y $59,759 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ para Lpd16, Och6 y TA24 respectivamente para las series de suelo, y fue de $41,121$, $39,213$ y $71,351 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ para SD, LC y PR.

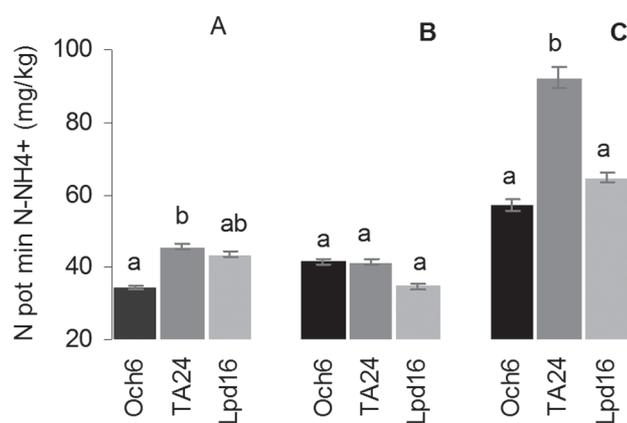


Figura 6. A. N potencialmente mineralizable (Npot) ($\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$) SD para las tres series de suelo. B. Npot ($\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$) LC en las tres series de suelo. C. Npot ($\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$) en PR en las tres series de suelo. Las barras indican es. Letras diferentes indican diferencias estadísticas.

CONCLUSIÓN

No todas las variables utilizadas en éste estudio resultaron buenas indicadores químicas de la calidad del suelo para las series dominantes en la región geográfica del sur de la Cuenca del arroyo Claromecó. De todos los indicadores analizados, el Npot fue el más discriminante entre suelos, tra-

tamientos y profundidades, hallando diferencias entre todos ellos; mientras que Corg y Norg no pudieron detectar diferencias de calidad de suelo por su forma de utilización. Por último, la CIC solamente fue discriminante entre las series de suelo, y el pH no presentó diferencias significativas en la profundidad, tratamientos ni en las series de suelo bajo estudio.

BIBLIOGRAFÍA

- Blevins R.L., Smith M.S., Thomas W.G. and W.W. Frye. 1983. Influence of conservation tillage on soil properties. *J. Soil Water Conserv.* 38: 301-305.
- Bray R.H. and L.T. Kurts. 1945. Determination of total organic and available form of phosphorus in soil. *Soil Sci.* 59:39-45.
- Bremner J.M. and C.S. Mulvaney. 1982. In: Page, A.L., Miller, R.H. and Keeney, D.R. (eds) *Methods of soil analysis. Part 2 2nd Ed. Agron. 9*, pp. 595-624.
- Buschiazzo D.E., Panigatti and P.W. Unger. 1998. Tillage effects on soil properties and crop production in the subhumid and semiarid Argentinean Pampas. *Soil Till. Res.* 49 (1-2): 105-116.
- Díaz-Zorita M., Barraco M. and C. Álvarez. 2004. Efectos de doce años de labranzas en un Hapludol del noroeste de Buenos Aires, Argentina. *Ci. Suelo (Argentina)* 22 (1): 11-18.
- Fabrizzi K.P., Morón A. y F.O. García. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 1831-1841
- Fabrizzi P.K. y C.W. Rice, P. White y G. Watson. 2006. Dinámica del C en diversas regiones agroecológicas. Pp 163-167. En: XIV Congreso de AAPRESID, Rosario, Argentina.
- Keeney DR. 1982. Nitrogen –availability indexes. Pp 711-733. En: AL Page et al. (ed). *Methods of Soil Analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9 ASA and SSSA, Madison, WI.*
- Kruger H.R. 1996. Compactación en Haplustoles del sudoeste bonaerense (Argentina) bajo cuatro sistemas de labranza. *Ci. Suelo (Argentina)* 14:104-106.
- Romaniuk R., Constantini A.O. y L. Giuffrè. 2007. Índice integrado de calidad de suelos en sistemas de producción bajo siembra directa continua En: Simposio "Fertilidad 2007" Bases para el manejo de la nutrición de los cultivos y los suelos. Rosario, Argentina. Mayo 2007.
- Sánchez H.A., García J.R., Cáceres M.R. y R.D. Corbella. 1998. Labranzas en la región Chacopampeana Subhúmeda de Tucumán. En: J.L. Panigatti, H. Marelli, D. Buschiazzo, R. Gil. *Siembra Directa. INTA. Ed. Hemisferio Sur.* 245-256.
- Sanzano G.A., Corbella R.D., García J.R. y G.S. Fadda. 2005. Degradación física y química de un haplustol típico bajo distintos sistemas de manejo de suelo. *Ci. Suelo (Argentina)* 23 (1): 93-100
- SAS Institute. 2001. *SAS User's Guide: Statistics Vers. 8. SAS Inst. Inc., Cary, NC, USA.*
- Sherrod L.A., Peterson G.A., Westfall D.G. y L.R. Ahuja. 2005. Soil organic carbon pools after 12 years in no-till dryland agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 1600-1608
- Tomer M.D., Cambardella C.A., James D.E. y T.B. Moorman. 2006. Surface-soil properties and water contents across two watersheds with contrasting tillage histories. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 620-630
- Wright A.L. y F.M. Hons. 2005. Soil carbon and nitrogen storage in aggregates from different tillage and crops regimes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 141-147.

CALIDAD DEL SUELO EN EL CENTRO SUR BONAERENSE EN FUNCIÓN DEL MANEJO I: CALIDAD QUÍMICA

Carrasco, N. & M.S. Zamora

*Chacra Experimental Integrada Barrow. INTA-MAA
C.C. 50, (B7500), 54-02983-431081*

Trabajo presentado en el XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Potrero de los Funes, 2008.

RESUMEN

En el área bajo estudio prevalecían las rotaciones mixtas, que fueron dando lugar a rotaciones puramente agrícolas, concentrando e intensificando la ganadería. Un factor fundamental fue el aumento tanto de los precios de los granos como de la productividad. El objetivo fue conocer el estado actual de la calidad química de los suelos dominantes del partido de San Cayetano, en función de un manejo mixto o de un manejo netamente agrícola, en relación a las condiciones originales de calidad del suelo. Se seleccionaron seis lotes agrícolas, seis mixtos y seis sitios prístinos. Se determinó Carbono orgánico total (COT), Nitrógeno Orgánico Total (Norg), pH, Fósforo disponible, Capacidad de intercambio de cationes y cationes intercambiables. Los suelos prístinos en general presentan mayores valores de COT y Norg que los suelos utilizados con manejos agrícolas o mixtos, siendo más marcadas estas diferencias en el estrato superficial solo en el caso del COT. Las rotaciones mixtas, en el largo plazo, no han logrado revertir las pérdidas de COT y Norg. El suelo con mayor contenido de arcilla presenta mayores valores de COT y Norg. Los valores de P disponible en el suelo están más relacionados a la historia de fertilización fosforada, que a los valores originales. La CIC se encuentra ligada al contenido de COT y arcilla del suelo, por lo cual su comportamiento respondió a estos patrones. El pH no resultó ser un indicador sensible a los cambios de uso de suelo, ni a las series de suelo analizadas.

Palabras clave: calidad química del suelo, rotaciones

INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso natural fundamental, y la calidad del suelo refleja el efecto integrado de las prácticas de manejo en las propiedades edáficas que determinan la productividad de los cultivos y la sustentabilidad de los sistemas (Romaniuk et al., 2007).

Las pasturas cultivadas han sido asociadas con la sustentabilidad debido a que presentan un potencial significativo para mitigar de los procesos de degradación y para recuperar la capacidad productiva de los suelos (Díaz Rossello, 2003). En el área bajo estudio prevalecían las rotaciones mixtas conformadas por cultivos anuales y pasturas perennes, que fueron dando lugar a rotaciones puramente agrícolas, concentrando e intensificando la ganadería. Un factor fundamental que influyó en este proceso fue el aumento tanto de los precios de los granos como de la productividad de los cultivos, sustentado en avances tecnológicos (Forján & Manso, 2009).

En la Chacra Experimental de Barrow, desde hace 30 años, se llevan adelante ensayos de larga duración de rotaciones mixtas y agrícolas para analizar su impacto sobre la calidad física y química del suelo, además de la productividad.

Pese a todos los estudios realizados, los efectos de los diferentes manejos en los patrones espaciales del suelo en el centro sur de la provincia de Buenos Aires aún se encuentran escasamente comprendidos; a su vez, resulta necesario revalidar la información generada por los ensayos de larga duración aplicándola a esta área geográfica y a nivel de lote de productor. El objetivo planteado fue conocer el

estado actual de la calidad química de los suelos dominantes del partido de San Cayetano, provincia de Buenos Aires, en función de un manejo mixto o de un manejo netamente agrícola, en relación a las condiciones originales de calidad del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El muestreo fue realizado en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, específicamente en el partido de San Cayetano.

Se determinaron las series de suelos más representativas del área en base al mapa del partido de San Cayetano (Figura 1) provisto por el Instituto de Suelos del INTA Castelar, de escala 1:50.000; que resultaron ser Azul (Az) (color negro) y Ochandio (Oc) (color gris).

Se seleccionaron 18 parcelas ó sitios de muestreo: seis lotes de productores para cada serie de suelo, con rasgos comunes de producción: historia de uso agrícola prolongada (+de 50 años de agricultura), con uso de fertilizantes y baja utilización de insecticidas al suelo. En tres de ellas, el tipo de producción fue mixto, con inclusión de pasturas perennes (Mix), mientras que

en las otras tres la producción fue agrícola continua (Agr). Asimismo en cada serie se seleccionaron tres lugares donde el suelo se encuentra en su máximo estado de conservación para ser considerados como referencia (PR). En cada uno se estableció un área de estudio de 10 x 10 m que fue georreferenciada luego de constatar la presencia de la serie de suelo de interés mediante observación en calicata.

En abril de 2010 se llevó a cabo el muestreo para realizar las siguientes determinaciones:

- 1- Carbono orgánico total (COT) se determinó por combustión húmeda con mantenimiento de la temperatura de reacción (120 °C) durante 90 minutos (Schlichting et al., 1995).
- 2- Nitrógeno Orgánico Total (Norg) por micro-Kjeldahl (Bremner & Mulvaney 1982).
- 3- pH con electrodo de vidrio.
- 4- Fósforo disponible (PBray) (Bray y Kurtz 1945).
- 5- Capacidad de intercambio de cationes (CIC).
- 6- cationes intercambiables (CI): se tomó una muestra compuesta de 40 submuestras con un sacamuestras a 0-10 y 0-20 cm de profundidad, la cual fue secada a 35°C, molida y tamizada por 2 mm y 0,5 mm según la determinación.



Figura 1. Localización geográfica dentro de la provincia de Buenos Aires, del área bajo estudio y las diferentes series de suelo.

Los datos obtenidos fueron analizados estadísticamente considerando a cada serie de suelo como una localidad, al tener entre sí diferencias en las condiciones climáticas y en el tipo de sue-

lo. El análisis de los datos obtenidos fue realizado con el procedimiento Proc Mixed del paquete estadístico de Statistical Analysis Systems (SAS Institute Inc, 2001).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Carbono orgánico total

Los contenidos de COT mostraron solo una interacción significativa tratamiento*profundidad ($p < 0,05$) debido a que en el estrato de 0 a 10 cm, el suelo prístino presentó mayores contenidos de materia orgánica que los lotes bajo agricultura y bajo planteos mixtos (6,993, 5,017 y 4,508% respectivamente), probablemente debido a las tasas más altas de mineralización por efecto de labranzas, desbalance de nutrientes generado por la exportación de granos y forraje. A su vez los lotes con pasturas (planteos mixtos) en su rotación no alcanzaron a reponer esta pérdida de Corg.

Resultados similares fueron obtenidos por Jelinski y Kucharik (2009), quienes encontraron que la rotación agrícola y rotaciones con pasturas de 2, 4 o 7 años obtuvieron valores menores de Corg que suelos prístinos o con pasturas de más de 45 años.

En cambio, en el estrato 10-20 cm de profundidad, estas diferencias no fueron detectadas, registrándose valores promedio de 3,952, 3,630 y 4,537% para los tratamientos agrícola, mixto y prístino respectivamente.

Se registraron diferencias en los contenidos de COT ($p < 0,01$) entre las dos series de suelo, con va-

lores promedio de 5,330 y 4,216% para las series Az y Oc respectivamente, en el estrato 0-20 cm de profundidad. El mayor contenido de arcilla de la serie Az probablemente contribuye a la protección física de una parte de la materia orgánica Jelinski & Kucharik (2009).

Nitrógeno orgánico

El análisis estadístico de la variable Norg arrojó diferencias ($p < 0,01$) entre las series de suelo, presentando la misma tendencia que el COT, donde la serie Az presentó un valor promedio de 0,222 g Norg 100 g⁻¹ suelo, mientras que el de Oc el valor fue de 0,187 g Norg 100 g⁻¹.

El suelo prístino presentó un valor mayor de Norg ($p < 0,01$), que el de los lotes agrícolas y mixtos, con promedios de 0,240, 0,191 y 0,183 g Norg 100 g⁻¹ suelo respectivamente para los 0-20 cm de profundidad. Es decir que el comportamiento del Norg fue más sensible que el del Corg ya que las diferencias entre tratamientos se observan en ambas profundidades. Esto es factible ya que se ha demostrado en otras investigaciones que el N se puede acumular aún cuando el nivel de Corg se mantiene invariable (Schipper et al., 2004).

El valor de Norg del estrato 0-10 cm fue mayor que el de 10-20 cm ($p < 0,01$), con promedios de 0,221 y 0,185 g Norg 100 g⁻¹ respectivamente.

Tabla 1. Análisis estadístico de C orgánico (Corg), N orgánico (Norg), P disponible (P), capacidad de intercambio catiónico (CIC) y pH (p).

Efecto	Corg	Norg	P	CIC	pH
Suelo	0,0007	0,0012	0,9258	0,0002	0,2955
Tratamiento	0,0002	<0,0001	0,6508	0,0169	0,6526
Suelo * Tratamiento	0,3614	0,4977	0,1343	0,5380	0,1099
Profundidad	<0,0001	0,0010	0,0026	0,3952	0,0808
Suelo * Profundidad	0,9451	0,6102	0,8235	0,8903	0,6593
Tratamiento * Profundidad	0,0498	0,1243	0,7622	0,7958	0,9653
Suelo * Tratamiento * Profundidad	0,6863	0,6131	0,6350	0,8584	0,9323

P disponible

Los valores registrados de P disponible no presentaron diferencias entre tratamientos ni interacciones significativas. Solamente se presentaron dife-

rencias entre los dos estratos analizados, donde el P disponible fue mayor en los 0-10 cm superiores, con valores promedio de 15,4 y 4,6 mg kg⁻¹ para 0-10 y 10-20 cm respectivamente.

Se observó una importante variabilidad en los datos provenientes de los lotes tanto agrícolas como mixtos, relacionados con la historia de fertilización fosforada realizada por cada uno de los productores.

Capacidad de intercambio catiónico

El suelo con manejo mixto presentó valores más bajos de CIC ($p < 0,01$) que el manejo agrícola y el prístino en ambas series de suelo y profundidades analizadas.

La serie de suelo Az presentó valores mayores de CIC que la serie Oc, con promedios de 36,24 y 31,76 meq/100g, respectivamente para el estrato 0-20 cm de profundidad. Las diferencias son debidas al mayor contenido de COT y arcilla de la serie Az, como se observa en correlaciones significativas COT-CIC y arcilla-CIC (Tabla 2).

pH

No se detectaron efectos significativos de las interacciones. Tampoco se detectaron efectos sobre el pH entre los usos (Mix, Agr y PR), series de suelo (Az y Oc), ni entre profundidades (0-10 y 10-20 cm).

El mismo resultado fue obtenido por Echeverría y

col., 2008 al comparar una pastura de pasto llorón de 15 años, una pastura perenne base alfalfa y una rotación agrícola de un Hapludol Éntico.

CONCLUSIÓN

Los suelos prístinos en general presentan mayores valores de COT y Norg que los suelos utilizados con manejos agrícolas o mixtos, siendo más marcadas estas diferencias en el estrato superficial solo en el caso del COT. Las rotaciones mixtas, en el largo plazo, no han logrado revertir las pérdidas de COT y Norg.

El suelo con mayor contenido de arcilla (serie Az) presenta mayores valores de COT y Norg.

Los valores de P disponible en el suelo están más relacionados a la historia de fertilización fosforada, que a los valores originales de las series de suelo analizadas.

La CIC se encuentra ligada al contenido de COT y arcilla del suelo, por lo cual su comportamiento respondió a estos patrones.

El pH no resultó ser un indicador sensible a los cambios de uso de suelo, ni a las series de suelo analizadas.

BIBLIOGRAFÍA

- Bray R.H. and L.T. Kurts. 1945. Determination of total organic and available form of phosphorus in soil. *Soil Sci.* 59:39-45.
- Bremner J.M. and C.S. Mulvaney. 1982. In: Page, A.L., Miller, R.H. and Keeney, D.R. (eds) *Methods of soil analysis. Part 2 2nd Ed. Agron.* 9, pp. 595-624.
- Díaz Rossello, R. 2003. 40 años de rotaciones. *Introducción a la actividad experimental. In: 40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas. Serie Técnica 134, INIA La Estanzuela, pp. 9-13.*
- Echeverría, N.E., G. Blanco, J.C. Silenzi, A.G. Vallejos, R. Jersonski y M De Lucía. 2008. Efecto del uso y manejo sobre la materia orgánica y fósforo extractable de un suelo. *En: Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. San Luis. 13 al 16 de Mayo. Pp. 360*
- Forján, H.J. y Manso, M.L. 2009. *El sistema de producción regional: No desaprovechar lo que se ha logrado. AgroBarrow N° 43. MAA-INTA, CEI Barrow. pp. 17-19.*
- Jelinski N.A. y C.J. Kucharik. 2009. *Land-use effects on soil carbon and nitrogen on a US Midwestern Floodplain. SSSAJ 73: 217-225.*
- Romaniuk R., Constantini A.O. y L. Giuffrè. 2007. Índice integrado de calidad de suelos en sistemas de producción bajo siembra directa continua *En: Simposio "Fertilidad 2007" Bases para el manejo de la nutrición de los cultivos y los suelos. Rosario, Argentina. Mayo 2007.*
- SAS Institute. 2001. *SAS User's Guide: Statistics Vers. 8. SAS Inst. Inc., Cary, NC, USA.*
- Schlichting, E.; Blume, H.P.; Stahr K. 1995. *Bodenkundliches Praktikum. Paul Parey. Hamburg, Berlin. 209 pp*
- Schipper L.A, H.J. Percival and G.P. Sparling. 2004. *An approach for estimating when soil will reach maximum nitrogen storage. Soil use manage 20: 281-286.*

CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA Y ALGUNA DE SUS FRACCIONES EN LOTES DE PRODUCCIÓN DEL SUDESTE BONAERENSE

Domínguez, G.F.; S. Tettenborn; G.A. Studdert; & J.F. Urquieta

Fac. Ciencias Agrarias (UNMdP), Unidad integrada Balcarce; C.C. 276; (7620) Balcarce, Buenos Aires.

Trabajo Presentado en el XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario, Santa Fe, 31 de mayo al 4 de junio de 2010.

RESUMEN

Las prácticas de manejo provocan cambios en los niveles de materia orgánica (MO) y de alguna de sus fracciones como la MO particulada (MOP), afectando las propiedades del suelo. El objetivo de este trabajo fue caracterizar la variación de la MO, la MO asociada (MOA) y la MOP a través de los años de agricultura en lotes de producción (LP) y en sectores pseudovirgenes (PS) ubicados en el sudeste bonaerense (SB). En muestras de suelo de 0-5 y 5-20 cm de profundidad obtenidas en el SB se determinó el contenido de MOT, MOA y MOP. Las mayores diferencias relativas entre los LP y los PS fueron encontradas en los niveles de MOP, seguidos por los de MOT y la MOA, en ese orden, para las profundidades analizadas. La MOP disminuyó con el aumento de los años de agricultura. Se observaron menores caídas de MOP en los LP bajo rotación mixta respecto a los LP bajo laboreo agresivo con evidencias de erosión hídrica. Se encontró una relación con buen ajuste ($R_2 = 0,85$) entre el cambio de MOT y el cambio en MOP entre los PS y los LP. El 86% de la caída de MOT entre PS y LP fue MOP y el 14% restante MOA. La continuidad de estos estudios a nivel de LP sería necesaria para evaluar el impacto de las prácticas de manejo empleadas sobre el grado de afectación de las condiciones naturales del suelo como complemento de los resultados obtenidos en ensayos de larga duración.

Palabras clave: materia orgánica particulada, sectores pseudovirgenes, años de agricultura.

INTRODUCCIÓN

La MO del suelo define sus propiedades físicas,

químicas y biológicas necesarias para cumplir con su función en el agro-ecosistema. Las prácticas de manejo provocan cambios en los niveles de MO, afectando la fertilidad, la resistencia a la erosión y, la capacidad de infiltración y el almacenaje de agua del suelo (Stevenson & Cole, 1999). La MO está compuesta por distintas fracciones. La MOP es una fracción obtenida por tamizado ($>53 \mu\text{m}$) y corresponde a restos vegetales, animales y hongos en distintos grados de descomposición. La MOA ($<53 \mu\text{m}$) corresponde a complejos órgano-minerales (Cambardella & Elliott, 1992). Los cambios en una fracción lábil como la MOP, se reflejan en la dinámica de algunos macronutrientes (p.e. N) (Cambardella & Elliott, 1992; Echeverría et al., 1994). La conversión de praderas y bosques nativos a tierras agrícolas ha conducido a pérdidas de entre 20 y 50% del contenido original de MO dentro de los 40 a 50 años posteriores al cambio (Bruce et al., 1999). En el SB se ha analizado el efecto del manejo sobre la MO y la MOP (Fabrizzi et al., 2003; Eiza et al., 2005; Domínguez et al., 2009), aunque en general en un solo lugar físico, perteneciente a ensayos de larga duración. Se carece así de información del nivel o de la evolución de la MOP que contemple la variabilidad de condiciones edafo-climáticas y de manejo (historia previa de manejo, adopción del sistema de siembra directa (SD) que se puede encontrar en los LP en el SB. Se pone entonces de manifiesto la necesidad de estudiar el comportamiento de la MO y sus fracciones a nivel de LP, con el fin de contar con información que permita analizar el estado actual de estas propiedades edáficas. El objetivo de este trabajo fue caracterizar la variación de MO, MOA y MOP a través de los años de agricultura en los LP y establecer una comparación con sectores no disturbados o PS, abarcando

una amplia área en el SB con condiciones edáficas (textura) y de manejo previo variables.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron muestras de suelo de 38 LP ubicados en los partidos de Azul, Tandil, Benito Juárez, Lobería, Balcarce, Gral. Pueyrredón y Gral. Alvarado, Provincia de Buenos Aires. A fin de contar con muestras provenientes de ambientes edafo-climáticos heterogéneos, los sectores de muestreo se definieron con un criterio taxonómico de series de suelos y en función de la textura superficial. Se procuró, además, incluir diferentes situaciones de manejo e historia de uso. Si bien los lotes tenían historia de uso bajo labranza convencional, al momento de realizar el muestreo la totalidad estaba bajo SD. Para obtener las muestras se utilizó un muestreador de 4,5 cm de diámetro (10 sub-muestras por muestra) a dos profundidades (0-5 y 5-20 cm). Además de los lotes, se muestrearon 21 sectores cercanos a los LP que presentaban condición no disturbada o PS (parques, sectores del lote no laboreados). El objetivo fue establecer una comparación entre los LP y una situación PS de cada suelo, asumida como similar a la original. Se determinó el contenido de C orgánico (CO) total mediante el método de combustión húmeda (Schlichting et al., 1995) y el CO en la fracción asociada (<50 µm) a los minerales separada mediante tamizado en hú-

medo con un tamiz de 50 µm (Cambardella & Elliott, 1992). El CO en la fracción particulada (>50 µm) se obtuvo restando el CO en la asociada al CO total. Se utilizó un coeficiente de 1,724 para convertir CO a MO. Se realizaron análisis de varianza y se probó la diferencia de medias de MOT, MOP, MOA utilizando el procedimiento MIXED (SAS, 1999). Se utilizaron además los procedimientos REG y NLIN (SAS, 1999) para realizar regresiones lineales y no lineales, respectivamente. El nivel de significancia fue del 5%.

RESULTADOS

Los sectores PS presentaron mayores valores de MOT y MOP en las tres profundidades analizadas (0-5, 5-20 y 0-20) (Tabla 1). Los valores promedio de MOT fueron 52,0%, 17,3% y 27,1% superiores en los sectores PS respecto a los LP, para las profundidades de 0-5 cm, 5-20 cm y 0-20 cm, respectivamente. Por otro lado, en los PS la MOP fue 217,5%, 40,5% y 65,1% superior que en los LP en para las mismas profundidades, respectivamente (Tabla 1). La magnitud de las diferencias en MOA fue mucho menor, siendo significativas en la capa de 0-5 cm y de 0-20 cm (Tabla 1). Tanto en la MOT como en la MOP se observó una estratificación dentro de cada sector. Los valores obtenidos de 0-5 cm fueron mayores que los encontrados en la capa de 5-20 cm de profundidad. Por otro lado, entre dichas capas no hubo diferencia en MOA (Tabla 1).

Tabla 1: Contenido promedio de materia orgánica total (MOT), particulada (MOP) y asociada (MOA) a tres profundidades (0-5, 5-20 y 0-20 cm) de sectores pseudovirgenes y lotes en producción.

Sector	Profundidad	n	MOT	MOP	MOA
			----- % -----		
Pseudovirgen	0-5	21	11,40 aA	6,46 aA	4,94 aA
Lote	0-5	38	7,48 bA	2,97 bA	4,50 bA
Pseudovirgen	5-20	21	7,64 aB	3,02 aB	4,62 aA
Lote	5-20	38	6,51 bB	2,15 bB	4,36 aA
Pseudovirgen	0-20	21	8,58 a	3,88 a	4,70 a
Lote	0-20	38	6,75 b	2,35 b	4,40 b

Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre sectores dentro de cada profundidad, letras mayúsculas distintas las indican entre las capas 0-5 cm y 5-20 cm dentro de cada sector (0-20 cm no interviene en este último caso).

Los valores de MOP en los sectores PS (0 años de agricultura) comprendieron un rango de 2,29% a 6% en la capa de 0-20 cm (Figura 1). El contenido de MOP disminuyó con el aumento de los años de agricultura en los LP (Figura 1). En dicha figura se distinguen dos grupos de puntos que se apartan del ajuste. El primero (1) pertenece a LP con pocos años de agricultura y elevados niveles de MOP, y el

segundo (2), a LP con muy bajos niveles de MOP aún con pocos años de agricultura previa (Figura 1). En el primer caso, los lotes pasaron de vírgenes a explotación ganadera con pasturas cultivadas y luego a una rotación mixta (cultivos-pasturas). El segundo grupo corresponde a lotes con una elevada frecuencia del cultivo de papa en la rotación y con evidencia de problemas de erosión hídrica.

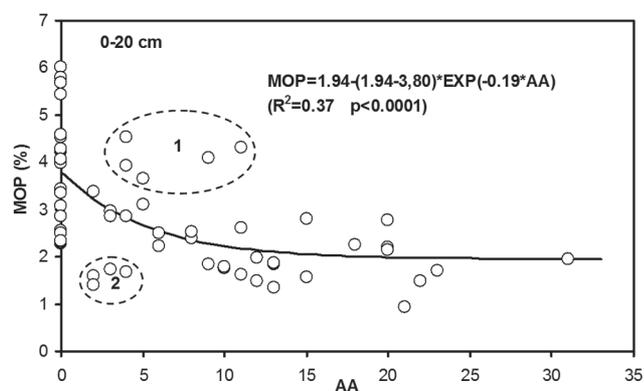


Figura 1: Evolución del contenido de materia orgánica particulada (MOP) en la capa de 0-20 cm de profundidad en función de los años de agricultura. (AA). 1) Grupo de puntos de lotes con alta proporción de pasturas en la rotación y 2) Grupo de puntos de lotes con alta proporción de papa en la rotación e inconvenientes con erosión hídrica.

Se encontró una relación significativa y con un muy buen ajuste ($R^2=0,85$) entre la el cambio de MOT y el cambio en MOP entre el sector PS y el LP correspondiente (Figura 2).

ción de MOT en el sector del lote comparado con el sector PS se tiene una disminución de 0,86 unidades en el contenido de MOP. Dicho de otro modo, el 86% de la caída de MO que se produce luego de la incorporación a la agricultura corresponde a la MOP y el 14% restante a la MOA.

De la interpretación de la pendiente de la recta se desprende que por cada unidad de disminu-

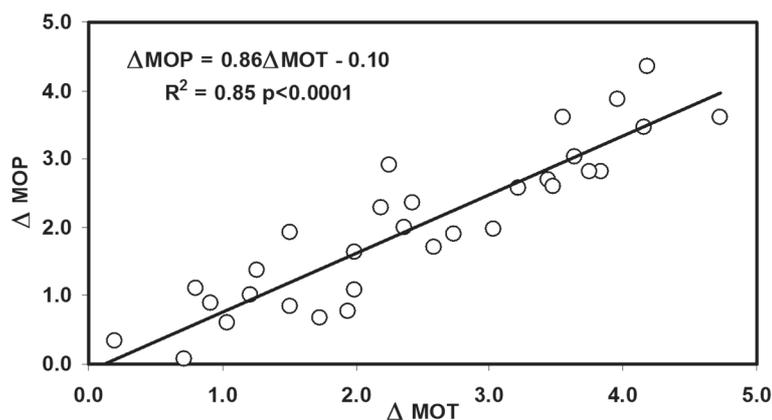


Figura 2: Variación en el contenido de materia orgánica particulada (ΔMOP) en función de la variación en el contenido de materia orgánica total (ΔMOT) en la capa de 0-20 cm. Variación (Δ): contenido del sector pseudovirgen menos el contenido en el lote de producción

DISCUSIÓN

El cambio de vegetación y el laboreo producido en el período agrícola produciría una disminución del contenido de MOT y de sus fracciones (Tabla 1, Figuras 1 y 2). La historia de manejo de las labranzas y el reemplazo de la vegetación original por cultivos o pasturas provocó una pérdida de MOP a través de los años de uso, en especial en los primeros centímetros del perfil (Tabla 1). La disminución del contenido de MOP durante el período agrícola depende de la agresividad de los sistemas de labranza y de los cultivos empleados en la rotación o secuencia. De esta manera, partiendo de una situación no disturbada, la aplicación de rotaciones con pastura y la utilización de un laboreo racional permitirían que la tasa de caída de la MOP fuera menor, como se observa en los LP indicados como Grupo 1 (Figura 1). Por otro lado, una alta frecuencia de laboreo agresivo y en períodos de alta temperatura, como se produce en una rotación con gran participación el cultivo de papa y en lotes propensos a la erosión hídrica, incrementa las tasas de caída de MOP aún con pocos años de agricultura (Grupo 2, Figura 2).

La composición de la MOP hace que sea mucho más fácilmente mineralizada para proveer nutrientes a los cultivos (Cambardella & Elliott, 1992), siendo por ello más sensible a los cambios producidos por el manejo (Figura 2). El 86% de la variación en MOT correspondió a la variación en MOP,

mientras que el restante 14% correspondió a la fracción más estable (MOA). Como se muestra en la Tabla 1, los LP mantuvieron la mayor parte de la MOA observada en los sectores PS, mientras que la MOP sufrió importantes caídas. Considerando que se parte de una proporción promedio de MOP y de MOA en la MOT de 44,5% y 55,5%, respectivamente, en los sectores PS y que cada unidad de disminución de MOT comprende un 86% de caída de MOP y un 14% de caída de MOA (Figura 2) Para lograr estos valores, la tasa de mineralización de la MOP sería 7,67 veces mayor que la de MOA. Tomando un LP como ejemplo, con un nivel inicial de 10,36% de MOT (0-20 cm), la caída de MOA fue de 4,68 a 4 %, mientras que la MOP cayó de 5,68% a 2,21%.

CONCLUSIÓN

Los niveles de MOT y de MOP fueron afectados por el tiempo bajo agricultura continua en los LP. Dichos valores fueron menores que los encontrados en los sectores PS. La historia de rotación y de labranzas de los lotes evaluados afectó la tasa de caída de MO a través de los años de agricultura. La continuidad de estos estudios a nivel LP sería necesaria para evaluar el impacto de las prácticas de manejo empleadas sobre el grado de afectación de las condiciones naturales del suelo como complemento de los resultados obtenidos en ensayos de larga duración.

BIBLIOGRAFÍA

- Bruce, JP; M Frome; E Haites; H Janzen; R Lal & K Paustian. 1999. Carbon sequestration in soils. *J. Soil Water Cons.* 54:382-389.
- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic matter. *Changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 777-783.
- Domínguez GF; NV Diovisalvi; GA Studdert & MG Monterubbianesi. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern pampas. *Soil Tillage Res.* 102:93-100.
- Echeverría, HE; R Bergonzi, & J Ferrari. 1994. Un modelo para estimar la mineralización de nitrógeno en suelo de la provincia de Buenos Aires. *Ciencia del Suelo*, 12:56-62.
- Eiza, MJ; N Fioriti; GA Studdert & HE Echeverría. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. *Ciencia del Suelo* 23:59-68.
- Fabrizzi, K.P.; A. Morón y F.O. García. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67:1831-1841.
- SAS. 1999. SAS Institute Inc., SAS online doc®, versión 8, Cary, North Carolina, USA.
- Schlichting, E; HP Blume & K Stahr. 1995. *Bodenkundliches Praktikum. Pareys Studentexte 81, Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, 295 pp.*
- Stevenson, FJ & MA Cole. 1999. *Cycles of soil. Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. 2nd edi. John Wiley & Sons, Inc. USA. 427 p.*

BALANCE DE CARBONO EN UN MOLISOL BAJO LABRANZA CONVENCIONAL

Domínguez G.F. & G. A. Studdert

Unidad Integrada Balcarce (Fac. Ciencias Agrarias-UNMdP – INTA Balcarce)
C.C. 276 (7620) Balcarce, Buenos Aires, Argentina - Tel. 02266-439100 int 767
Trabajo Presentado en el XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Salta, 2006

RESUMEN

La remoción del suelo producida bajo labranza convencional (LC) genera caídas en los niveles de C del suelo. La magnitud de dicha caída depende de la agresividad del sistema de labranza, la oportunidad de las labores y de la cantidad y calidad de los residuos (rastreo, raíces, exudados). La selección de los cultivos dentro de una secuencia agrícola permite manejar la cantidad y calidad de residuos devueltos al suelo. Toda práctica de manejo que logre incrementar el rendimiento y la biomasa restituída, permitirá aumentar la cantidad de C en el suelo, aún bajo LC. La intensificación de la agricultura producida en el SE bonaerense ha provocando un descenso del C del suelo. El manejo del aporte de residuos podría conducir a minimizar la caída de C si se parte de una situación de altos contenidos iniciales o, inclusive, recuperar niveles de C perdidos durante ciclos agrícolas previos. El objetivo de este trabajo fue determinar el aporte anual de C necesario para mantener un nivel de MO en el suelo que asegure la productividad del recurso.

INTRODUCCIÓN

La remoción del suelo producida bajo labranza convencional (LC) genera caídas en los niveles de C del suelo (Studdert et al. 1997). La magnitud de dicha caída depende de la agresividad del sistema de labranza, la oportunidad de las labores y de la cantidad y calidad de los residuos (rastreo, raíces, exudados). La selección de los cultivos dentro de una secuencia agrícola permite manejar la cantidad y calidad de residuos devueltos al suelo. Toda

práctica de manejo que logre incrementar el rendimiento y la biomasa restituída, permitirá aumentar la cantidad de C en el suelo, aún bajo LC (Varvel 1994). La intensificación de la agricultura producida en el SE bonaerense ha provocando un descenso del C del suelo (Echeverría & Ferrari 1993). El manejo del aporte de residuos podría conducir a minimizar la caída de C si se parte de una situación de altos contenidos iniciales o, inclusive, recuperar niveles de C perdidos durante ciclos agrícolas previos. El objetivo de este trabajo fue determinar el aporte anual de C necesario para mantener un nivel de MO en el suelo que asegure la productividad del recurso.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizó información de un ensayo realizado entre 1984 y 1995 en la EEA INTA Balcarce reportados por Studdert & Echeverría (2000) sobre un complejo de Argiudol Típico (Serie Mar del Plata) y Paleudol Petrocálcico (Serie Balcarce) con alto contenido de MO inicial (6,5%), textura superficial franca y no sujeto a erosión. El ensayo constó de diferentes secuencias de cultivos de trigo (T), soja (S), girasol (G), y maíz (M) (Tabla 1) bajo labranza convencional. Para cada secuencia se determinó el C orgánico a 18 cm de profundidad por el método de Walkley & Black (Nelson & Sommers 1982), obteniendo de esta manera la evolución de su contenido durante el ensayo. Los valores se expresaron como materia orgánica (MO) ($C \text{ orgánico} \times 1,724$). Se estimó el aporte de residuos asumiendo índices de cosecha de 0,45; 0,40; 0,35; y 0,45 para T, S, G y M, respectivamente (Studdert & Echeverría 2000). Con el valor del rendimiento se calculó la biomasa aérea

producida. El aporte de C por parte de las raíces y exudados radicales se calculó teniendo en cuenta coeficientes de la relación raíz:parte aérea obtenidos de la bibliografía. Para tal caso se utilizaron relaciones raíz:aéreo de 0,48, 0,35, y 0,38 para trigo, maíz y soja, respectivamente (Buyanovsky & Wagner 1997). La proporción de biomasa de raíces en la capa arable se calculó según los valores de

distribución de raíces en profundidad reportados por Buyanovsky & Wagner (1986). Los valores utilizados de a proporción de raíces en la capa arable fueron de 90%, 84% y 91% del total de raíces para trigo, soja y maíz respectivamente. Por no poseer datos de girasol, se utilizaron los mismos valores que para soja, tanto de la relación raíz: aéreo como del porcentaje de raíces en la capa arable.

Tabla 1. Esquema de las secuencias de cultivo. T=trigo, S=soja, G=girasol, M=maíz.

Trat	Año											
	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95
	Ciclo 1			Ciclo 2			Ciclo 3			Ciclo 4		
TT	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
TS	T	S	T	T	S	T	T	S	T	T	S	T
TG	T	G	T	T	G	T	T	G	T	T	G	T
TM	T	M	T	T	M	T	T	M	T	T	M	T
ST	S	T	T	S	T	T	S	T	T	S	T	T
SS	S	S	T	S	S	T	S	S	T	S	S	T
SG	S	G	T	S	G	T	S	G	T	S	G	T
SM	S	M	T	S	M	T	S	M	T	S	M	T
GT	G	T	T	G	T	T	G	T	T	G	T	T
GS	G	S	T	G	S	T	G	S	T	G	S	T
GG	G	G	T	G	G	T	G	G	T	G	G	T
GM	G	M	T	G	M	T	G	M	T	G	M	T
MT	M	T	T	M	T	T	M	T	T	M	T	T
MS	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T
MG	M	G	T	M	G	T	M	G	T	M	G	T
MM	M	M	T	M	M	T	M	M	T	M	M	T

Se utilizó el modelo propuesto por Bartolomew & Kirkham (1960) para describir la relación entre los años de cultivo y el contenido de C orgánico en el suelo,

$$COSt = COSe - (COSe - COSi) \exp(-rt) \quad [1]$$

donde COSt es el contenido de C total ($g\ kg^{-1}$) en el suelo al tiempo t; COSe es el C orgánico del suelo al equilibrio ($g\ kg^{-1}$); COSi es el nivel inicial de C orgánico del ensayo ($g\ kg^{-1}$), r es la tasa exponencial de variación ($año^{-1}$) y t es el tiempo (año) transcurrido desde el inicio del ensayo. Los parámetros de la ecuación [1] para cada una de las secuencias fueron tomados de Studdert & Echeverría (2000). Se calculó el aporte anual de residuos totales (rastreo +

raíces + exudados) de cada secuencia de cultivo y se lo relacionó con el COSe.

Se calculó el balance de C para los cultivos de maíz, girasol, soja y trigo de rendimientos altos, medios y bajos. Se consideró que los rendimientos altos se alcanzan con riego y fertilización, los rendimientos medios en secano con fertilización y los rendimientos bajos en secano sin fertilización. Dichos valores fueron obtenidos de la bibliografía (Andrade et al. 1995) y de resultados propios de ensayos de larga duración. El balance de C se calculó asumiendo la necesidad de mantener un nivel de MO de $57,0\ g\ kg^{-1}$ ($33,1\ g\ kg^{-1}$ de C), considerado de medio a alto para suelos de la zona de Balcarce (Berardo A. comunicación personal). El aporte de C necesario

para mantener dicho nivel se obtuvo resolviendo las ecuaciones que explicaron la relación entre el aporte de residuos y COSe.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El nivel de equilibrio conseguido por las distintas secuencias se relacionó positivamente con el aporte de residuos de los dos grupos de secuencias de cultivos (Figura 1). Debido al distinto momento del año en que se realizan las labranzas, se dividieron los datos en dos grupos. Al Grupo 1 pertenecen las secuencias de cultivo con un 66 % del tiempo con cultivos de invierno y al Grupo 2 pertenecen las secuencias con un 66% del tiempo con cultivos de verano.

En la Tabla 2 se presentan los resultados del balance de C para los cultivos de maíz, girasol, soja y trigo en distintas situaciones de manejo. Con rendi-

mientos altos el aporte de C de los residuos excedió en todos los casos el nivel de mantenimiento. En el caso de los rendimientos medios, las oleaginosas produjeron un balance negativo debido al escaso aporte de residuos. Por otro lado, con rendimientos bajos, solamente el cultivo de maíz produjo un balance positivo, muy cercano a cero (Tabla 2).

La elección de los cultivos dentro de las secuencias agrícolas permite regular el aporte de C a través de los residuos. El manejo de dichos cultivos va a influir sobre el resultado del balance, ya que, prácticas como el riego y la fertilización permitirían incrementar los rendimientos y el aporte de residuos, aún en cultivos que normalmente producen bajos aportes (soja y girasol). Estos resultados coinciden con lo reportado por Varvel (1994), quien concluyó que a través de la combinación cuidadosa de cultivos y de su manejo se puede mantener niveles sustentables de MO en molisoles de clima templado húmedo, aún bajo LC.

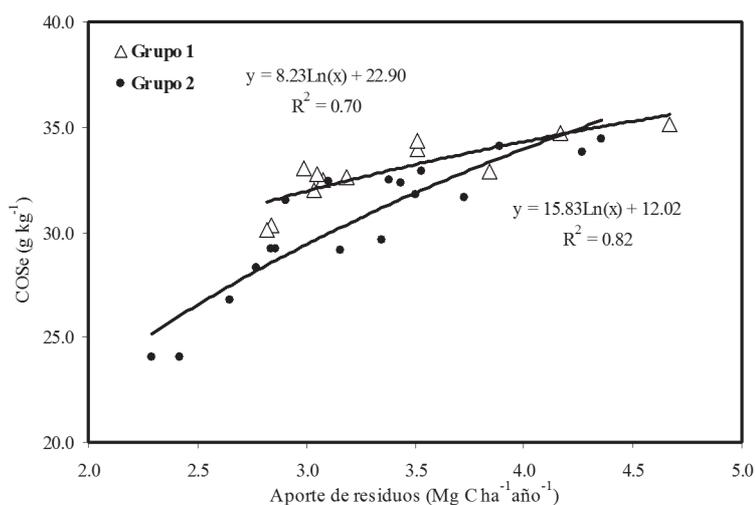


Figura 1. Relación entre el C orgánico en el suelo al equilibrio (COSe) y el aporte anual de residuos para el Grupo 1 (un cultivo de verano cada tres años) y el Grupo 2 (dos cultivos de verano cada tres años) de secuencias de cultivo (Adaptado de Studdert & Echeverría 2000).

Tabla 2. Balance de C para distintos rendimientos de maíz (M), girasol (G), soja (S) y trigo (T)

	Rendimiento Alto				Rendimiento Medio				Rendimiento Bajo			
	M	G	S	T	M	G	S	T	M	G	S	T
	-----Mg ha ⁻¹ ----- -----											
Rendimiento Grano ¹	13,0	4,4	4,6	7,0	7,5	2,5	3,0	5,0	5,0	1,5	1,8	3,5
Aporte C	10,3	4,8	4,1	6,5	6,0	2,7	2,7	4,6	4,0	1,6	1,6	3,2
Aporte C para mantener ²	3,8	3,8	3,8	3,4	3,8	3,8	3,8	3,4	3,8	3,8	3,8	3,4
Resultado Balance	6,5	1,0	0,3	3,1	2,2	-1,1	-1,1	1,2	0,2	-2,2	-2,2	-0,2

¹ Rendimiento expresado con humedad: maíz 14,5%, girasol 11,0%, soja 13,0% y trigo 14,0%

² Los valores del aporte de C para mantener un nivel de MO de 57,0 g kg⁻¹ (33,1 g kg⁻¹ de C) se obtuvieron utilizando las ecuaciones de la Figura 1 (Grupo 1 para trigo y Grupo 2 para maíz girasol y soja).

CONCLUSIONES

El aporte de residuos por parte de los cultivos influye en el balance de C del suelo, Las prácticas de manejo de cultivos y del suelo permiten regular el aporte y determinar el resultado del balance C, Con dichas prácticas se podría mantener un nivel alto de MO en molisoles Balcarce no sujetos a erosión, que permita lograr una producción

agrícola sustentable aún con la utilización de LC.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado con fondos del proyecto de investigación de la Universidad Nacional de Mar del Plata N° 15/A166 y PICTO ANPCyT-UNMdP N° 08-11352.

BIBLIOGRAFIA

- Andrade, FH; HE Echeverría; NS González; S Uhart & NA Darwich, 1995, *Requerimientos de nitrógeno y fósforo de los cultivos de maíz, girasol y soja*, EEA Balcarce Boletín Técnico N° 134,
- Bartholomew, WV & D Kirkham, 1960, *Mathematical descriptions and interpretations of culture induced soil nitrogen changes*, Pp. 471–477 en *Soil biology Trans, 7th Int, Congr, Soil Sci, Vol, II Comm, III, Madison, WI, Int, Soc, Soil Sci., Groningen, the Netherlands*,
- Buyanovsky, GA & GH Wagner, 1986, *Post-harvest residue input to cropland*, *Plant & Soil* 93:57-65,
- Buyanovsky, GA & GH Wagner, 1997, *Crop residue input to soil organic matter in the Sanborn field*, Pp. 73–83 en EA Paul et al, (eds.), *Soil organic matter in temperate ecosystems: Long-term experiments in North America*, CRC Press, Boca Raton, FL, USA,
- Echeverría, HE & J Ferrari, 1993, *Relevamiento de algunas características de los suelos agrícolas del sudeste bonaerense*, EEA, Balcarce, Boletín Técnico N° 112,
- Nelson, DW & LE Sommers, 1982, *Total carbon, organic carbon, and organic matter*, Pp 539-579 en Page, AL et al, (eds.) *Methods of soil analysis, Part 2, 2nd Ed, Agron, Monogr, 9, ASA and SSSA, Madison, Wisconsin, USA*
- Studdert, G & H Echeverría, 2000, *Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics*, *Soil Sci, Soc, Am, J*, 64:1496-1503,
- Varvel, GE, 1994, *Rotation and nitrogen fertilization effects on changes in soil carbon and nitrogen*, *Agron, J*, 86:319-325.

BALANCE DE C EN EL SE BONAERENSE: EL ROL DE LOS SISTEMAS DE CULTIVO

Domínguez, G. F. & G. A. Studdert

Unidad Integrada Balcarce - Facultad de Ciencias Agrarias, UNMDP - EEA INTA Balcarce

RESUMEN

La materia orgánica (MO) es un componente fundamental del suelo que contribuye a su fertilidad y a su productividad a través del control de sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Ante variaciones en los niveles de carbono (C) (elemento a determinar en el suelo para estimar el nivel de MO), se producirán variaciones en la fertilidad, en la resistencia a la erosión, y en la capacidad de infiltración y almacenaje de agua del suelo. Su contenido en el suelo refleja la historia del balance entre las tasas de humificación y de mineralización. Este balance es afectado por la cantidad y la forma de manejo del C restituído al suelo bajo la forma de residuos de cosecha y de raíces remanentes, y por las labranzas y la fertilización. Cualquier decisión de manejo que tienda a alterar la dinámica del C, tendrá incidencia sobre el ambiente físico y químico-bioquímico del suelo. La intensificación del uso agrícola de los suelos con laboreos agresivos como la labranza convencional (LC) afecta la fertilidad y la resistencia a la erosión a través de la disminución del contenido de MO. La conversión de praderas a agricultura conduce a pérdidas de entre 20 y 50 % del contenido original de carbono orgánico dentro de los 40 a 50 años posteriores al cambio en el uso de la tierra.

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica (MO) es un componente fundamental del suelo que contribuye a su fertilidad y a su productividad a través del control de sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Gregorich et al., 1994). Ante variaciones en los niveles de carbono (C) (elemento a determinar en el suelo para estimar el nivel de MO), se producirán variaciones en la fertilidad, en la resistencia a la erosión, y en la

capacidad de infiltración y almacenaje de agua del suelo (Stevenson & Cole, 1999). Su contenido en el suelo refleja la historia del balance entre las tasas de humificación y de mineralización (Campbell, 1978). Este balance es afectado por la cantidad y la forma de manejo del C restituído al suelo bajo la forma de residuos de cosecha y de raíces remanentes (Nicolardot et al., 2001), y por las labranzas y la fertilización (Wright et al., 2005). Cualquier decisión de manejo que tienda a alterar la dinámica del C, tendrá incidencia sobre el ambiente físico y químico-bioquímico del suelo (Six et al., 1999). La intensificación del uso agrícola de los suelos con laboreos agresivos como la labranza convencional (LC) afecta la fertilidad y la resistencia a la erosión a través de la disminución del contenido de MO (Echeverría & Ferrari, 1993; Studdert & Echeverría, 2000a). La conversión de praderas a agricultura conduce a pérdidas de entre 20 y 50 % del contenido original de carbono orgánico (CO) dentro de los 40 a 50 años posteriores al cambio en el uso de la tierra (Bruce et al., 1999).

Por otro lado, el clima y el tipo de suelo tienen gran influencia en la acumulación de MO debido a una interacción entre temperatura, humedad, productividad de los cultivos y la capacidad de la matriz mineral del suelo de retener C. Para una combinación dada de suelo y clima, la disminución de los niveles de C en el tiempo bajo agricultura es directamente proporcional al aporte de C realizado a través de los residuos de cosecha de los cultivos utilizados (Carter, 1996). Sumado a esto, los sistemas de labranza inciden sobre esta dinámica a través de su efecto sobre la tasa de descomposición de los residuos de cosecha y la exposición a la acción de los microorganismos del suelo de fracciones de la MO protegidas en los agregados (Havlin et al., 1990; Gregorich & Janzen, 1996). Los laboreos agresivos

(p.e. LC) crean las condiciones ideales de aireación, contacto sustrato-suelo y exposición de la MO protegida por ruptura de agregados, y hacen que se produzca una rápida descomposición de los residuos de cosecha y de la mineralización de la MO nativa (Stevenson & Cole, 1999). La oportunidad de las labores y la selección de los cultivos dentro de una secuencia agrícola permiten manejar la cantidad y la calidad de residuos devueltos al suelo. Toda práctica de manejo que logre incrementar el rendimiento y la biomasa restituida, permitirá aumentar la cantidad de C en el suelo, aún bajo LC (Varvel 1994). Prácticas de manejo como la incorporación de fertilizantes y el riego también influyen sobre los niveles de C ya que incrementan la productividad de los cultivos y causan un aumento en la cantidad de residuos superficiales y sub-superficiales (Christensen, 1996; Haynes & Beare, 1996), haciendo que los niveles de C se mantengan o que la tasa de caída sea menor (Christensen, 1996; Studdert y Echeverría, 2000). La inclusión de pasturas en una rotación puede contribuir a manejar las fluctuaciones de contenido de C del suelo, permitiendo incrementarlo luego de períodos de disminución producidos durante el período agrícola con cultivos anuales (Campbell, 1978). Las pasturas producen un incremento en la cantidad de componentes orgánicos del suelo debido a su mayor y más continua producción de biomasa aérea y subterránea (Tisdall & Oades, 1982; Haynes et al., 1991), y a la excelente distribución y mezcla de precursores de la MO dejados por sus raíces, especialmente las de las gramíneas (Oades, 1984).

Con el objetivo de estudiar el efecto de rotaciones

y labranzas sobre propiedades físicas y químicas del suelo, en la Unidad Integrada Balcarce (37° 45' S, 58° 18' O, 138 m.s.n.m.), se conducen desde hace años ensayos de larga duración de rotaciones y labranzas. El clima es mesotermal subhúmedo húmedo (Thornthwaite, 1948) con una temperatura media anual de 14 °C y una precipitación mediana anual de 955,3 mm (período 1971-2005). Los mismos están o estuvieron ubicados sobre un complejo de suelos Argiudol Típico fino, mixto, térmico (Soil Survey Staff, 2006) (Serie Mar del Plata, INTA, 1979) y Paleudol Petrocálcico fino, íltico, térmico (profundidad ≥ 1 m) (Soil Survey Staff, 2006) (Serie Balcarce, INTA, 1979), con una pendiente menor al 2 % (sin efecto de erosión hídrica) y una textura superficial franca (25% de arcilla, 35% de limo y 40% de arena).

Se determinó que con los años de agricultura bajo LC con arado de rejas, disminuía el contenido de C en la capa arable del suelo (0-20 cm) y que con pasturas de corta duración se lograba una recuperación de los contenidos al inicio del período agrícola (Figura 1). La recuperación del nivel de C inicial iba acompañada de la recuperación de otros indicadores como la fracción liviana de la MO, la estabilidad de agregados y el N en la biomasa microbiana. Se sugirió que con la combinación de cultivos que se estaba utilizando y bajo LC, una rotación de siete años de agricultura con tres de pastura podía permitir el mantenimiento de la variación del contenido de MO en niveles adecuados en el suelo para garantizar su productividad. La posibilidad de recuperar tanto la MO como el resto de los indicadores, ayuda a cumplir con el objetivo de una agricultura sustentable (Studdert et al., 1997).

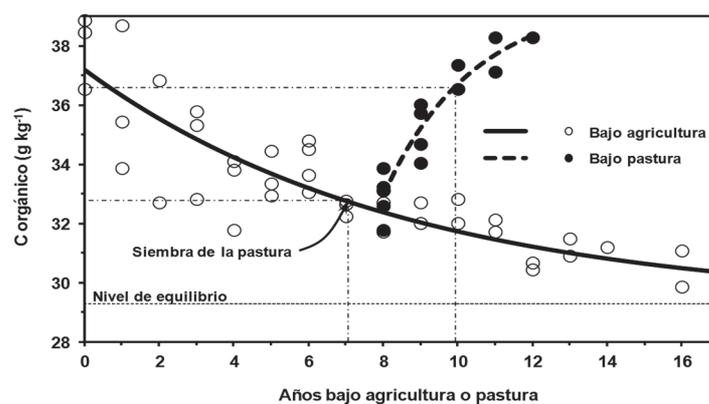


Figura 1. Contenido de MO a través del tiempo en tratamientos bajo agricultura y posterior inclusión de pastura. Adaptado de Studdert et al., 1997)

La disminución del valor de C durante el período agrícola, dependerá de la cantidad y la producción de los cultivos incluidos en la rotación. De la misma manera, la recuperación de los valores originales de MO en el período de pastura, estará influenciado por la productividad de la misma. De esta manera, la elección de los cultivos y el manejo de los mismos, determinará el resultado del balance de C en el suelo. Secuencias de cultivo que aporten poco rastrojo al suelo, provocarán caídas mayores en los niveles de C respecto a secuencias con mayor aporte. Para suelos de Balcarce, fue reportado que secuencias con alta frecuencia de cultivos con relativamente bajo aporte de residuos (soja y girasol) produjeron mayores caídas en los valores de C (0-20 cm), mientras que secuencias que poseían mayor proporción de maíz (mayor aporte de rastrojo), producían menores valores de caída de C (Figura 2). Por otro lado, los cultivos fertilizados con N, lograban mayor producción de biomasa y por lo tanto menores caídas que los cultivos no fertilizados. Tomando en cuenta el valor sugerido por Studdert y colaboradores (1997) como el valor al cual se debiera comenzar la recuperación de C con una pastura (Figura 1), en la Figura 2 se puede observar que, utilizan-

do secuencias con bajo aporte de residuos y/o sin N, se debería acortar el período agrícola, mientras con secuencias con alto aporte de residuos y/o con fertilización nitrogenada, el período agrícola podría ser aún mayor que los 7 años propuestos (Figura 2). De esta manera, de acuerdo con la combinación de cultivos a utilizar, se podría regular la duración de los períodos de agricultura y pastura.

Por otro lado, la oportunidad de las labranzas hace que las caídas de C en el suelo sean mayores cuando aquéllas se producen en períodos más cálidos, debido al efecto de la temperatura sobre la tasa de descomposición de residuos y la mineralización de la MO (Stevenson & Cole, 1999). Las secuencias de cultivo que poseían mayor proporción de cultivos de verano, mostraron mayores caídas que las que poseían mayor proporción de cultivos de invierno aun con el mismo aporte de residuos (Figura 3). En los cultivos de verano (maíz, girasol y soja) manejados con LC, las labores se realizaron mayormente en primavera con mayores temperaturas en el suelo respecto al momento de realizar las labores en los cultivos de invierno (trigo) en otoño e invierno. (Studdert & Echeverría, 2000).

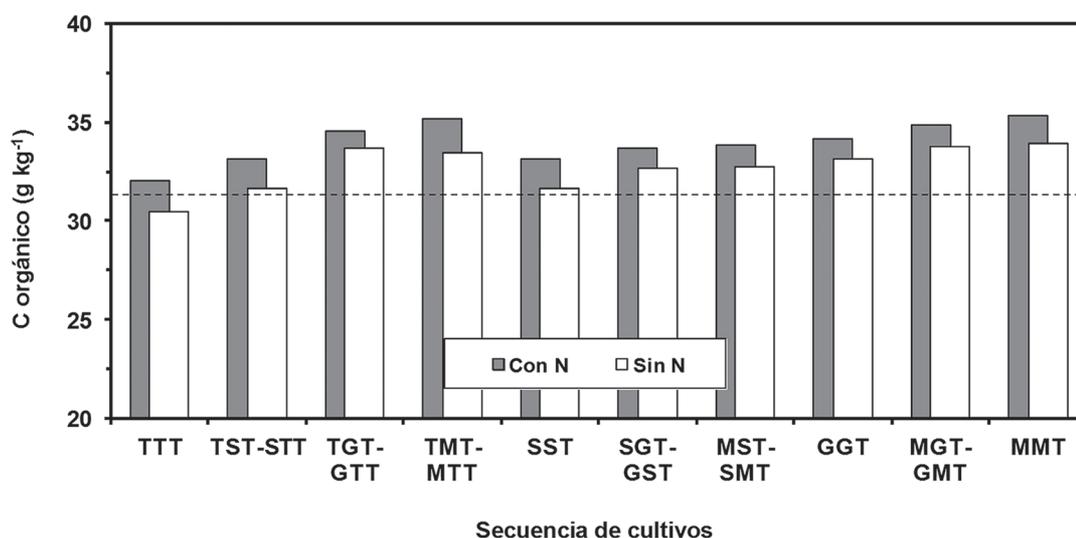


Figura 2. Contenido de Carbono en el suelo en la capa de 0-20 cm luego de 11 años de permanecer con distintas secuencias de cultivos integradas por T: trigo, S: soja, G: girasol y M: maíz, con y sin aplicación de fertilizante nitrogenado. Línea punteada horizontal indica valor de C sugerido para el inicio de su recuperación bajo pastura. (Adaptado de Studdert & Echeverría, 2000).

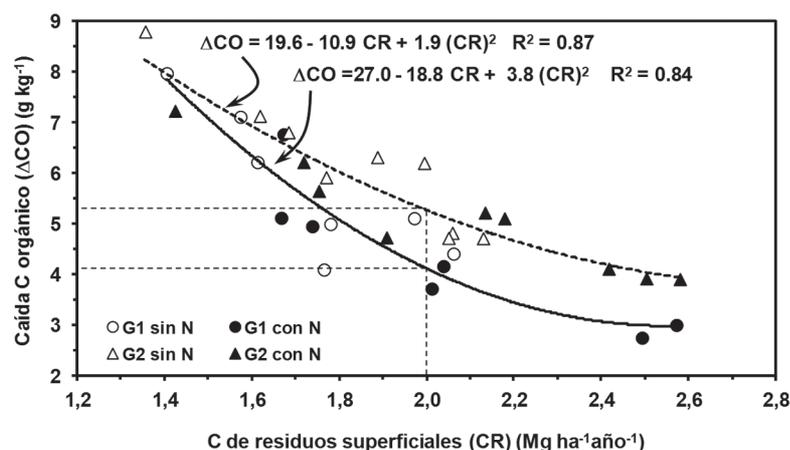


Figura 3. Caída de Carbono en el suelo en la capa de 0-20 cm de profundidad luego de 11 años de permanecer con distintas secuencias de cultivos para el Grupo 1 (G1): menor proporción de cultivos de verano - un cultivo de verano cada 3 años; y el Grupo 2 (G2): mayor proporción de cultivos de verano - dos cultivos de verano cada 3 años. (Adaptado de Studdert & Echeverría, 2000).

Dominguez y Studdert (2006), reportaron balances de C para las secuencias mencionadas anteriormente (Figura 2). Para su estimación, se relacionó el nivel de C de equilibrio conseguido luego de 12 años bajo las distintas secuencias de cultivos analizadas (Figura 2) con el aporte de residuos de los dos grupos (según proporción de cultivos de invierno y verano) de secuencias de cultivos (Figura 4). El aporte de residuos fue calculado como la biomasa de rastrojo superficial sumada a raíces y exudados en la capa de 0-20 cm de profundidad (Dominguez & Studdert, 2006). Los aportes en la zona de raíces se calcularon utilizando coeficientes obtenidos de la bibliografía, los cuales relacionan la producción de biomasa aérea con la producción de raíces y exudados (Buyanovsky & Wagner, 1986; Buyanovsky & Wagner, 1997).

Debido a que las labranzas en el Grupo 1 se realizan en su mayoría en períodos más fríos del año, para un mismo nivel de aporte de residuos, se obtiene un mayor nivel de C al equilibrio (Figura 4). La mayor frecuencia de labranzas realizadas en períodos más cálidos (Grupo 2) sería responsable de una mayor mineralización de C en el suelo y, por lo tanto, se requeriría un mayor aporte para lograr los niveles de equilibrio hacia los que tiende el Grupo 1 (Figura 4). La utilización de las ecuaciones generadas en la Figura 4 permite la obtención de un valor de aporte necesario para mantener un determinado valor de C en el suelo. A modo de ejemplo, para los cultivos comunes se plantean diferentes situaciones posibles de encontrar en el Sudeste Bonaerense, con el objetivo

de mantener un nivel de C en el suelo de 33 g kg^{-1} (5,7% de MO). En la Tabla 1 se presentan los resultados del balance de C para los cultivos de maíz, girasol, soja y trigo en distintas situaciones de manejo.

Los rendimientos altos corresponderían a cultivos fertilizados y con la utilización de riego. Los rendimientos medios a cultivos fertilizados en suelos profundos, y los rendimientos bajos, a cultivos realizados con bajo aporte de insumos y tecnología. Con rendimientos altos el aporte de C de los residuos excedió en todos los cultivos el nivel necesario para el mantenimiento del contenido de MO objetivo. En el caso de los rendimientos medios, las oleaginosas produjeron un balance negativo debido al escaso aporte de residuos. Por otro lado, con rendimientos bajos, solamente el cultivo de maíz produjo un balance positivo, muy cercano a cero (Tabla 1).

La elección de los cultivos dentro de las secuencias agrícolas permite regular el aporte de C a través de los residuos. El manejo de dichos cultivos va a influir sobre el resultado del balance, ya que, prácticas como el riego y la fertilización permitirían incrementar los rendimientos y el aporte de residuos, aún en cultivos que normalmente producen bajos aportes (soja y girasol). Estos resultados coinciden con lo reportado por Varvel (1994), quien concluyó que a través de la combinación cuidadosa de cultivos y de su manejo se puede mantener niveles sustentables de MO en molisoles de clima templado húmedo, aún bajo LC.

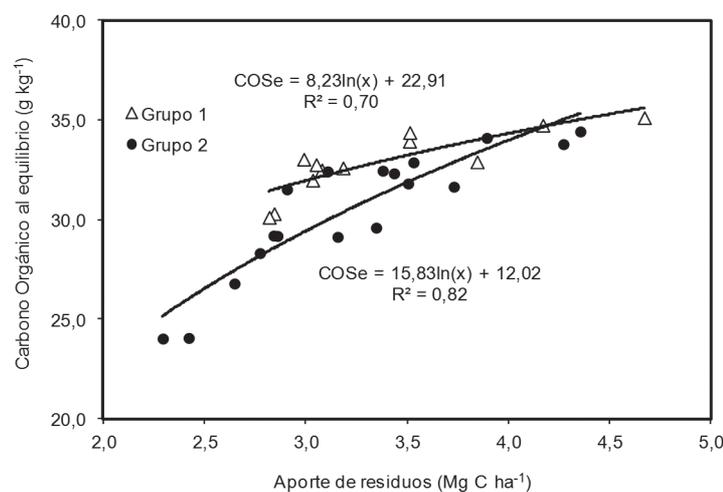


Figura 4. Relación entre el C orgánico en el suelo al equilibrio (COSe) y el aporte anual de residuos para el Grupo 1 (un cultivo de verano cada tres años) y el Grupo 2 (dos cultivos de verano cada tres años) de secuencias de cultivo (Dominguez y Studdert, 2006).

CONCLUSIONES

El aporte de residuos por parte de los cultivos influye en el balance de C del suelo. Las prácticas de manejo de cultivos y del suelo permiten regular el aporte y determinar el resultado del balance C. Con dichas prácticas se podría mantener un nivel alto de MO en molisoles Balcarce no sujetos a erosión, que permita lograr una producción agrícola sustentable aún con la utilización de LC.

La estimación del balance de C en el suelo, aún con métodos empíricos, permite disponer de una herramienta de selección de los cultivos que integrarán las rotaciones y/o secuencias, diagramar la duración de períodos agrícolas y de descanso con pasturas a la hora de planificar planteos productivos sustentables. La profundización de los estudios de los mecanismos que gobiernan los procesos en el suelo se plantea como necesaria para la comprensión de los flujos de C en el sistema suelo-planta.

Tabla 1. Balance de C para distintos rendimientos de maíz (M), girasol (G), soja (S) y trigo (T)

	Rendimiento Alto				Rendimiento Medio				Rendimiento Bajo			
	M	G	S	T	M	G	S	T	M	G	S	T
	----- Mg ha ⁻¹ -----											
Rendimiento Grano ¹	13,0	4,4	4,6	7,0	7,5	2,5	3,0	5,0	5,0	1,5	1,8	3,5
Aporte C	10,3	4,8	4,1	6,5	6,0	2,7	2,7	4,6	4,0	1,6	1,6	3,2
Aporte C para mantener ²	3,8	3,8	3,8	3,4	3,8	3,8	3,8	3,4	3,8	3,8	3,8	3,4
Resultado Balance	6,5	1,0	0,3	3,1	2,2	-1,1	-1,1	1,2	0,2	-2,2	-2,2	-0,2

¹ Rendimiento expresado con humedad: maíz 14,5%, girasol 11,0%, soja 13,0% y trigo 14,0%

² Los valores del aporte de C para mantener un nivel de MO de 57,0 g kg⁻¹ (33,1 g kg⁻¹ de C) se obtuvieron utilizando las ecuaciones de la Figura 4 (Grupo 1 para trigo y Grupo 2 para maíz girasol y soja).

BIBLIOGRAFIA

- Bruce, J.P.; M Frome; E Haites; H Janzen; R Lal & K Paustian. 1999. Carbon sequestration in soils. *J. Soil Water Cons.* 54:382-389.
- Buyanovsky, G.A. & G.H. Wagner. 1986. Post-harvest residue input to cropland. *Plant & Soil* 93:57-65.
- Buyanovsky, G.A. & G.H. Wagner. 1997. Crop residue input to soil organic matter in the Sanborn field. Pp. 73-83 en EA Paul et. al. (eds.). *Soil organic matter in temperate ecosystems: Long-term experiments in North America*. CRC Press, Boca Raton, FL. USA.
- Campbell, C.A. 1978. Soil organic carbon, nitrogen and fertility. p. 173-271. In: Schnitzer, M. and Khan, S.U. (Eds.) *Soil organic matter. Developments in soil science* 8. Elsevier Scientific Publ. Co., Amsterdam.
- Carter, M.R. 1996. Analysis of soil organic matter storage in agro-ecosystems. p. 3-11 In Carter, M.R.; Stewart, B.A. (Eds.). *Structure and organic matter storage in agricultural soil*. Lewis Publishers. CRC Press. Boca Raton. Florida
- Christensen, B.T. 1996. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. p. 97- 165. In Carter, M.R.; Stewart, B.A. (Eds.). *Structure and organic matter storage in agricultural soil*. Lewis Publishers. CRC Press. Boca Raton. Florida
- Domínguez, G.F. & G.A. Studdert. 2006. Balance de carbono en un molisol bajo labranza convencional. En CD, 5 pp. en: *Actas de XX Cong. Arg. Ciencia del Suelo*. ISBN 10:987-21419-5-9. Salta y Jujuy, 19-22 de septiembre de 2006
- Echeverría, H.E.; Ferrari, J. 1993. Relevamiento de algunas características de los suelos agrícolas del sudeste bonaerense. *Boletín Técnico* N° 112. INTA, CeRBAS, EEA. Balcarce
- Gregorich, E.G.; Carter, M.R.; Angers, D.A.; Monreal, C.M. and Ellert, B.H. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soil. *Can. J. Soil Sci.* 74:367-385.
- Gregorich, E.G.; Janzen, H.H. 1996. Storage of soil carbon in the light fraction and macroorganic matter. P. 167-190. In: Carter, M.R.; Stewart, B.A. (Eds.). *Structure and organic matter storage in agricultural soil*. Lewis Publishers. CRC Press. Boca Raton. Florida.
- Havlin, J.L.; Kissel, D.E.; Maddux, L.D.; Claassen, M.M.; Long, J.H. 1990. Crop rotation and tillage effects on soil organic carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:448-452.
- Haynes, R.J. and Beare, M.H. 1996. Aggregation and organic matter storage in meso-thermal, humid soils. P. 213-262. In Carter, M.R.; Stewart, B.A. (Eds.). *Structure and organic matter storage in agricultural soil*. Lewis Publishers. CRC Press. Boca Raton. Florida
- Haynes, R.J., R.S. Swift, and R.C. Stephen. 1991. Influence of mixed cropping rotations (pasture-arable) on organic matter content, water stable aggregation and clod porosity in a group of soils. *Soil Till. Res.*, 19:77-87.
- INTA. 1979. *Carta de Suelos de la República Argentina (3757-31)*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Buenos Aires, Argentina. 76 pp
- Nicolardot, B.; S. Recous y B. Mary. 2001. Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. *Plant Soil*. 228:83-103.
- Oades, J.M. 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil*, 76:319-337.
- Six, J.; ET Elliott and K Paustian. 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1350-1358.
- Soil Survey Staff. 2006. *Keys to soil taxonomy*. USDA, Natural Resources Service. EEUU. 332 p.
- Stevenson, F.J. and Cole, M.A. 1999. *Cycles of soil. Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. 2nd edition. John Wiley & Sons, Inc. USA. 427 p.
- Stevenson, F.J. and Cole, M.A. 1999. *Cycles of soil. Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. 2nd edition. John Wiley & Sons, Inc. USA. 427 p.
- Studdert, G. & H. Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1496-1503.
- Studdert, G. & H. Echeverría. 2000a. Soja, girasol y maíz en los sistemas de cultivo en el sudeste bonaerense. p. 407-437. En: F. Andrade y V. Sadras (Eds.), *Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja*. INTA Balcarce-FCA UNMDP.
- Studdert, G.A.; Echeverría, H.E.; Casanovas, E.M.. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:1466-1472.
- Thorntwaite, C.W. 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geogr. Rev.* 38(1):55-94.
- Tisdall, J.M. and J.M. Oades. 1982. Organic matter-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.*, 33:141-163.
- Varvel, G.E. 1994. Rotation and nitrogen fertilization effects on changes in soil carbon and nitrogen. *Agron. J.* 86:319-325
- Wright A.L.; F.M. Hons y J.E. Matocha Jr. 2005. Tillage impacts on microbial biomass and soil carbon and nitrogen dynamics of corn and cotton rotations. *Applied Soil Ecology* 29:85-92.

SECUENCIA DE CULTIVOS Y SU EFECTO SOBRE LAS FRACCIONES ORGÁNICAS DEL SUELO

Duval M.¹, J.M. Martínez^{1,2}, J. Iglesias², J.A. Galantini³ & L. Wall⁴

¹Becario CONICET, CERZOS-UNS, ²Departamento de Agronomía, UNS; ³Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), CERZOS-UNS; ⁴UNQ, Quilmes.. mduval@criba.edu.ar

RESUMEN

La materia orgánica (MO) y sus fracciones más dinámicas pueden ser indicadores del efecto de las diferentes prácticas agronómicas y herramientas adecuadas al momento de definir las prácticas agronómicas más sostenibles. Se evaluó el efecto de la rotación de cultivos sobre las fracciones orgánicas del suelo en 4 sitios con historia documentada bajo siembra directa en la región más productiva en la pampa argentina con diferentes condiciones de climática y suelo. Se obtuvieron muestras de 0-20 cm de profundidad provenientes de dos manejos diferentes en cada uno de ellos: Buenas prácticas agrícolas bajo siembra directa (BP) y malas prácticas agrícolas bajo siembra directa (MP). Se determinó: carbono orgánico total, particulado grueso (COP_g, 105-2000 µm), particulado fino (COP_f, 53-105 µm) y asociado a la fracción mineral (COM, 0-53 µm). Los aportes de carbono por parte de los cultivos fueron afectados por aumentos en la frecuencia de soja en los suelos reflejándose en los contenidos de CO del suelo. Las fracciones orgánicas fueron afectadas por las prácticas de manejo siendo el COP_f el más sensible en detectar diferencias en las diferentes secuencias de cultivos.

Palabras clave: materia orgánica; rotación de cultivos; siembra directa

INTRODUCCIÓN

Los sistemas de cultivos que incluyen rotaciones con una alta producción de residuos y los mantienen en superficie pueden incrementar la materia orgánica (MO) (Havlin et al., 1990). Sin embargo, aquellas secuencias que presentan cultivos con

baja producción de materia seca y/o baja relación C/N, pueden promover mayores caídas en los contenidos de MO, debido a que fomentarían una mayor mineralización de la MO nativa del suelo (Stevenson, 1986).

El aumento de la inclusión de cultivos con bajo aporte de rastrojos y baja relación C/N en las secuencias de cultivos, principalmente como único cultivo anual, pone en riesgo la sostenibilidad de los sistemas agrícolas, y podría afectar negativamente la estabilidad de la estructura del suelo y el almacenaje de CO del mismo.

La reducción en la intensidad de la labranza del suelo bajo siembra directa (SD), la utilización de cultivos de cobertura, rotación de cultivos y fertilización para maximizar la cantidad de residuos que quedan en la superficie son prácticas de manejo usadas comúnmente para mantener o aumentar la MO (Galantini et al., 2008) y se consideran estrategias promisorias para compensar las emisiones antropogénicas de CO₂ a través del secuestro de carbono orgánico del suelo (COT) (Lal, 2004).

Las fracciones lábiles de la MO del suelo se han utilizado en lugar de la MO total como indicadores sensibles de los cambios en la calidad del suelo (Bayer et al., 2002; Haynes, 2005), debido a las múltiples interacciones importantes de estos componentes en el sistema suelo. Estas fracciones son compuestos lábiles con reciclado relativamente rápido en el suelo, ya que están fácilmente disponible como sustratos para los microorganismos del suelo (Schmidt et al., 2011).

Las fracciones más dinámicas de la MO pueden ser un adecuado indicador del efecto de las diferentes

prácticas agronómicas y mejores herramientas al momento de definir las prácticas agronómicas más adecuadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los sitios de estudios están vinculados al proyecto BIOSPAS (Biología de suelo y producción agraria sustentable), en el marco de los Proyectos de Áreas Estratégicas (PAE) del Ministerio de Ciencia Tecnología e Innovación Productiva de la República Argentina.

Se seleccionaron cuatro sitios de estudio con historia documentada bajo siembra directa en la región más productiva en la pampa argentina con diferentes condiciones de climática y suelo. Los sitios de estudio se encuentra en Bengolea (Córdoba, latitud 33° 01' 32,9" S, longitud 63° 37' 36,4" O), Monte Buey (Córdoba, latitud 32° 58' 17,0" S, longitud 62° 27' 02,4" O), Pergamino (Buenos Aires, latitud 33° 56' 42,6" S, longitud 60° 33' 35,6" O) y Viale (Entre Ríos, latitud, 31° 52' 42,2" S Longitud 59° 41' 16,2" O). En cada sitio se tomaron muestras de suelos en los diferentes sitios en los que se estudió situaciones:

Buenas prácticas BP, manejo agrícola sustentable bajo SD, sujeta a la rotación intensiva de cultivos, reposición de nutrientes y minimizar el uso de agroquímicos.

Malas prácticas MP, manejo agrícola no sustentable bajo SD, mínima rotación o monocultivo, baja reposición de nutrientes y alto uso de agroquímicos (insecticidas herbicidas y fungicidas).

Las muestras fueron tomadas en febrero del 2010, en cada situación se seleccionaron 3 puntos de muestreo. En cada punto, entre 16 y 20 submuestras de suelo seleccionadas al azar eran recolectadas, mediante un barreno de 10 cm de diámetro, mezcladas y homogeneizadas en el campo a las profundidades de 0-20 cm. En las muestras de suelo secadas al aire y tamizadas por 2 mm se determinó COT, por el método de combustión seca (1500°C, LECO C Analyser). Se realizó un fraccionamiento por tamaño de partícula (Galantini, 2005). El tamizado se realizó con un par de tamices de 53 µm y 105 µm de diámetro de malla obteniendo

3 fracciones: fracción gruesa (FG, 105-2000 µm) en la que se encuentra la MO particulada o joven (MOP) y las arenas finas, medias y gruesas; fracción media (FM, 53-105 µm) constituida por MOP más transformada y las arenas muy finas y la fracción fina (FF < 53 µm) la cual consiste en MO asociada a la fracción mineral (MOM) más limo y arcilla. Se determinó el contenido de C de la fracción gruesa y media del mismo modo que el COT. Para el análisis estadístico de los datos obtenidos se utilizó ANOVA y el test DMS para la comparación de medias ($p < 0,05$) a través del INFOSTAT 2009. Software estadístico (Di Rienzo et al., 2010).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La producción de grano en los diferentes sitios varió según la intensidad de la rotación (manejo). La producción de grano por parte de las MP en los diferentes sitios fue en promedio un 42% inferior en relación a BP (Tabla 1). Esta diferencia se debe principalmente a la mayor participación del cultivo de maíz en el caso de BP. Los mayores niveles de producción en BP se tradujeron en un mayor aporte de residuos al sistema las cuales fueron superiores al 80%. Los aportes de carbono por parte de los cultivos fue afectado por aumentos en la frecuencia de soja en los suelos $R^2=0,63$, $p=0,011$ (Figura 1). La mayor frecuencia de soja generó los más bajos volúmenes de residuos. Resultados similares fueron obtenidos por Studdert y Echeverría (2000) en suelos de Balcarce. Estudios realizados en diferentes regiones de los Estados Unidos calculan en promedio $4,1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de C aportada por los residuos de cosecha para no generar disminuciones del COT (Benjamin et al., 2010; Larson et al., 1972; Pikul et al., 2008). Estos valores son similares a los alcanzados en el caso de BP, reflejándose en los contenidos de COT (Tabla 2). En general, tanto los contenidos de CO como de sus fracciones fueron más elevados en BP.

Se observaron diferencias significativas en el contenido de COT entre manejos en Monte Buey y Viale, mientras que en Bengolea y Pergamino se observó una tendencia aunque no significativa. Existen numerosos ejemplos a nivel mundial de las ventajas de la intensificación del manejo de las rotaciones en el incremento de los niveles de COT y en el mejoramiento de otros índices de calidad

del suelo y/o en la eficiencia de uso de los recursos (Galantini et al., 2008). Para los sitios evaluados se evidenció una diferencia del 23% en los stocks de COT a favor de las BP a excepción de Pergamino donde los contenidos de COT fueron superiores en MP, posiblemente por la menor historia agrícola del lote.

La mayor acumulación de MO se produjo, entre otras razones, por la mayor producción de residuos provenientes de rendimientos más elevados, por la

reducción de los períodos bajo barbecho y por el uso más eficiente del agua. La inclusión de gramíneas en la rotación mejoró el balance de C del suelo, tanto por la cantidad como por la calidad de los residuos y porque se logra una mayor cobertura. El impacto negativo en el contenido de MO que se observó cuando existió una mayor frecuencia de soja en las rotaciones, con respecto a cultivos como maíz o sorgo, también ha sido descrito por varios autores en diversas regiones del mundo (Havlin et al., 1990).

Tabla 1. Producción de grano y aportes de carbono en diferentes sitios bajo manejos con diferentes intensidades de rotaciones.

Sitio	Manejo	Producción de grano (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Estimación de aportes de C por residuos (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)
BENGOLEA	BP	7,8	4691
BENGOLEA	MP	4,1	2568
MONTE BUEY	BP	9,4	6580
MONTE BUEY	MP	4,8	2974
PERGAMINO	BP	6,1	3696
PERGAMINO	MP	3,4	2180
VIALE	BP	5,6	3774
VIALE	MP	4,0	2415

BP, Buenas prácticas; MP, Malas prácticas.

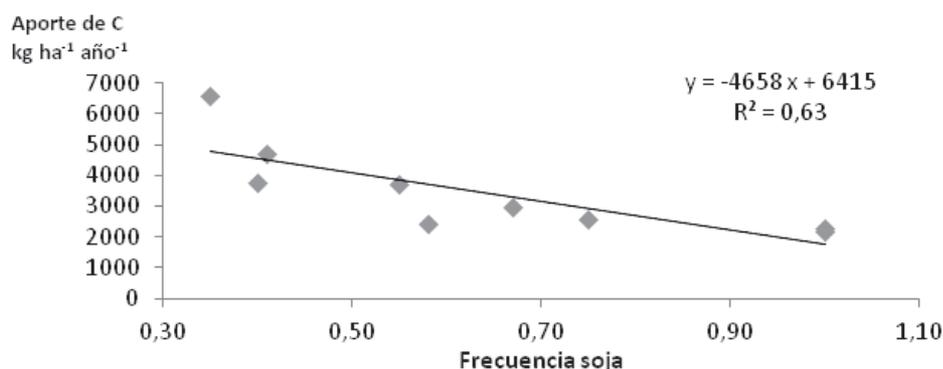


Figura 1. Cambios en los aportes de carbono según la frecuencia de soja.

Las fracciones orgánicas, al igual que el COT, fueron afectadas por las prácticas de manejo. Monte Buey fue el único sitio donde se detectó diferencias significativas, donde el stock de COP^g en BP fue un 96% superior, en Bengolea se observó una tendencia similar con un 31%, mientras que en Viale

presentó valores similares y en Pergamino tuvo el mismo comportamiento que el COT.

Se debe tener presente que el COP_g representa el material orgánico menos transformado y resultado de equilibrio entre los aportes superficiales

y raíces, por un lado y por otro, de la velocidad de descomposición, dependiente de la calidad del material, ubicación, temperatura y humedad, etc. Por ello, la variabilidad propia de esta fracción en los diferentes sitios, obliga a utilizar este indicador en un marco más definido teniendo en cuenta otros factores como el clima, tipo de suelo, prácticas de manejo de residuos, rotación de cultivos y la duración de los estudios en cuestión (Puget & Lal, 2005; Galantini & Rosell, 2005).

El COP_f es la fracción orgánica donde se distinguen las mayores diferencias entre BP y MP. En Bengolea, esas diferencias fueron significativas, en Monte Buey las diferencias fueron semejantes en las dos fracciones, mientras que en Pergamino y Viale, aunque sin diferencia significativa, la tendencia fue encontrar mayor diferencia entre BP y

MP en la fracción más transformada (Tabla 2). Esta fracción representa un material de transición, por lo que no fue tan variable como el COP_g y más en equilibrio como el carbono orgánico asociado a la fracción mineral. Los stocks de COP_f fueron 64, 54, 33 y 7% superiores en BP con respecto a MP para Viale, Bengolea, Monte Buey y Pergamino, respectivamente.

CONCLUSIONES

El aumento de la frecuencia soja en la rotación disminuye el aporte de carbono por parte de los residuos afectando tanto el COT como sus fracciones. Para las condiciones de este estudio, el COP_f fue la fracción orgánica más sensible para detectar diferencias bajo diferentes secuencias de cultivos.

Tabla 2. Contenidos de COT, COP_g y COP_f (Mg ha⁻¹) en 0-20 cm.

Sitio	Manejo	0-20		
		COT	COP _g	COP _f
Mg ha ⁻¹ año ⁻¹				
BENGOLEA	BP	29,4 a	3,4 a	8,6 b
BENGOLEA	MP	24,2 a	2,6 a	5,6 a
MONTE BUEY	BP	44,8 b	5,1 b	5,6 b
MONTE BUEY	MP	38,7 a	2,6 a	4,2 a
PERGAMINO	BP	37,0 a	2,8 a	4,7 a
PERGAMINO	MP	43,2 a	3,2 a	4,4 a
VIALE	BP	65,1 b	2,9 a	5,9 a
VIALE	MP	49,1 a	2,8 a	3,6 a

En cada sitio letras diferentes entre manejos para cada parámetro indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($P < 0,05$), test de DMS.

AGRADECIMIENTOS

Trabajo realizado en el marco del Programa de áreas estratégicas (PAE) del Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva (MINCYT) "Biología del Suelo y Producción Agraria Sustentable (BIOSPAS, N° 36976)" y del Proyecto "Dinámica de las fracciones orgánicas y cambios en la disponibilidad de N, P y agua en suelos bajo siembra directa" Regional Bahía Blanca de AAPRESID.

BIBLIOGRAFIA

- Bayer, C., Mielniczuk, J., Martin-Neto, L., Ernani, P.R., 2002. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. *Plant Soil* 238, 133–140.
- Galantini, J.A. & Rosell, R.A. 2005. 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
- Galantini, J.A., Iglesias, J., Landriscini, M.R., Suñer, L. & Minoldo, G. 2008. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en sistemas naturales y cultivados. En J. Galantini (ed.). *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. Pp. 71-95. EdiUNS. Bahía Blanca, Argentina.
- Havlin, J.L., D. Kissel, L. Maddux, M. Claassen, y J. Long. 1990. Crop rotation and tillage effects on soil organic carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54:448-452.
- Haynes, R.J., 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils. *Advances in Agronomy* 85, 221–268.
- Lal, R., 2004. Carbon sequestration in dryland ecosystems. *Environ. Manage.* 33, 528–544.
- Lal, R. 2009. Soil quality impacts of residue removal for bioethanol production. *Soil Till. Res.* 102:233–241.
- Larson, W.E., C.E. Clapp, W.H. Pierre, and Y.B. Morachan. 1972. Effects of increasing amounts of organic residues on continuous corn: II. Organic carbon, nitrogen, phosphorus, and sulfur. *Agron. J.* 64:204–208.
- Pikul, J.L., Jr., J.M.F. Johnson, T.E. Schumacher, M. Vigil, and W.E. Riedell. 2008. Change in surface soil carbon under rotated corn in eastern South Dakota. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72:1738–1744.
- Puget, P., Lal, R., 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.
- Schmidt, M.W.I., Torn, M.S., Abive, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kogel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D.A.C., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S., Trumbore, S.E., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478, 49–56.
- Stevenson F.J. 1986. *Cycles of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulphur and micronutrients*. John Willey & Sons, NY, USA.
- Studdert, G., and H. Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1496-1503.

ESTABILIDAD Y CARBONO ORGÁNICO DE AGREGADOS BAJO ROTACIONES EN SIEMBRA DIRECTA

Echeverría, N¹; S. Querejazú¹; M. De Lucia¹; J. Silenzi¹; H. Forjan², & M. Manso²

¹ Departamento de Agronomía - UNS, Bahía Blanca; ² Chacra Experimental Integrada Barrow (Convenio MAA-INTA), Tres Arroyos. echeverr@criba.edu.ar; San Andrés 800, 8000-Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina; 54-0291-4595102 int: 4377. Trabajo presentado en el XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata 2012.

RESUMEN

La siembra directa (SD) junto con un adecuado sistema de rotación podría reducir los efectos negativos de la agricultura intensiva. El objetivo fue evaluar la estabilidad de agregados (EA) y el carbono orgánico total (COT) de los agregados en un ensayo de rotaciones de larga duración en SD de la Chacra Experimental Integrada Barrow. Se tomaron muestras de suelo (0-5 cm) de los tratamientos: (S1) agrícola conservacionista, (S2) mixto rotación con pasturas, (S3) agrícola de invierno, (S4) mixto tradicional con verdeos, (S5) agrícola intenso y Parque (situación de referencia). Se evaluó: a) Estabilidad estructural, como el cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP), referido como un índice de estabilidad de agregados (IEA) a partir del Parque, y b) Carbono orgánico (%). El Parque presentó el menor CDMP, asignándole un IEA de 100%. S2 conservó el 52,5% de la estabilidad del Parque, mientras que S1 solo el 35,6%. Además, para todas las fracciones, S2 exhibió los COT más altos mientras que S1 y S5 los más bajos. El IEA relacionó con el COT de los agregados mayores a 4,8 mm (R^2 : 0,76) y con el tiempo de raíces activas (R^2 : 0,62). Se concluye que la incorporación de pasturas permanentes en la rotación mejora la EA y el COT de los agregados del suelo superficial. Rotaciones de cultivos anuales con largos periodos de barbecho otoño invernal no favorecen la EA debido a un menor tiempo de permanencia de raíces activas durante la rotación.

Palabras clave: estabilidad estructural; rotaciones; carbono orgánico; siembra directa.

INTRODUCCIÓN

La intensificación del uso agrícola y la falta de rotaciones con pasturas han provocado el deterioro de los suelos de la región pampeana, principalmente por la disminución de los niveles de carbono orgánico (CO) y cambios en la estructura del suelo (Eiza et al., 2006; Ferreras et al., 2007; Álvarez et al., 2008). La gestión sustentable de las tierras necesita predecir los efectos del manejo sobre la calidad de las tierras a través de indicadores confiables. En este sentido, la estabilidad de agregados (EA) ha sido considerada por diferentes autores como una de las variables más sensibles al uso y manejo del suelo (Ferreras et al., 2007; Álvarez et al., 2008; Echeverría et al., 2008; Campitelli et al., 2010).

En los sistemas agrícolas, la EA está fuertemente asociada al CO (Tisdall & Oades, 1982). La siembra directa (SD) junto con un adecuado sistema de rotación podría reducir los efectos negativos de una agricultura intensiva. La no-remoción del suelo y el manejo superficial de residuos aumentaría los contenidos de CO en los primeros centímetros de suelo y la resistencia de los agregados a la desintegración (Unger, 1997). Esta particularidad es atribuida por algunos autores a la conservación del CO dentro de los macroagregados (Tisdall & Oades, 1982). Muchos investigadores en la región pampeana evaluaron el efecto de la SD a largo plazo y encontraron que los contenidos de MO y la agregación mejoraron respecto de labranza convencional (Galantini et al., 2007, Eiza et al., 2006). Sin embargo, esta técnica, por sí sola, no sería suficiente para evitar la degradación de la estructura y

menos aún cuando predominan cultivos que aportan escaso volumen de rastrojos. Así la rotación de cultivos anuales y pasturas, debería ser tenida en cuenta como una herramienta para mejorar el funcionamiento de los agro-ecosistemas (Forján et al., 2010). En virtud de los antecedentes mencionados se intentara responder como afectan, en los agregados del suelo, usos diferentes en el largo plazo bajo SD. Las hipótesis planteadas fueron i) la inclusión de pasturas en secuencias agrícolas prolongadas, en SD, mejora la EA del suelo superficial y ii) los agregados del suelo tienden a ser menos estables cuando las secuencias agrícolas son más intensivas (mayor cantidad de cultivos). Para probar estas hipótesis se evaluó la EA y el CO de distintos tamaños de agregados superficiales en suelos con diferentes secuencias de cultivos en SD.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se llevó a cabo con muestras de suelo tomadas en un ensayo de rotaciones en SD, iniciado en 1998 en la Chacra Experimental Integrada Barrow, en la región centro-sur de la Provincia de Buenos Aires. El ensayo tiene un diseño experimental en bloques completos aleatorizados con cinco secuencias de cultivos y cuatro repeticiones. En la Tabla 1 se presentan las secuencias de cultivos y la nominación de cada tratamiento. Se utilizó como situación de referencia un parque colindante al ensayo en condiciones muy poco alteradas, tratamiento

denominado: Parque. El suelo es un Paleudol Petrocálcico con profundidad efectiva de 50 cm y textura superficial Franca. En marzo de 2010 se tomaron muestras compuestas (0-5 cm) de cada unidad experimental, en ese momento todas las parcelas se encontraban con rastrojo de trigo y tenían 12 años de iniciado el ensayo. Se efectuaron las siguientes determinaciones: a) Estabilidad estructural por medio de la diferencia entre el diámetro medio ponderado de los agregados secos al aire y luego del tamizado en agua (CDMP) (De Leenher & De Boodt, 1958). Para el tamizado en seco se utilizaron tamices de malla 8; 4,8; 2,8; 2 y 1 mm de abertura. Para el tamizado en húmedo se utilizó una batería idéntica de tamices, agregando los de aberturas 0,5 y 0,3 mm. El Índice de estabilidad de agregados (IEA) fue expresado como el cociente entre un valor de estabilidad del suelo de referencia y el del tratamiento multiplicado por 100.

$$[IEA = CDM Pr ef / CDMPtrat] * 100$$

b) Carbono orgánico en cada una de las fracciones de agregados después del tamizado en seco: 8-4,8; 4,8-2,8; 2,8-2 y 2-1 mm (micro-método basado en el procedimiento de Walkley y Black, (Richter, 1981)). Los datos obtenidos fueron analizados estadísticamente por medio de ANOVA y la comparación de medias por Tukey 0.05%

c) Se calculó el tiempo de raíces activas teniendo en cuenta el periodo vegetativo de cada cultivo.

Tabla 1. Secuencia de cultivos de las diferentes rotaciones

Tratamientos	Cultivos *											
	Años (1998- 2009)											
	98	99	00	01	02	03	04	05	06	07	08	09
S1: Agrícola conservacionista	M	G	T	M	G	T	G	T	So	T	S	T
S2: Mixto rotación con pasturas	S	T	P	P	P	T	S	Co/S	T	So	S	T
S3: Agrícola de invierno	G	T	G	T	G	T	Co/S	T	C/S	Co/S	C/S	T
S4: Mixto tradicional con verdes	T	A/G	T	A/G	T	T	A-Vi/G	T	A-Vi/G	T	A-Vi/S	T
S5: Agrícola intenso	T	A/S	Co/S	C/S	T/S	T	S	C/S	Co/S	C/S	Co/S	T

* A: Avena; C: Cebada; Co: Colza; G: girasol; M: Maíz; P: Pastura; S: Soja; So: Sorgo; T: Trigo; Vi: Vicia

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 2 presenta la distribución de agregados secos y húmedos. El análisis estadístico del diámetro medio ponderado en seco (DMPs) mostró que las fuerzas mecánicas resultantes del tamizado en seco tuvieron un efecto similar para todos los tratamientos. El DMPs más alto correspondió al Parque y el más bajo a S5. Después de los procesos de humedecimiento se evidenciaron diferencias significativas entre los tratamientos. El DMP_h disminuyó con respecto al DMPs entre un 6 y un 16 %, el menor cambio correspondió al Parque y el mayor a S1. El CDMP mostró diferencias altamente significativas entre los tratamientos (Tabla 2). La situación de referencia presentó valores significativamente menores que todos los otros tratamientos. Dentro de las secuencias de cultivos, S1 exhibió el mayor CDMP manifestando diferencias significativas con S2 que presentó el menor CDMP, mientras que los otros tratamientos expusieron valores intermedios entre los antes mencionados y no se diferenciaron entre sí.

Para la misma ecoregión, otros autores obtuvieron valores similares tanto para la situación de referencia como para las secuencias agrícolas en SD (Eiza et al., 2006; Aparicio & Costa, 2007). Al analizar los resultados obtenidos a partir del IEA podemos afirmar que los agregados de los suelos bajo agri-

cultura tuvieron menor estabilidad que el mismo suelo bajo una situación poco disturbada. Así, S2 conservó el 52,5% de la estabilidad del suelo sin disturbar, mientras que S1 solo el 35,6% de la misma. El Parque, proporcionó la mejor estabilidad estructural, debido a la acumulación superficial de residuos, a la no-remoción y a una mayor actividad biológica. En estas condiciones se promueve la asociación de partículas minerales y orgánicas del suelo aumentando la resistencia de los agregados (Oades, 1993). Esta apreciación permite justificar porqué los suelos con praderas tienen agregados más estables. Si consideramos solamente las secuencias, vemos que S2 es la que reflejó mayor IEA. Esta secuencia incluyó en su primer ciclo tres años de pasturas cultivadas, en los cuales probablemente hubo condiciones para mejorar la agregación de manera similar a lo descrito anteriormente para Parque. Por su parte, S1, la que menor IEA presentó, se caracterizó por tener un cultivo por año. Esta diferencia podría estar relacionada a periodos con menor cobertura del suelo y menor actividad de raíces, durante los barbechos largos (10 meses). Las secuencias S3, S4 y S5 mostraron valores intermedios más cercanos a S2. Estas 3 secuencias no tuvieron pasturas pero en la mayoría de los años se utilizaron dos cultivos, por lo tanto, el suelo permaneció con cobertura y actividad de raíces la mayor parte del año.

Tabla 2. Diámetro medio ponderado en seco (DMPs) y en húmedo (DMP_h), cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP) e índice de estabilidad de agregados (IEA) para los distintos tratamientos.

Secuencias	DMPs (ns)	DMP _h (*)	CDMP (**)	IEA
S1	3,75 (0,10)	3,15 (0,13) ab	0,59 (0,05) c	35,6
S2	3,73 (0,41)	3,33 (0,43) ab	0,40 (0,08) b	52,5
S3	3,70 (0,14)	3,23 (0,13) ab	0,47 (0,05) bc	44,7
S4	3,48 (0,26)	3,05 (0,26) a	0,44 (0,11) bc	47,7
S5	3,45 (0,21)	3,00 (0,22) a	0,49 (0,06) bc	42,9
Parque	3,90 (0,35)	3,68 (0,36) b	0,21 (0,02) a	100
promedio	3,67	3,24	0,43	

(ns): ANOVA no significativo, (*) ANOVA ($p < 0,03$), (**) ANOVA ($p < 0,001$). Valores entre paréntesis indican el desvío estándar. Letras distintas para la misma columna indican diferencias significativas entre tratamientos (Tukey, $p < 0,05$).

Los valores de COT determinados en cada uno de los tamaños de agregados en seco mostraron diferencias significativas solo en las fracciones mayores (>8 mm y 8-4,8 mm). En este rango de agregados, el COT en S2 fue significativamente más alto que en

S1. En el resto de las fracciones no hubo diferencias estadísticas (Tabla 3).

El tratamiento S2 exhibió los valores de COT más altos en casi todas las fracciones incluyendo el Parque,

mientras que S1 y S5 mostraron las menores concentraciones en todas las fracciones.

Se observó que a medida que decreció el COT disminuyó el IEA, excepto para el Parque. Este tratamiento, si bien tuvo similar contenido de COT que la secuencia S2, la estabilidad fue mucho mayor. Probablemente esta diferencia pareció ser más una consecuencia del efecto que producen las raíces que del contenido de COT. Este efecto de las raíces fue registrado por otros autores, quienes determinaron que la estabilidad estructural del suelo bajo pasturas de 15 años logró superar a la del suelo en estado virgen (Si-

lenzi et al., 2000; Sanzano et al., 2005). Si tomamos en cuenta sólo las secuencias de cultivos, la variación de IEA fue explicada de manera altamente significativa ($P < 0,001$) por el COT de los agregados mayores a 4,8 mm con un coeficiente de determinación igual a $R^2 = 0,76$ (Figura 1). Eiza et al., (2006) en suelos similares demostraron una buena relación entre el IEA y la Materia Orgánica total del horizonte superficial. La condición estructural de S2 probablemente se deba al efecto residual de la pastura en la rotación que aún después de 7 años y 8 cultivos bajo SD presenta agregados más estables y con mayor contenido de COT confirmando la primera hipótesis planteada.

Tabla 3. Promedio del COT ($g\ kg^{-1}$) para cada fracción de agregados.

Secuencias	Clases por tamaño de agregados (mm)					
	> 8	8-4,8	4,8-2,8	2,8-2	2--1	<1
S1	18,6 a	19,4 a	21,0 a	20,7 a	21,0 a	21,4 a
S2	28,4 b	29,1 b	26,6 a	28,3 a	27,6 a	27,9 a
S3	22,7 ab	23,6 ab	26,7 a	27,1 a	27,3 a	27,7 a
S4	21,8 ab	22,4 ab	23,9 a	24,6 a	24,4 a	24,8 a
S5	19,1 a	21,5 a	21,6 a	22,1 a	22,4 a	22,3 a
Parque	23,3 ab	24,9 ab	25,1 a	26,3 a	26,1 a	28,5 a
promedio	22,3	23,5	24,1	24,9	24,8	25,4

Letras distintas para la misma columna indican diferencias significativas entre tratamientos (Tukey, $p < 0,05$).

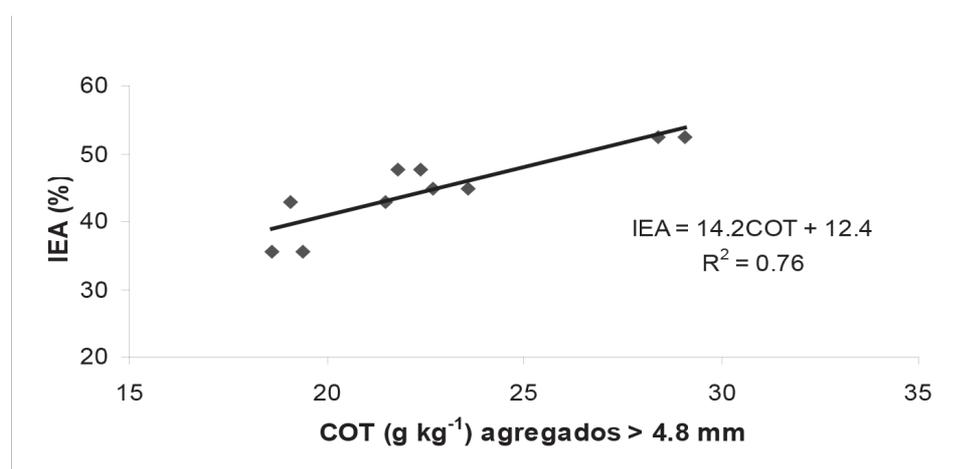


Figura 1. Relación entre IEA (%) y COT ($g\ kg^{-1}$) de los agregados > 4,8 mm del suelo superficial bajo distintas secuencias de cultivo en Siembra directa (SD).

Teniendo en cuenta que todas las secuencias tuvieron la misma duración, se estudió la relación entre IEA con el número de cultivos anuales y con el tiempo de raíces activas. Si bien existió una tendencia a declinar la estabilidad de los agregados cuando aumentó el número de cultivos la variabilidad del IEA no fue explicada por el número de cultivos (Figura 2a). La anomalía fue S1 que con 12 cultivos, uno por año, originó los menores valores de IEA (35,6). Una comparación más interesante, es la que proporcionó el tiempo de raíces activas (Figura 2b), en la cual el IEA aumentó con una

mayor duración de este parámetro.

Aunque S2 y S5 tuvieron similar tiempo de raíces, S5 mostró menor IEA. La mejor estabilidad de S2 puede ser asociada a los efectos beneficiosos de la pastura. En S5, con 20 cultivos, decayó la estabilidad de los agregados, lo cual probablemente se relacione con la mayor intensidad de tránsito de la maquinaria en operaciones de siembra y cosecha. Según nuestros resultados no podríamos confirmar la segunda hipótesis.

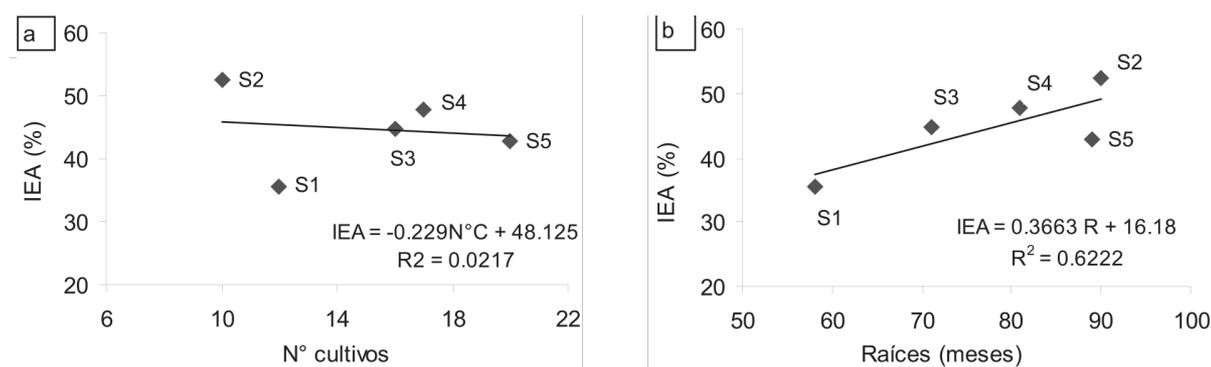


Figura 2. Relación entre el Índice de estabilidad de agregados (IEA) y Número de cultivos (a) y tiempo de raíces activas (b) durante la rotación.

CONCLUSIÓN

Para las condiciones en que se realizó este estudio se concluye que:

La incorporación de un periodo con pastura permanente en la rotación mostró mejores valores de estabilidad estructural y de COT que aquellas rotaciones de cultivos anuales únicamente.

Las rotaciones de cultivos anuales con largos períodos de barbecho otoño invernal no favorecen la estabilidad de los agregados, probablemente debido a un menor tiempo de permanencia de

raíces activas durante la rotación.

Las rotaciones de cultivos anuales con doble cultivo con soja de segunda en la mayoría de los años, al finalizar el período de la rotación, muestran una disminución en la condición estructural.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado con fondos del proyecto de investigación 24/A 176 Subsidio de la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la UNS.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, MF; ML Osterrieth; V Bernava Laborde & LF Monti. 2008. Estabilidad, morfología y rugosidad de agregados de Argiudoles típicos sometidos a distintos usos: su rol como indicadores de calidad física en suelos de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ci. Suelo (Argentina)* 26(2): 115-129
- Aparicio, V & JL Costa. 2007. Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. *Soil Till. Res.* 96: 155-165.
- Campitelli, P; A Aoki; O Gudelj; A Rubenacker & R Sereno. 2010. Selección de indicadores de calidad de suelos para determinar los efectos del uso y prácticas agrícolas en un área piloto de la región central de Córdoba. *Ci. Suelo (Argentina)* 28(2): 223-231
- De Leenher, L & M De Boodt. 1958. Determination of aggregate stability by the change in mean wight diameter. *Proceeding of the International Symposium on Soil Structure. Ghent, Belgica, pp 290-300.* De Leenher & De Boodt, 1958
- Echeverría NE, G. Blanco, JC Silenzi, AG Vallejos, R. Jersonsk & M De Lucia. 2008. Efecto del uso y manejo sobre la degradación física de un Hapludol éntico. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. San Luis, Argentina.
- Eiza, M; G Studdert; N Fioriti & G Dominguez. 2006. Estabilidad de agregados y materia orgánica total y particulada en Molisoles de Balcarce. In: XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Salta, Argentina.
- Ferreras, L; 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. *Ci. Suelo (Argentina)* 25(2): 159-172
- Forjan, H; M Zamora & ML Manso. 2010. Modificación en los niveles de materia orgánica por efecto de la secuencia agrícola. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario, Argentina.
- Galantini, J; J Iglesias; C Maneiro & C Kleine. 2007. Efectos de largo plazo sobre la materia orgánica del suelo. La siembra directa en los sistemas productivos del Sur y Sudoeste Bonaerense. *Rev. Técnica especial. Sistemas Productivos del Sur y Sudoeste Bonaerense. Ed. Responsable JA Galantini pag. 11-15.*
- Oades J. 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma* 56: 377-400.
- Richter, M & E Von Wistinghausen. 1981. Unterscheidbarkeit von Humusfraktionen in Böden bei unterschiedlicher Bewirtschaftung. *Z. Pflanzenernaehr Bbodenk.* 144:395-406.
- Sanzano, GA; RD Corbella; JR García y GS Fadda. 2005. Degradación física y química de un Haplustol típico bajo distintos sistemas de manejo de suelo. *Ci. Suelo (Argentina)*. 23 (1) 93-100.
- Silenzi, J., Puricelli, C.A., Echeverría, N.E., Grossi T. y Vallejos A.G. 2000. Degradación y recuperación de dos suelos de la región semiárida pampeana argentina como resultado de distintos usos y manejos. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata.
- Tisdall, JM & JM Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33: 141-163.
- Unger, PW. 1997. Aggregate and organic carbon concentration interrelationships of Torrertic Paleustoll. *Soil and Tillage Research* 42:95-113.

BALANCE DEL CARBONO EDÁFICO EN FORESTACIONES Y PASTURAS SUBTROPICALES: ANÁLISIS DE LOS INGRESOS Y EGRESOS DE C AL SUELO

Eclesia, R.P.^{1}; G. Piñeiro² & E.G. Jobbágy³*

¹ INTA Cerro Azul, Misiones; ² IFEVA, Buenos Aires; ³ GEA-UNSL, San Luis CP (3101), Oro Verde, Entre Ríos; 54-0343-4975200

RESÚMEN

Con el fin de estudiar el balance de carbono del suelo luego del reemplazo de ecosistemas naturales de la provincia de Misiones por forestaciones y pasturas, se analizaron los cambios en los contenidos de carbono orgánico de suelo (COS) y las variaciones de ¹³C en el carbono del suelo. Se evaluaron los cambios ocurridos en los contenidos de COS y en el carbono orgánico particulado (COP) en los primeros 20 cm de suelo, luego del reemplazo de la vegetación original (pastizales o selvas) por pasturas o forestaciones. En ambas fracciones se analizó la variación isotópica de ¹³C, encontrando cambios significativos en 8 de los 12 sitios muestreados. Se utilizaron ecuaciones de mezclado para estimar las entradas y salidas de C al suelo ocurridas luego del cambio en el uso del suelo. Mientras que las pasturas duplicaron los contenidos de COP e incrementaron el COS en un 23 % respecto al sistema original, las forestaciones disminuyeron los contenidos de COP y COS en un 26% y 18%, respectivamente. Al analizar los flujos de C se observó que en general las pasturas presentaron mayores ingresos de C al suelo (I) respecto a las forestaciones, mientras que no hubo una tendencia clara en los egresos de C del suelo por descomposición (E), siendo éstos últimos mayores en pasturas sólo en la fracción del COP. Considerando que la fracción particulada no supera el 12% del COS en los suelos analizados, nuestros resultados sugieren que el balance de carbono del suelo luego de la implantación de pasturas y forestaciones está determinado principalmente por los cambios en los ingresos de C al suelo y no por las salidas de C del suelo por respiración.

Palabras Clave: carbono orgánico de suelo; ingresos de carbono; egresos de carbono.

INTRODUCCIÓN

El balance del carbono orgánico de suelo (COS) está determinado básicamente por los ingresos y egresos de C al suelo (Amundson, 2001). Estos dos flujos son ampliamente alterados al modificar los ecosistemas naturales y establecer nuevos sistemas agroproductivos, alcanzándose un balance de C muchas veces negativo, dependiendo de la interacción entre los factores abióticos (clima y suelo), el tipo y manejo del sistema y el tiempo transcurrido a partir del establecimiento del nuevo sistema (Epstein et al., 2002; Richards et al., 2007; Lal, 2011). Diversos trabajos intentan cuantificar los cambios en las reservas de COS al modificar los ecosistemas naturales y describen la influencia de distintos factores ambientales en la tasa de mineralización (k) de C que determina los egresos (E) de COS. Entre ellos, el clima, la textura y la mineralogía del suelo, como también las diferentes prácticas de manejo (Six et al., 1999; Wattel-Koekkoek et al., 2003). Al mismo tiempo, las diferencias en la productividad de la vegetación nueva respecto a la vegetación original, y a su partición hacia órganos aéreos o subterráneos, es probable que existan cambios en los ingresos (I) de C al suelo. Podríamos decir entonces que balances positivos de COS, podrían ser atribuidos a una disminución de los egresos de C, a un incremento en los ingresos de C, o a cambios relativos en ambos flujos, que resulten en un incremento de COS. En el mismo sentido balances negativos de COS podrían deberse tanto a un incremento en los egresos y/o a una disminución de los ingresos de COS.

La mayoría de las técnicas de manejo destinadas a incrementar los contenidos de COS alientan a reducir los egresos de C, sin embargo es probable que

los ingresos de C al suelo presenten igual o mayor relevancia. Un claro ejemplo es la técnica de siembra directa en cultivos agrícolas que elimina los laboreos y por ende disminuye los egresos de carbono producidos por la oxidación de la materia orgánica, sin embargo, los ingresos prácticamente no cambian, o podrían cambiar si aumentan la productividad de los cultivos y la cantidad de rastrojo y/o raíces remanentes luego de la cosecha. En sistemas productivos perennes, donde la biomasa vegetal permanece durante varios años y sólo hay remoción del suelo en la implantación del cultivo, el impacto de los ingresos en el balance de COS podría ser relevante. Cuantificar los flujos de ingresos y egresos de C al suelo y su impacto en el balance de C de diferentes sistemas productivos es importante para diseñar tecnologías de manejo que aumenten los contenidos de COS. En éste trabajo se analizaron comparativamente los flujos de C en plantaciones forestales y pasturas y su impacto en el balance en el carbono orgánico particulado (COP) y en el COS respecto a la situación nativa como antecesor.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se muestrearon 12 sitios ubicados en la provincia de Misiones y norte de Corrientes (27° S, 54° W). El clima de la región es subtropical húmedo, con precipitaciones que oscilan desde 1600 mm en el sur a 2000 mm en el norte y la temperatura media anual es de alrededor de 20 °C (Ligier et al., 1988). Se tomaron 8 de los sitios muestreados (4 sitios con pasturas megatérmicas y 4 sitios con forestaciones de pino) en los que se observó un cambio isotópico significativa en el ^{13}C del suelo respecto a la situación bajo vegetación nativa. Se realizó un muestreo pareado, es decir, en cada sitio se muestreó un stand de la situación cultivada y un stand adyacente de la situación nativa. Se tomaron muestras de suelo para análisis químico y densidad aparente (Da). El suelo se muestreó hasta los 20 cm de profundidad, en estratos de 0-5, 5-10 y 10-20. Las muestras destinadas a análisis químico fueron tamizadas con una malla de 2 mm y se secaron en estufa a 60 °C, y las muestras para Da fueron secadas en estufa a 105 °C. En el suelo se separó la fracción de la materia orgánica particulada (MOP) según Cambardella y Elliot (Cambardella & Elliott, 1992). A su vez, en cada stand se tomaron muestras de raíces y de broza. Ambas fueron secadas en estufa a 60 °C y molidas a tamaño

de polvo. En las muestras de suelo y vegetación se determinó la concentración de C y la abundancia natural de ^{13}C con un analizador elemental (Carlo Erba) acoplado a un espectrómetro de masas (Finnigan MAT) en el Laboratorio de Isótopos Estables (DEVIL), de la Universidad de Duke, USA.

Los contenidos de COS (Mg ha^{-1}) se estimaron a partir de muestras tomadas a profundidad constante (denominada X, en metros), corrigiendo la profundidad (Z, en metros) según los cambios en la Da (en Mg m^{-3}) del sistema implantado (DaSI) respecto al sistema nativo (DaSN) (Ecuaciones 1 y 2) (Solomon et al., 2002):

$$\text{COS} = \text{C} \cdot \text{Z} \cdot \text{Da} \cdot 10 \quad (1) \quad \text{Z} = \left(\frac{\text{DaSN}}{\text{DaSI}} \right) \cdot \text{X} \quad (2)$$

Se estimó el C derivado de la vegetación nueva y el carbono original remanente utilizando las ecuaciones 3 y 4 según Balesdent & Mariotti (1996):

$$\text{C}_{\text{nuevo}} (\%) = (\delta - \delta_o / \delta_v - \delta_o) \cdot 100 \quad (3) \quad \text{C}_{\text{or}} = (100 - \text{C}_{\text{nuevo}}) / 100 \cdot \text{C}_o \quad (4)$$

donde C_{nuevo} es el C del suelo derivado de la vegetación nueva implantada (forestaciones o pasturas) (%); δ es el $\delta^{13}\text{C}$ del suelo de la plantación; δ_o es el $\delta^{13}\text{C}$ del suelo nativo original y δ_v es el $\delta^{13}\text{C}$ de los aportes de residuos al suelo (broza y raíces) provenientes de la vegetación nueva. C_{or} es el C original remanente (Mg ha^{-1}) luego del cambio de uso del suelo y C_o es la cantidad de COS en el suelo original nativo. La tasa de mineralización del C (k) se estimó a través de una función exponencial negativa (ecuaciones 5 y 6) (Dalal & Mayer, 1986):

$$\text{C}_{\text{or}} = \text{C}_o e^{-kt} \quad (5) \quad k = -(\ln(\text{C}_{\text{or}} / \text{C}_o)) / t \quad (6)$$

donde k es la tasa de mineralización del COS generado bajo vegetación nativa y t es el tiempo transcurrido desde el cambio de uso del suelo. Los ingresos (I) se estimaron a partir de una ecuación 7, propuesta por Jobbagy et al. (2006). Esta ecuación supone que todos los ingresos (I) de C provienen de aporte vegetal in-situ y todos los egresos de C (E) son respiratorios y proporcionales a los contenidos de COS. Los valores promedio de I luego del cambio de uso del suelo están dados por la ecuación 7. Los egresos de COS nativo (E_o) y los egresos del COS formado luego del cambio en el uso de la tierra (E_{nuevo}), se estimaron con las ecuaciones 8 y 9 respectivamente.

$$I = \frac{k \left(\frac{C_f \cdot \delta}{1 + \delta} - \frac{C_o \cdot \delta_o \cdot e^{-kt}}{1 + \delta_o} \right)}{\delta_v (1 - e^{-kt})} \quad (7) \quad E_o = C_o - C_{or} \quad (8)$$

$$E_{nuevo} = I - C_{nuevo} \quad (9)$$

Se realizó un test "t" pareado entre el sistema nativo original y el sistema actual para evaluar las diferencias en los contenidos de COS y COP. Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) comparando las diferencias entre los cambios ocurridos en sistemas de pasturas y forestaciones para las variables de: Carbono orgánico remanente (C_{or}), carbono nuevo (C_{nuevo}), tasa de mineralización (k), ingresos de C (I), egresos del C original (E_o) y egresos del C nuevo (E_{nuevo}). Las diferencias significativas se indicaron con nomenclatura estadística (* = $p < 0,1$, ** = $p < 0,05$, *** $p < 0,01$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las pasturas duplicaron los contenidos de COP e incrementaron el COS en un 23 % respecto al sistema original, mientras que las forestaciones disminuyeron los contenidos de COP y COS en 26% y 18%, respectivamente (Tabla 1). Estos resultados, que han sido puestos a prueba en sitios con condiciones de clima y suelo similares, son acorde a hallazgos previos donde se ha evaluado el efecto de pasturas y forestaciones por separado, y/o en diferentes ambientes (Lisboa et al., 2009; Parfitt & Ross, 2011; Hafner et al., 2012), o bien cuando un sistema reemplaza al otro (Guo et al., 2008; Parfitt & Ross, 2011). Es probable que el

tiempo transcurrido no haya sido suficiente para que la acumulación de COS en los sitios forestales alcance un equilibrio. Si bien algunos trabajos sugieren que la máxima acumulación de COS en las forestaciones ocurre alrededor de los 30 años (Paul et al., 2002), investigaciones recientes sugieren que en zonas húmedas es necesario que la plantación supere los 30-40 años de edad (Berthrong et al., 2012; Iglesia et al., 2012). En éste sentido, y a diferencia de las forestaciones, es probable que las pasturas evaluadas hayan alcanzado ese equilibrio, además de haber incrementado los niveles de COS respecto al antecesor nativo.

Al analizar las variables de flujo de C fue posible explicar, en parte, las diferencias en el balance de COS y COP, provocadas por ambos sistemas. Así, las variables de flujo de C indicaron que, en la fracción COP, las diferencias entre los sistemas de pasturas y forestaciones ocurrieron debido a una mayor descomposición (k) y egreso del C nativo (E_o). Sin embargo, en el COS total se observó que a pesar de que las pasturas presentaban un mayor egreso de C_{nuevo} (E_{nuevo}) respecto a las forestaciones, la magnitud de los ingresos (I) es tal que compensa esas pérdidas, ocurriendo en un balance positivo respecto al antecesor (Tabla 1 y 2). Estos mayores $I + E$ que se dan en las pasturas, estarían reflejando un mayor ciclado de C, dado principalmente por la mayor producción de raíces finas respecto a la forestación (Guo et al., 2007). En las forestaciones, tanto en el COP como en el COS total el balance fue negativo (Tabla 1), lo cual podría deberse a un mayor E_o en la MOP y a un menor I en el COS respecto a lo observado en las pasturas.

Tabla 1. Cambios en los contenidos de COS y COP por efecto de forestaciones y pasturas^a

Uso actual	Cantidad de COS nativo inicial (Mg. ha ⁻¹)	Cantidad de COS final (Mg. ha ⁻¹)	Diferencia (Mg. ha ⁻¹)
MOP			
Pastura	2,91	5,93	3,02 **
Forestación	5,19	3,82	-1,37 ns
COS			
Pastura	41,81	51,42	9,61 **
Forestación	54,17	43,89	-10,28 **

^a Se muestran los contenidos de COS hasta los 20 cm de profundidad.

El mayor E_o podría estar asociado a un efecto “priming” (Kuzyakov et al., 2000; Rasmussen et al., 2008), debido a que una mayor recalcitrancia de la materia orgánica del pino estaría induciendo a una mayor descomposición (k) del COP nativo en forestaciones respecto a pasturas, observándose por lo tanto una tendencia a menor C_{or} en las primeras (Tabla 2). Finalmente no existió una tendencia clara en las variables de flujo de la fracción del COP,

posiblemente debido a que es una fracción de ciclado de C demasiado rápido como para presentar patrones de largo plazo, considerando que los sistemas evaluados tenían más de 15 años de edad. En éste sentido, nuestros resultados sugieren que los egresos de C no determinan los cambios de COS a largo plazo, ocurridos al implantarse forestaciones o pasturas, siendo los ingresos de C los principales responsables de estos cambios.

Tabla 2. Variables de flujo del COS y COP en sistemas de forestaciones y pasturas

	Pasturas	Forestaciones	Pasturas	Forestaciones
	POM		COS	
C_{or} (%)	45,38	28,84 ns	51,27	71,25 *
C_{nuevo} (%)	80,73	63,02 ns	58,67	11,47 ***
k	0,008	0,018 ***	0,007	0,004 ns
I (Mg. ha ⁻¹)	0,23	0,18 ns	1,43	0,27 **
E_o (Mg. ha ⁻¹)	0,04	0,14 **	0,72	0,57 ns
E_{nuevo} (Mg. ha ⁻¹)	0,06	0,09 ns	0,40	0,06 **

CONCLUSIÓN

Las diferencias en el balance de C en sistemas de forestaciones y pasturas subtropicales son mayormente atribuidas a alteraciones en los ingresos de C al suelo. Por esto, aquellos ecosistemas con altos ingresos de C al suelo recuperan en poco tiempo los niveles originales de COS que tenían previo al cambio en el uso del suelo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado con fondos de los proyectos: PIP-132 CONICET “Herramientas para el análisis de la sustentabilidad agrícola en ecosistemas pampeanos”, y UBACyT “Análisis de los servicios ecosistémicos y los ciclos biogeoquímicos en agroecosistemas para el desarrollo de alternativas de manejo que mejoren su sustentabilidad evitando el deterioro ambiental”.

BIBLIOGRAFÍA

- Amundson, R. 2001. The carbon budget in soils. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 29: 535-562.
- Balesdent, J & Mariotti, A. 1996. Measurement of soil organic matter turnover using ^{13}C natural abundance. In: Boutton, TW; Yamasaki, SI (Eds.), *Mass Spectrometry of soils* Marcel Dekker, New York, USA. , 83-111 pp.
- Berthrong, ST; Piñeiro, G; Jobbágy, EG & Jackson, RB. 2012. Changes in soil carbon and nitrogen with afforestation of grasslands across gradients of precipitation and plantation age. *Ecological Applications* 22: 76-86.
- Cambardella, CA & Elliott, ET. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 777-783.
- Dalal, RC & Mayer, RJ. 1986. Long term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in southern Queensland. II. Total organic carbon and its rate of loss from the soil profile. *Aust. J. Soil Res.* 24: 281-292.
- Eclesia, RP; Jobbágy, EG; Jackson, RB; Biganzoli, F & Piñeiro, G. 2012. Shifts in soil organic carbon for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. *Global Change Biology* 18: 3237-3251.
- Epstein, HE; Burke, IC & Lauenroth, WK. 2002. Regional patterns of decomposition and primary production rates in the U.S. great plains. *Ecology* 83: 320-327.
- Guo, L; Wang, M & Gifford, R. 2007. The change of soil carbon stocks and fine root dynamics after land use change from a native pasture to a pine plantation. *Plant and Soil* 299: 251-262.
- Guo, LB; Cowie, AL; Montagu, KD & Gifford, RM. 2008. Carbon and nitrogen stocks in a native pasture and an adjacent 16-year-old *Pinus radiata* D. Don. plantation in Australia *Agriculture, Ecosystems & Environment* 124: 205-208.
- Hafner, S; Unteregelsbacher, S; Seeber, E; Lena, B; Xu, X, et al. 2012. Effect of grazing on carbon stocks and assimilate partitioning in a Tibetan montane pasture revealed by ^{13}C ^{14}C pulse labeling. *Global Change Biology* 18: 528-538.
- Jobbágy, E; Rizzotto, MG; Piñeiro, G; Paruelo, JM & Jackson, RB. 2006. Modelado de la dinámica del carbono orgánico en suelos usando información isotópica: aplicación en pastizales forestados. En: *Primeras Jornadas Argentinas sobre el Empleo de Isótopos Estables en Agroecosistemas: en CD.*
- Kuzyakov, Y; Friedel, JK; Stahr, K & Aber, JD. 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 1485-1498.
- Lal, R. 2011. Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. *Food Policy* 36, Supplement 1: S33-S39.
- Ligier, HD; Matteio, HR; Polo, HL & Rosso, JR. 1988. Mapa de suelos de la provincia de Misiones In: INTA (Ed.), *Atlas de suelos de la República Argentina*, Buenos Aires, 107-154 pp.
- Lisboa, C; Conant, R; Haddix, M; Cerri, C & Cerri, C. 2009. Soil carbon turnover measurement by physical fractionation at a forest-to-pasture chronosequence in the Brazilian Amazon. *Ecosystems* 12: 1212-1221.
- Parfitt, RL & Ross, DJ. 2011. Long-term effects of afforestation with *Pinus radiata* on soil carbon, nitrogen, and pH: a case study. *Soil Research* 49: 494-503.
- Paul, KI; Polglase, PJ; Nyakuengama, JG & Khanna, PK. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management* 168: 241- 257.
- Rasmussen, C; Southard, RJ & Horwath, WR. 2008. Litter type and soil minerals control temperate forest soil carbon response to climate change. *Global Change Biology* 14: 2064-2080.
- Richards, AE; Dalal, RC & Schmidt, S. 2007. Soil carbon turnover and sequestration in native subtropical tree plantations *Soil Biology & Biochemistry* 39: 2078-2090.
- Six, J; Elliott, ET & Paustian, K. 1999. Aggregate and Soil Organic Matter Dynamics under Conventional and No-Tillage Systems. *Soil Sci Soc Am J* 63: 1350-1358.
- Solomon, D; Fritzsche, F; Lehmann, J; Tekalign, M & Zech, W. 2002. Soil organic matter dynamics in the subhumid agroecosystems of the Ethiopian Highlands: Evidence from natural ^{13}C abundance and particle-size fractionation. *Soil Sci Soc Am J* 66: 969-978.
- Wattel-Koekoek, EJW; Buurman, P; van der Plicht, J; Wattel, E & van Breemen, N. 2003. Mean residence time of soil organic matter associated with kaolinite and smectite. *European journal of soil science* 54: 269-278.

SISTEMAS DE LABRANZA EN EL SO BONAERENSE: DINÁMICA Y BALANCE DE CARBONO

Galantini J.A.¹; M. Duval², J. Iglesias³ & J.M. Martínez^{2, 3}

¹Comisión Investigaciones Científicas (CIC) - CERZOS - Dpto. Agronomía, UNS, San Andrés 800, 8000 Bahía Blanca. Correo electrónico jgalanti@criba.edu.ar; ² CONICET; ³Dpto. Agronomía, UNS

RESUMEN

Las labranzas alteran la cantidad y la distribución del carbono orgánico (CO) del suelo y la magnitud del cambio puede ser muy variable, dependiendo de las características climáticas, de suelo, de manejo y el tiempo transcurrido. El objetivo del presente trabajo fue analizar la dinámica de las fracciones orgánicas en el tiempo y el balance final en una experiencia de 25 años en la localidad de Tres Picos (BA). En el año 2012 se tomaron muestras de suelo (0-5, 5-10, 10-20 cm) en las que se determinó el CO total, el asociado a la fracción mineral (COM, 0-53 μm) y el particulado fino (COP_f, 53-105 μm) y grueso (COP_g, 105-200 μm), además del N en esas fracciones. Las pérdidas relativas de CO se localizaron en los primeros 10 cm del suelo y de las fracciones COM y COP_f. En los 25 años con diferente labranza, la LC produjo una pérdida relativa anual de 328 y 34,2 kg ha⁻¹ de COT y Nt, respectivamente. Además, en el horizonte A la pérdida anual de masa de suelo fue de 11,5 Mg ha⁻¹ por erosión, la principal fuente de pérdida de COT.

INTRODUCCIÓN

Las labranzas modifican la localización de la materia orgánica (MO) a diferentes escalas, tanto a nivel de profundidad como de unidades estructurales (agregados) del suelo (Balesdent et al., 2000). También favorecen la reducción del contenido de MO como consecuencia del aumento de su mineralización, por la disrupción de los agregados del suelo y de la mayor aireación (Sainju et al., 2006), lo que estimula descomposición materiales orgánicos previamente protegidos (Reicosky, 1997; Álvarez, 2001).

Por el contrario, la siembra directa (SD) aumenta el contenido de MO en la capa superficial (Six et al., 2006; Sainju et al., 2006; Melero et al., 2009; López Bellido et al., 2010), aumenta la agregación del suelo (Coulombe et al., 1996) y preserva los nutrientes (Six et al., 1998). Sin embargo, el potencial de la SD de aumentar la MO o capturar el CO₂ del aire es muy variable. Como ejemplo, en la región Pampeana se encontraron aumentos desde el 6 al 15% del CO del suelo (Díaz Zorita & Buschiazzi, 2006; Steinbach & Álvarez, 2006; Galantini & Rosell, 2006; Galantini et al., 2006). Analizando resultados obtenidos en 40 ensayos comparativos realizados en 20 localidades de la región Pampeana se vio que en promedio la SD aumentó el 14% la concentración y 17% la cantidad de CO del suelo (Galantini & Iglesias, 2008).

Es evidente que existen muchos factores que aportan variabilidad a los resultados, por ello los estudios de largo plazo pueden ayudar a entender la dinámica en el tiempo.

El objetivo del presente trabajo fue analizar los cambios en el contenido de las fracciones orgánicas en un Argiudol del SO Bonaerense después de 25 años bajo diferentes labranzas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizó un suelo Argiudol típico, profundo, de textura franca en el horizonte A y franco-arcillosa en el B2, del establecimiento Hogar Funke del partido de Tornquist (B.A.).

La temperatura media anual es de 15°C, mientras

que la precipitación media anual histórica fue 735 mm (1887-2012) y la de los 25 años con diferente labranza (1986-2011) fue 799 mm.

Desde el año 1986, sobre dos parcelas de 8 ha cada una se aplicaron dos sistemas de labranza: SD y labranza convencional con cincel y rastra de disco (LC). El detalles del sitio, manejo y propiedades químicas del suelo fueron descritos por Galantini et al., 2006, 2007.

La secuencia de cultivos realizada durante el período en estudio (1986-2011) incluyó maíz (*Zea mays*), trigo (*Triticum aestivum*), girasol (*Helianthus annuus*), cebada (*Hordeum vulgare*) y sorgo (*Sorghum bicolor*). El rendimiento promedio de grano (1986-2011) y el coeficiente de variación fueron 2370 kg ha⁻¹ y 54% en SD y 1906 kg ha⁻¹ y 61% en LC, respectivamente. El estudio se llevó adelante durante el año 2011, luego de la siembra del trigo.

El diseño fue de 3 bloques al azar a lo largo de las franjas con SD y con LC, en cada uno de ellos se tomaron 3 muestras compuestas de suelo y planta.

Muestreo de suelos

Para el análisis de las propiedades químicas se tomaron muestras de suelo a inicios del macollaje, se tomaron 3 muestras compuestas a las profundidades 0-5, 5-10, 10-20 cm.

El suelo se secó al aire, se homogeneizó y se tamizó por 2 mm.

Paralelamente, se tomaron muestras no disturbadas a 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm de profundidad (3 repeticiones por tratamiento, bloque y profundidad), utilizando cilindros de acero (98,2 cm³) para determinar la densidad aparente (Blake & Hartge, 1986).

Determinaciones

Se determinó el carbono orgánico total (CO) por combustión seca (1500°C, LECO C Analyser).

Se realizó un fraccionamiento por tamaño de partícula mediante tamizado en húmedo, previa dispersión por agitado con bolitas de vidrio, utilizando los tamices de 53 y 105 μm . Se obtuvieron la fracción fina (0-53 μm), intermedia (53-105 μm) y gruesa (105-2000 μm) en las que se determinó el CO asociado a la fracción mineral (COM), particulado fino

(COPf) y particulado grueso (COPg), respectivamente (Galantini & Suñer, 2008).

Como la fracción fina incluye arcilla, limo y MOM, se calculó la fracción fina inorgánica (FFi) como la diferencia entre la fracción fina menos la MOM, calculada en base a la cantidad de COM determinada y el contenido de CO en la MOM promedio para estos suelos (Galantini et al., 1994).

Se determinó el N total (Nt) en las muestras de suelo por el método de Kjeldahl, Bremner (1996) y el potencialmente mineralizable por incubación anaeróbica (N_{min}) durante de 7 días a 40°C de temperatura (Waring & Bremner, 1964), determinando el nitrógeno como amonio liberado por micro destilación por arrastre con vapor.

El análisis estadístico de los datos se realizó con el software Infostat (Di Rienzo et al., 2010).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Fracciones orgánicas en el 2011

En el año 2011, a los 25 años de iniciada la experiencia, se encontraron diferencias significativas en el contenido de las fracciones orgánicas y su distribución (Tabla 1). El CO total en los 0-20 cm fue significativamente mayor en SD, como consecuencia de una acumulación mayor en los 0-5 cm del suelo con SD.

El análisis de las diferentes profundidades y fracciones orgánicas puso en evidencia con más detalle los cambios producidos por el sistema de labranza.

El COPf fue significativamente mayor en SD que en LC en todas las profundidades, mientras que en el COPg no se encontraron diferencias en 0-20 cm pero si una distribución diferente. En 0-5 y en 10-20 cm el contenido semejante, en cambio en 5-10 fue mayor en LC, consecuencia de la incorporación por laboreo. Esta fracción es más dependiente de la incorporación de residuos y dependiente de las características meteorológicas (Galantini et al., 2002) El COM fue significativamente superior en todas las profundidades del suelo en SD, con mayor significancia estadística en superficie (0-5 cm) que en el resto de las profundidades (5-10 y 10-20 cm). Los cambios en el largo plazo de esta fracción estable

posiblemente se deban al efecto acumulado de los mayores aportes de carbono consecuencia de la mayor productividad en SD, las mejores condiciones para la mineralización de los materiales orgánicos y/o las mayores pérdidas por erosión en LC (Galantini et al., 2006).

El N_t en la profundidad 0-20 cm fue mayor en SD que en LC, efecto que se observó que se observó en todas las profundidades.

El N en la MO más lábil, tanto la MOPf como la MOPg, siguió una tendencia semejante al carbono, con una acumulación significativamente mayor en 0-5 cm y no observada en 5-10 ni 10-20 cm. Las diferencias fueron mayores que las observadas en el C, aspecto que puede modificar la dinámica de la descomposición del material orgánico.

El residuo incorporado con el laboreo aumentó tanto el C como el N en la MOPg de la capa 5-10 cm.

El N_{min} fue significativamente mayor en la profundidad 0-20 cm de SD (50% más que en LC). Gran parte del mismo (43%) se localizó en la capa 0-5 cm, por lo que resulta importante el mantenimiento de la cobertura del suelo para mantener la humedad necesaria.

Perdidas diferenciales entre sistemas de labranza

Las mediciones realizadas indicaron que la profundidad del horizonte A del suelo en ambos sistemas de labranza fue de 22 cm.

Realizando un balance de las diferencias obtenidas a nivel de horizonte luego de 25 años con distinto sistema de labranza, se pudo observar que (Tabla 10):

- La masa de suelo fue diferente, poniendo en evidencia una pérdida diferencial de suelo en LC respecto de SD, que en promedio fue de 11,5 Mg de suelo $ha^{-1} año^{-1}$. Este valor fue concordante con estudios previos y con valores reportados de pérdidas de suelo por erosión por otros autores que han trabajado en la región (Galantini et al., 2005).

- La diferencia de COT entre sistemas pusieron en evidencia una pérdida diferencial en LC, que resultó ser de 328 kg de COT $ha^{-1} año^{-1}$. La mayor parte de la pérdida correspondió a la fracción más estable de la MO, el COM con aproximadamente 2/3 del total, en menor medida el COPf que representó el tercio

restante. En contenido P^g fue ligeramente mayor en LC. Estas diferencias marcan la sensibilidad de cada una de las fracciones a los cambios debidos al manejo y a las condiciones ambientales, ya que en el caso del COPg la diferencia a favor de la LC se debieron a diferentes condiciones durante el año de evaluación y no a una constante a los largo del tiempo.

- La diferencia de N_t en ambos suelos indica que existió una pérdida diferencial en LC de 34,2 kg $ha^{-1} año^{-1}$ de N, del cual la mayor parte correspondió al N contenido en la MOM, en menor medida el N de la MOPf y prácticamente sin diferencias en el N de la MOPg.

Estos resultados estarían indicando que el COPg no es un buen indicador de los efectos de largo plazo, ya que es más dependiente de las variaciones meteorológicas, tanto aquellas que influyen sobre la cantidad de aportes como las que influyen sobre la velocidad de descomposición. Por ello, el COPg estará asociado más a la dinámica de corto plazo y a la fertilidad del suelo que a su calidad.

La concentración de CO para el horizonte A fue 1,61 y 1,71% en LC y SD, respectivamente. Si se asume un valor promedio de los 25 años en el tratamiento LC intermedio entre ambos sistemas $((1,61+1,75)/2)$ su concentración media de COT sería 1,68%.

De esta forma, en base a la cantidad de suelo perdido anualmente por procesos erosivos (11,5 Mg $ha^{-1} año^{-1}$) y la concentración media de COT de ese suelo (1,68%), se podría estimar que la pérdida de COT por erosión fue en promedio alrededor de 193 kg $ha^{-1} año^{-1}$. Es decir, del total de la pérdida relativa anual de COT (328 kg $ha^{-1} año^{-1}$) entre sistemas, la mayor parte (aproximadamente el 60%) corresponde a pérdida por erosión y la menor parte por la oxidación generada por las labranzas (135 kg $ha^{-1} año^{-1}$ de COT).

En esta estimación tiene supuestos con errores que pueden influir en el resultado obtenido. Por un lado, si ambos sistemas de labranza produjeron pérdidas de COT durante los 25 años, el contenido de COT medio podría ser más alto y la pérdida por erosión podría ser mayor.

Por otro lado, el suelo más susceptible a erosionarse fue la capa superficial, donde la concentración de CO es más alta. Si calculamos la pérdida por erosión

de COT utilizando la concentración de la capa superficial (sea 0-5 o 0-10 cm) la pérdida por erosión supera los 200 kg ha⁻¹ año⁻¹.

En ambos casos, reforzarían la conclusión de que la mayor parte de la diferencia en COT que se observó en favor de la SD se debe a menor pérdida por erosión y solo una pequeña parte a la menor oxidación de los materiales orgánicos del suelo al ser expuestos por la labranza, tal como se postula en muchos trabajos.

Una práctica común en la región en estudio, y en muchas regiones semiáridas y sub-húmedas del mundo, es realizar un barbecho largo para acumular el agua de las escasas e irregulares precipitaciones y así pueda estar disponible para el cultivo siguiente.

La SD es eficiente en captar y mantener más húmedo el suelo, condiciones ideales para una actividad biológica mayor. Ante esta situación, se genera un balance mucho más negativo para el CO del suelo

durante el periodo con barbecho en SD que en LC, donde los materiales orgánicos lábiles están más expuestos pero la disponibilidad de humedad limita la actividad biológica que los va a descomponer.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Establecimiento **Hogar Funke** por posibilitar este estudio al llevar adelante esta valiosa experiencia de largo plazo y en particular al Ing. Agr. Cristian Kleine por toda la información brindada. Trabajo realizado en el marco del Programa de áreas estratégicas (**PAE**) del Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva (MINCYT) "Biología del Suelo y Producción Agraria Sustentable (BIOSPAS, N° 36976)" y del Proyecto "Dinámica de las fracciones orgánicas y cambios en la disponibilidad de N, P y agua en suelos bajo siembra directa" Regional Bahía Blanca de AAPRESID, CIC-CERZOS-UNS y Profertil SA.

BIBLIOGRAFIA

- Álvarez R. 2001. *Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century Model*. *Soil Use y Manage.*, 17: 62-66.
- Balesdent J., C. Chenu and M. Balabane. 2000. *Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage*. *Soil Till. Res.* 53: 215-230.
- Blake, G. R. and Hartge, K. H. 1986. *Bulk Density*. In: Arnold Klute (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 1* p.: 363-375
- Bremner, J.M. 1996. *Nitrogen - Total*. 1085-1123. In *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. (Ed. D.L. Sparks), SSSA-ASA, Madison, WI, USA.
- Coulombe C.E., L.P. Wilding and J.B. Dixon. 1996. *Overview of Vertisols: characteristics and impacts on society*. *Adv. Agron.* 57:289-375
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. *InfoStat versión 2010*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina
- Díaz Zorita M. y D. Buschiazzo. 2006. *Chapter 16*. En: *Carbon Sequestration in Soils of Latin America* (Eds. R. Lal, R. Cerri, M. Bernoux, J. Etchevers y E. Cerri). The Haworth Press, Nueva York. Pp.: 383-403.
- Galantini J.A. y R.A. 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.
- Galantini J.A., J.O. Iglesias 2007. *Capacidad de secuestro de carbono y efecto de las prácticas agronómicas en suelos de la región Pampeana de Argentina*. En: "Captura de Carbono en Ecosistemas Terrestres de Iberoamérica" Ed. Juan Gallardo Lancho. Págs. 169-182. ISBN: 978-84-611-9622-7.
- Galantini J.A., J.O. Iglesias, C. Maneiro, L. Santiago, C. Kleine. 2006. *Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense. Efectos de largo plazo sobre las fracciones orgánicas y el espacio poroso del suelo*. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA - INTA)* 35: 15-30.
- Galantini J.A., L. Suñer, J.O. Iglesias. 2007. *Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense: efectos de largo plazo sobre las formas de fósforo en el suelo*. *Revista Investigaciones Agropecuarias (RIA - INTA)* 36 (1): 63-81.
- López-Bellido R.J., J.M. Fontán, J. López-Bellido and L. López-Bellido. 2010. *Carbon sequestration by tillage, rotation, and nitrogen fertilization in a Mediterranean Vertisol*. *Agron. J.* 102: 310-318.
- Melero, S., López-Garrido, R., Murillo, J.M., Moreno, F., 2009. *Conservation tillage: short and long term effects on soil carbon fractions and enzymatic activities under Mediterranean conditions*. *Soil Tillage Res.* 104, 292-298.
- Mulvaney R.L. 1996. *Nitrogen - Inorganic forms*. 1123-1184. In *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. (Ed. D.L. Sparks), SSSA-ASA, Madison, WI, USA.

Reicosky, D.C., Dugas, W.A., Torbert, H.A., 1997. Tillage-induced soil carbon dioxide loss from different cropping systems. *Soil Till. Res.* 41, 105–118

Sainju U.M., B.P. Singh, W.F. Whitehead and S. Wang. 2006. Carbon supply and storage in tilled and nontilled soils as influenced by cover crops and nitrogen fertilization. *J. Environ. Qual.* 35: 1507–1517

Six J., Elliott E.T., Paustian K.; Doran J.W., 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62: 1367–1377.

Steinbach H.S. y Álvarez. 2006. Changes in Soil Organic Carbon Contents and Nitrous Oxide Emissions after Introduction of No-Till in Pampean Agroecosystems. *J. Environ. Qual.*, 35:3-13.

Waring S.A. & J.M. Bremner. 1964. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. *London Nature* 201(4922): 951-952.

Tabla 1: Contenido de carbono orgánico total (COT) y en sus fracciones fina (COPf), gruesa (COPg) y complejos organo-minerales (COM) en el año 2011.

Prof. (cm)	NT				CT			
	Fracciones orgánicas (Mg ha ⁻¹)							
	COT	COP _f	COP _g	COM	COT	COP _f	COP _g	COM
0-5	11,98	1,85	1,13	9,01	9,48 *	1,07 **	0,99 ns	7,42 *
5-10	12,44	1,89	0,28	10,28	9,79 **	1,08 **	0,94 **	7,78 **
10-20	23,60	3,34	0,39	19,88	21,12 ns	1,93 **	0,30 ns	18,91 *
0-20	47,68	7,00	1,78	38,91	40,03 **	4,16 **	2,35 ns	33,52 **
Fracciones de Nitrógeno (kg ha ⁻¹)								
	N	N _{MOPf}	N _{MOPg}	N _{min}	N	N _{MOPf}	N _{MOPg}	N _{min}
0-5	952	141	68	44,8	715 **	100 **	67 ns	29,5 **
5-10	1066	156	24	25,7	824 **	105 **	46 ns	24,5 ns
10-15	1935	400	30	32,9	1620 **	187 **	27 ns	15,0 **
0-20	3953	697	122	103,4	3159 **	393 **	140 ns	68,9 **

SD, siembra directa; LC, labranza convencional; COT, carbono orgánico total; COPf, COPg y COM; carbono orgánico en las fracciones 0,05-0,10, 0,10-20 y 0-05 mm, respectivamente. Para cada fracción de CO, N y profundidad, **, * y ns indican diferencias al 0,01, 0,05 o no significativas entre sistemas de labranza, respectivamente.

Tabla 2: Contenidos de diferentes fracciones de carbono y nitrógeno en el horizonte A en siembra directa (SD) y labranza convencional (LC) durante 25 años, diferencia y cambio relativo anual.

	Masa	COT	COP _f	COP _g	COM	Nt	N-MOP _f	N-MOP _g	N-MOM
	Mg ha ⁻¹					kg ha ⁻¹			
SD	3112	52,66	7,79	1,58	43,30	4339	783	128	3428
LC	2825	44,45	4,46	2,29	37,70	3483	428	145	2910
Dif	286,7	8,2	3,3	-0,7	5,6	855,8	355,1	-17,3	518,0
Anual	11,5	0,328	0,133	-0,029	0,224	34,2	14,203	-0,691	20,720

CO, carbono orgánico; MO, materia orgánica; COT, CO total; COPf, CO particulado fino; COPg, CO particulado grueso; MOC, CO asociado a la fracción mineral; N, nitrógeno; Nt, N total; N-MOPf, N-MOPg y N-MOM, N en la MO particulada fina y gruesa y MO asociada a la fracción mineral.

DISTRIBUCIÓN VERTICAL DEL CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO (CO) EN DOS ECOSISTEMAS CONTRASTANTES

Garay M.^{1,2}; N. Amiotti^{1,3}, P. Zalba¹ & N. Peinemann¹

¹Universidad Nacional del Sur; ²Comisión de Investigaciones Científicas; ³CERZOS

E mail: maximiliano.garay@uns.edu.ar

RESUMEN

La forestación es un cambio de uso de la tierra propuesto como herramienta eficaz para el secuestro de carbono atmosférico y atemperar el cambio climático. La zona de Ventania (Bs. As.) cuenta con condiciones propicias para ello, pese a lo cual carece de estudios en profundidad sobre el impacto de esta práctica en variables edáficas, considerando el perfil del suelo. El objetivo del presente trabajo es determinar el impacto del cambio de uso de la tierra sobre los contenidos de COT y Nt en el perfil de los suelos de la zona de Ventania evaluando el potencial de la forestación con *Pinus radiata* para secuestrar CO₂ atmosférico. El sitio de muestreo se sitúa en Ventania (Bs. As.), donde se muestrearon horizontes orgánicos y minerales hasta los 90 cm de profundidad en un rodal de *Pinus radiata* (TB) y suelo mineral en un relicto apareado de pastizal pampeano (TP). Se realizaron determinaciones de textura, COT, Nt y se calculó la densidad aparente. Los resultados muestran la aparición de un nuevo pool de COT contenido en los horizontes O de TB e inexistentes en TP. También se registró un incremento significativo mayor al 100% en la concentración de COT y aproximadamente 40% para Nt, lo que resultó en aumentos importantes de las relaciones C/N bajo TB en comparación a TP. El stock de COT en TP se estimó en 100 Mg ha⁻¹, mientras que para TB el resultado fue de 187 Mg ha⁻¹ indicando una ganancia del 87%. Los datos obtenidos son contundentes y confirman trabajos previos en la zona. Se concluyó que la implantación de especies forestales como *Pinus radiata* en la zona de Ventania, tiene un gran impacto sobre el balance de CO hasta los 90 cm de profundidad. Esto implica un aumento de la capacidad de secuestro de CO₂ tanto en formas lábiles (horizontes O) como en formas más estables incorporadas al suelo mineral.

INTRODUCCIÓN

El suelo constituye, luego de los océanos y combustibles fósiles, la tercer reserva más importante de carbono (C) en la Tierra (Lal, 2003), por lo que pequeños cambios en el vasto almacén de C edáfico, puede implicar cambios significativos en la concentración de CO₂ atmosférico (Huang et al., 2011). Actividades como la forestación de nuevas áreas, así como la reforestación son propuestas como herramientas eficaces para el secuestro de carbono atmosférico (Hoogmoed et al., 2012) contribuyendo de este modo a atemperar el cambio climático (Riestra et al., 2012). Especies de rápido crecimiento como *Pinus* spp conforman importantes plantaciones alrededor del mundo (Guo et al., 2008). En algunos sectores de la zona de Ventania (Bs. As.), donde originalmente la pradera gramínea nativa dominaba el paisaje, se indujo un cambio en el uso de la tierra mediante la introducción de coníferas, entre ellas *Pinus radiata* (Ares, 1991). Los rodales existentes son de avanzada edad por lo que constituyen excelentes sitios para conducir investigaciones tendientes a evaluar los efectos producidos por la forestación de suelos de pastizales naturales. La zona posee un adecuado potencial para la actividad forestal (Ares, 1991), pese a lo cual son escasos los estudios destinados a evaluar el impacto de la introducción de árboles sobre parámetros edáficos y la mayoría de ellos se concentra sólo en los horizontes minerales superficiales (Amiotti et al., 2000, 2007 y 2012; Garay et al., 2010 y 2011). El objetivo del presente trabajo es determinar el impacto del cambio de uso de la tierra sobre los contenidos de COT y Nt en el perfil de los suelos de la zona de Ventania evaluando el potencial de la forestación con *Pinus radiata* para secuestrar CO₂ atmosférico.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra en la zona de Ventania (Bs. As.). El clima es templado-húmedo (TMA=14,5°C y PMA=830 mm), y predominan Hapludoles y Argiudoles derivados de sedimentos loessicos (Amiotti et al., 2000). Se trabajó sobre un rodal de *Pinus radiata* D Don adyacente (apareado) a un relicto cuasi prístino del pastizal pampeano con especies gramíneas dominantes, que representa la situación de referencia (línea de base). En el sitio forestado (TB) se tomaron 6 árboles al azar, donde se recolectaron muestras de los horizontes orgánicos (Oi y Oe/Oa) con marcos metálicos. Para el estudio de la porción mineral de los perfiles de suelo se realizaron barrenadas a un metro del tronco de cada uno de ellos, colectando muestras a seis profundidades (0-15; 15-30; 30-45; 45-60; 60-75; 75-90 cm). A las mismas profundidades se colectaron muestras en tres sitios tomados al azar dentro del pastizal apareado (TP).

Las muestras de suelo mineral (N=54) fueron secadas al aire, mortereadas y tamizadas por 2 mm, mientras que las provenientes de horizontes orgánicos fueron secadas en estufa (70°C) y pesadas. En los perfiles minerales se realizó análisis mecáni-

co por el método de la pipeta, mientras que para todas las muestras se determinó COT (Walkey & Black) y nitrógeno total (Nt, por Kjeldahl). La densidad aparente se calculó mediante la fórmula propuesta por Rawls & Brakensiek (1985). Se utilizó un diseño de medidas repetidas para el análisis de datos, considerando a tratamientos y profundidades como factores fijos y los sitios de muestreo como aleatorios. Se realizaron comparaciones de medias por LSD de Fischer. El programa estadístico utilizado fue Infostat.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Dentro del suelo mineral, los resultados señalan que hasta los 45 cm no existen diferencias para ninguna de las fracciones granulométricas (Figura 1a, 1b y 1c; $p < 0,05$). A mayor profundidad, en ambos tratamientos disminuye el contenido de arcilla y aumenta el de arena. En TP estos cambios son algo más pronunciados lo que origina diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos para los contenidos de arcilla y arena, particularmente en la capa 45-60cm. Las clases texturales resultaron francas, excepto para las dos últimas capas de TP que clasificaron como franco arenosas.

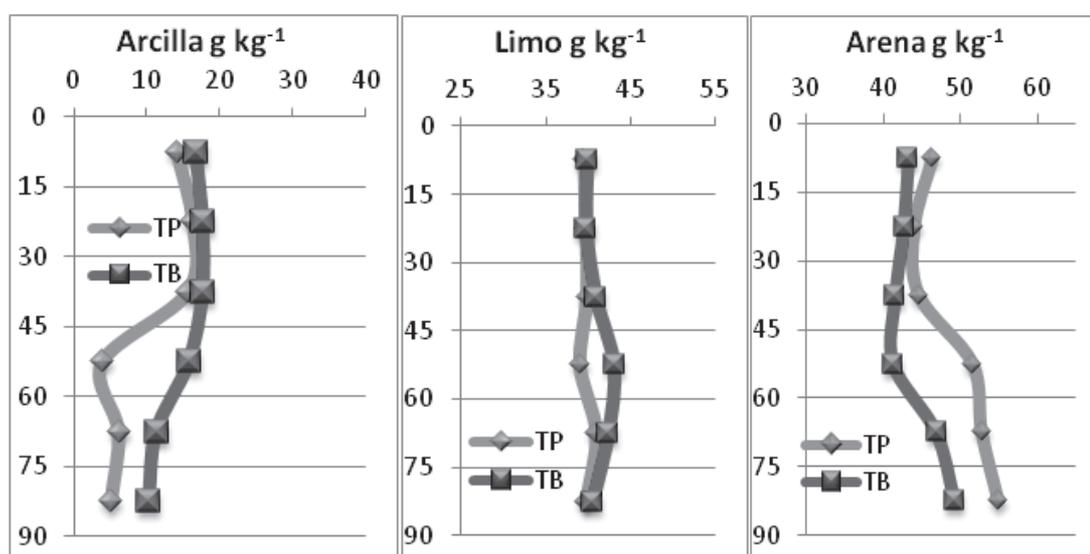


Figura 1. Contenidos de arcilla (1a), limo (1b) y arena (1c) en profundidad para TP y TB.

* = diferencias estadísticas ($p < 0,05$) entre tratamientos. ns = no significativo entre tratamientos.

En los rodales forestales, el piso del bosque está constituido por restos vegetales en distinto grado de descomposición, los que generan horizontes orgánicos bien desarrollados, distinguiéndose un Oi fábriico y un Oe/Oa hémico a sáprico. Estos están ausentes en TP. Respecto al grado de desarrollo de los horizontes orgánicos, la materia seca de hojarasca acumulada resultó significativamente mayor en Oe/Oa (103 Mg ha⁻¹) respecto de Oi (31 Mg ha⁻¹). Sin embargo, el horizonte Oi, de menor volumen, mostró la mayor concentración de COT (440 g kg⁻¹), diferenciándose de Oe/Oa (226 g kg⁻¹, Tabla 1). Como resultado del comportamiento de estas variables el stock de COT no presenta diferencias estadísticas entre subhorizontes (p>0,15). Autores como Hopmans & Elms (2009) bajo un clima similar en Australia, calcularon stocks de COT para horizontes orgánicos de 46,4 Mg C ha⁻¹, valores del mismo orden de magnitud que los cuantificados en este estudio (30,5 Mg C ha⁻¹). A pesar de la importancia del aporte de la hojarasca al balance de C, esta reserva se califica como de corto plazo, dada la oxidación biológica progresiva natural o la posible oxidación masiva ante los incendios forestales (Bravo et al., 2008), lo que reduciría drásticamente el stock de CO.

La génesis de los horizontes O bajo *Pinus radiata* responde principalmente a las características recalcitrantes de los restos vegetales que lo constituyen. Las coníferas contienen mayor proporción de compuestos resistentes a la degradación respecto de las gramíneas e incluso de otras especies forestales (Bengoetxea, 2009) y una mayor relación C/N en comparación con el pastizal, resultando en una menor velocidad de descomposición de los restos orgánicos (Guo et al., 2008). Nuestros resultados muestran que los contenidos de Nt fueron idénticos en ambos subhorizontes influyendo directamente en la relación C/N obtenida. En el horizonte fábriico (Oi) se calcularon relaciones C/N=50, las cuales se redujeron a valores de 25,9 en el Oe/Oa.

En el suelo mineral, el contenido de COT fue superior para TB en todas las profundidades (p<0,05; Tabla 1). En ambos tratamientos, los valores más elevados se encontraron en superficie, disminuyendo en forma gradual hasta los 90 cm. Si bien las diferencias absolutas en concentración son más importantes en 0-15 cm, las mismas se mantienen en proporción en todo el espesor considerado.

Tabla 1. Contenidos de COT, Nt y relación C/N en profundidad para TP y TB.

Profundidad (cm)	COT g kg ⁻¹		Nt g kg ⁻¹		C/N	
	TP	TB	TP	TB	TP	TB
Oi	-	440(±14)A	-	8,9(±0,7)A	-	50,4(±3,4)A
Oe/Oa	-	226(±16)B	-	8,9(±0,6)A	-	25,9(±3,8)B
0-15	19,9(±2,0)	42,6(±6,8)*	1,83 (±0,20)	2,58(±0,20)*	10,9(±0,5)	15,9(±1,7)*
15-30	13,2(±0,8)	22,6(±1,5)*	1,23(±0,13)	1,76(±0,11)*	10,7(±0,3)	12,9(±0,4)*
30-45	7,7(±0,4)	19,1(±1,8)*	0,73(±0,09)	1,47(±0,11)*	10,5(±0,4)	12,9(±0,6)*
45-60	4,0(±0,3)	9,8(±0,9)*	0,40(±0,03)	0,88(±0,07)*	10,3(±0,3)	11,1(±0,2)*
60-75	2,8(±0,2)	6,3(±0,8)*	0,29(±0,04)	0,62(±0,05)*	9,9(±0,3)	10,2(±0,3)ns
75-90	2,3(±0,2)	5,2(±0,7)*	0,28(±0,03)	0,53(±0,04)*	8,2(±0,3)	9,9(±0,4)*

Errores estándar entre paréntesis. *= diferencias estadística entre tratamientos con p<0,05, ns= no significativo entre tratamientos. Letras mayúsculas indican diferencias entre horizontes orgánicos con p<0,05.

Así, tanto en superficie (0-15cm) como en profundidad (75-90 cm) se observa que el contenido de COT (g kg^{-1}) en TB duplica aproximadamente al cuantificado en TP. El stock de COT calculado para TB también resultó superior al correspondiente a TP en todas las profundidades estudiadas, totalizando en 0-90 cm 187 Mg ha^{-1} y 100 Mg ha^{-1} respectivamente. De forma similar al COT, el Nt fue superior en TB respecto de TP ($p < 0,05$). El aumento proporcional en el contenido de este nutriente fue inferior al observado para el COT hasta los 30 cm, profundidad a partir de la cual TB muestra algo más del doble de Nt respecto de TP. Este comportamiento en profundidad alteró fuertemente las relaciones C/N, las que fueron significativamente superiores en TB en todas las profundidades excepto para los 60-75 cm.

Los resultados obtenidos implican un aumento del 87% del stock de COT en TB respecto de la línea de base (TP). Diferencias similares fueron halladas por Amiotti et al., (2012) comparando ecosistemas forestales de *Pinus radiata* respecto de pastizales en suelos del área. Estos autores encontraron hasta un 74% de incremento en el stock de materia orgánica total (0-18 cm) bajo la foresta. Por otro lado Garay et al., (2010) también reportan ganancias de COT superiores al 30% en horizontes superficiales. Los trabajos realizados en la zona de estudio muestran una tendencia clara hacia la acumulación de COT en suelos bajo *Pinus radiata*, comportamiento que se contrapone al informado en la bibliografía internacional. En este sentido Alfredsson et al., (1998) y Guo et al., (2008) reportan que el contenido de COT hallado bajo rodales de *Pinus radiata* fue menor que el cuantificado bajo la vegetación de referencia (pastizales o praderas implantadas). Esta información surge de investigaciones realizadas sobre rodales jóvenes, donde la descomposición de las fracciones más lábiles de la materia orgánica heredada del pastizal, sería la causante de las disminuciones observadas en los niveles de COT durante los primeros años luego de la implantación de las especies forestales (Turner et al., 2005). Para el caso particular de los rodales estudiados en esta investigación, es posible asumir que el contenido de COT alcanzó cierta estabilidad dada la edad de los rodales (aproximadamente 60 años) y el periodo de ciclado estimado para la hojarasca de *Pinus radiata* (7,5 años según Guo et al., 2008).

gánica heredada del pastizal, sería la causante de las disminuciones observadas en los niveles de COT durante los primeros años luego de la implantación de las especies forestales (Turner et al., 2005). Para el caso particular de los rodales estudiados en esta investigación, es posible asumir que el contenido de COT alcanzó cierta estabilidad dada la edad de los rodales (aproximadamente 60 años) y el periodo de ciclado estimado para la hojarasca de *Pinus radiata* (7,5 años según Guo et al., 2008).

CONCLUSIONES

La forestación con *Pinus radiata* en suelos de pradera de la zona de Ventania produjo cambios importantes en cuanto a los stocks de carbono y nitrógeno del suelo. Luego de 60 años bajo cubierta forestal, el suelo incrementó en un 87% (87 Mg ha^{-1}) su contenido de COT y en un 48% ($4,6 \text{ Mg N ha}^{-1}$) el de Nt en los 0-90 cm de profundidad, lo que elevó significativamente las relaciones C/N respecto de las originales del pastizal en todo el perfil estudiado. Como consecuencia de la forestación y dadas las características recalcitrantes de los materiales aportados por los árboles, se originaron horizontes orgánicos (Oi y Oe/Oa) sobre la superficie del suelo mineral. Estos en conjunto constituyen una nueva reserva de nutrientes, sumando 30% (30 Mg ha^{-1}) y 10% ($1,0 \text{ Mg ha}^{-1}$) de COT y Nt respectivamente a lo ya acumulado en el suelo mineral. El COT y Nt de las capas orgánicas deben considerarse como de menor alcance temporal dada su mayor labilidad respecto de aquellos asociados a la fracción mineral. La acumulación de COT observada bajo *Pinus radiata* en los suelos estudiados indica que esta es una especie eficiente para secuestrar CO_2 atmosférico en el mediano plazo contribuyendo a mitigar los efectos adversos del cambio climático global.

BIBLIOGRAFÍA

- Alfredsson H., Condrón L., Clarholm M. & Davis M. 1998. Changes in soil acidity and organic matter following the establishment of conifer on former grassland in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 112: 245-252.
- Amiotti N., P. Zalba, L. Sánchez y N. Peinemann. 2000. The impact of single trees on properties of loess-derived grassland soils in Argentina. *Ecology* 81: 3283-3290.
- Amiotti N., O. Bravo; P. Zalba y N. Peinemann. 2007. Effect of landscape position on the acidification of loess-derived soils under *Pinus radiata*. *Austral Ecol* 32: 534-540.
- Amiotti N., Villalba V., Zalba P. & Schmidt E. 2012. Cantidad y calidad de la materia orgánica en ecosistemas forestales antrópicos. *Actas XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. 16 al 20 de abril, Mar del Plata, Argentina.*
- Ares, A. 1991. Relaciones entre factores de sitio y el crecimiento de coníferas implantadas en Sierra de la Ventana (Bs. As.). Tesis MSc, UNS, Bahía Blanca, Argentina.
- Bengoetxea N. G. 2009. Estructura y dinámica de la materia orgánica del suelo en ecosistemas forestales templados: de lo particular a lo general. Tesis doctoral. Universidad del País Vasco.
- Bravo F., del Río M., Bravo-Oviedo A., Del Peso C. & Montero G. 2008. Forest management strategies and carbon sequestration. *Managing forest ecosystems: The challenge of climate change. Springer Science + Business Media B. V.*
- Garay M., Amiotti N., Zalba P. y Peinemann N. 2010. Influencia de la introducción de *Pinus radiata* sobre la capacidad de secuestrar CO₂ en suelos del área de Ventania (Bs. As.). *Actas XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. (ISBN 978-987-24771-1-0). 31 de mayo al 4 de junio- Rosario, Santa Fe, Argentina. Resumen expandido en CD-R. 4 pp.*
- Garay, M; N Amiotti; P Zalba y N Peinemann. 2011. Materia orgánica, reacción del suelo y actividad de la enzima fosfatasa en dos ecosistemas contrastantes. *Reunión Nacional Científico-Técnica de Biología del suelo y fijación biológica de Nitrógeno. Salta, Argentina.*
- Guo L., Cowie A, Montagu K., Gifford R. 2008. Carbon and Nitrogen stocks in a native pasture and an adjacent 16 year old *Pinus radiata* D Don plantation in Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124: 205-218.
- Hoogmoed, M; S Cunningham; J Thompson; P Baker; J Beringer y T Cavagnaro. 2012. Does afforestation of pastures increase sequestration of soil carbon in Mediterranean climate? *Agr. Ecosyst. Environ.* 159: 176-183.
- Hopmans P. & Elms S. 2009. Changes in total carbon and nutrients in soil profiles and accumulation in biomass after a 30-year rotation of *Pinus radiata* on podzolized sands: Impacts of intensive harvesting on soil resources. *Forest Ecology and Management* 258: 2183-2193.
- Huang, Z; M Davis; L Condrón y P Clinton. 2011. Soil carbon pools, plant biomarkers and mean carbon residence time after afforestation of grassland with three tree species. *Soil Biol. Biochem.* 43: 1341-1349.
- Lal, R. 2003. Soil erosion and the global carbon budget. *Environ. Intern.* 29: 437-450
- Rawls W. & Brakensiek D. 1985. Prediction of soil water properties for hydrologic modelling. P293-299. En E Jones and TJ Ward (Ed) *Watershed Management in the Eighties. Proc. Of a Symp. ASCE, Denver, CO. 30 Abr-2 Mayo 1985, NY.*
- Riestra, D; E Noellemeyer y A Quiroga. 2012. Soil texture and forest species condition the effect of afforestation on soil quality parameters. *Soil Sci.* 177(4): 279-287.
- Turner J., Lambert M. & Johnson D. 2005. Experience with patterns of change in soil carbon resulting from forest plantation establishment in eastern Australia. *Forest Ecology and Management* 220: 259-269.

EVOLUCIÓN DEL CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA EN ROTACIONES AGRÍCOLAS

Forján, H.J.*; M.L Manso & M. Zamora

*Chacra Experimental Integrada Barrow (MAA Bs.As. – INTA). * Autor de contacto: hforjan@correo.inta.gob.ar; Casilla de correo 50 (7500) Tres Arroyos.; 2983 431081*

RESUMEN

El aumento de los ciclos agrícolas, la utilización de labranzas y la inclusión de cultivos oleaginosos de ciclo primavero-estival plantearon interrogantes sobre la sostenibilidad de los sistemas productivos de la región centro-sur de Buenos Aires, República Argentina. El objetivo del ensayo fue determinar la posible variación en los niveles de Materia Orgánica Total (MO) ocurridos por efecto de distintas secuencias de cultivo empleadas durante un período de dieciocho años y relacionar la magnitud del probable descenso con el aporte de residuos aéreos de cada secuencia. En el total de residuos se presentaron diferencias altamente significativas entre tratamientos, destacándose la secuencia compuesta exclusivamente por gramíneas. Se presentó interacción significativa secuencia por ciclo y efectos principales de ciclo y secuencia. En todos los tratamientos se observó una disminución de la MO del suelo; la pérdida se incrementó cuanto mayor fue la presencia de soja en las secuencias. La relación entre el aporte total de residuos y la caída de MO en la capa arable del suelo fue significativa, ajustándose a un modelo lineal. La contribución de las gramíneas se relacionó inversamente a la disminución de MO, mientras que esa tendencia no ocurrió para las oleaginosas. Se concluye que la selección de los cultivos que integraron la secuencia resultó fundamental para determinar la caída en los niveles de MO de la capa arable de estos suelos. El predominio de gramíneas atenuó esas pérdidas, mientras que la mayor presencia de oleaginosas, especialmente soja, generó una mayor disminución de MO, aunque la tasa de caída se redujo en el último ciclo.

Palabras clave: materia orgánica; secuencia agrícola; aporte de rastrojos.

INTRODUCCIÓN

El tradicional esquema mixto agrícola-ganadero de la región centro-sur de Buenos Aires, República Argentina, fue modificado desde fines de la década del 80 a través de la prolongación de los ciclos agrícolas y la reducción de la superficie ganadera, motivo que forzó a cambiar las rotaciones planificadas. La inclusión de cultivos de ciclo primavero-estival alternando con los habituales de ciclo invierno-primaveral plantearon interrogantes en cuanto a la sostenibilidad de estos sistemas en el tiempo, ya que los suelos pasaron a ser laboreados en épocas del año que no eran habituales hasta entonces. Comenzó a vislumbrarse la posibilidad de asistir a un proceso de degradación de suelos con pérdida de fertilidad química y deterioro físico, mas aún para algunas secuencias que resultaban, hipotéticamente, poco armónicas para la permanencia del sistema agrícola en el largo plazo.

Con la finalidad de evaluar los efectos que las nuevas secuencias agrícolas causaban sobre el suelo, se diagramó un ensayo con la inclusión de diferentes esquemas donde se alternaron cultivos de distinto ciclo buscando representar las modificaciones ocurridas en los sistemas productivos regionales.

Considerando a la Materia Orgánica (MO) como el indicador más representativo de la calidad del suelo, el objetivo del ensayo fue determinar la posible variación en los niveles de MO ocurridos por efecto de distintas secuencias de cultivos empleadas durante un período de 18 años y relacionar su magnitud con el aporte de residuos aéreos efectuados por los cultivos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo fue conducido en la Chacra Experimental Integrada Barrow (38° 20' S – 60° 13' O) entre los años 1994 y 2011 sobre un suelo Paleudol petrocálcico con una profundidad efectiva de 70 cm. Se utilizó un diseño experimental en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. La unidad experimental fue de 630 m². Se empleó labranza convencional la que correspondió a arado rejas, rastra de discos y rastra de dientes en los primeros años; arado cincel, rastra de discos y cultivador en años posteriores y rastra de discos (2) y cultivador en la etapa final, obedeciendo a los cambios productivos ocurridos en la región. En todos los años se ajustó la tecnología recomendada para cada cultivo. Las secuencias evaluadas fueron: 1-T/M; 2-T/G; 3-T/S; 4- T/T/G; 5- T/M/S; y 6- T/M/G. (T: Trigo – M: Maíz – G: Girasol – S: Soja). Fueron fertilizados aquellos cultivos que en experiencias anteriores demostraron respuesta económica. Para T y M la dosis promedió 80 kg.ha⁻¹ de fosfato diamónico (PDA) a la siembra y un posterior aporte con urea de 115 kg ha⁻¹ (T) y 140 kg ha⁻¹ (M). Para las oleaginosas 40 kg ha⁻¹ (G) y 70 kg ha⁻¹ (S) de PDA aplicados a la siembra.

El efecto de la presencia de los distintos cultivos

en la secuencia se evaluó a través del aporte de residuos que cada uno realizó durante el período en estudio (3 ciclos de 6 años). Este valor se obtuvo a partir de los rendimientos asumiendo índices de cosecha de 0,42; 0,40; 0,35 y 0,42 para T, S, G y M, respectivamente. La variación en el contenido de MO (Walkley Black, 1934) del suelo (0-20 cm) se determinó en cuatro momentos de ese período (la situación inicial y a la finalización de cada ciclo). El análisis estadístico se realizó utilizando el procedimiento proc mixed de SAS (SAS Institute, 2002), resultando el modelo simple el más adecuado según el criterio de Akaike. Las variables fueron analizadas como medidas repetidas en el tiempo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el aporte total de residuos se observó efecto significativo de la secuencia ($P < 0,001$). La N°1 con 9 cultivos de M alternados con T retornó más residuo al suelo que el resto, mientras que con un esquema similar, 9 cultivos de S con T presentó el menor aporte de rastrojos. Las situaciones intermedias correspondieron a aquellas con una relación 2:1 de gramíneas con respecto a oleaginosas, con un mayor aporte de las secuencias que incluían M (Tabla 1).

Tabla 1. Rastrojo total (Mg ha⁻¹), por tipo de cultivo y presencia en la secuencia

Secuencia	Rastrojo Total Mg.ha ⁻¹	Rastrojo Gramíneas	Rastrojo Oleaginosas	Años Gramíneas	Años Oleaginosas
1 T/M	177,25 a	177,25	0,00	18	0
2 T/G	103,90 e	57,53	46,37	9	9
3 T/S	94,44 f	55,59	38,85	9	9
4 T/T/G	106,62 d	73,05	33,57	12	6
5 T/M/S	149,03 c	122,81	26,23	12	6
6 T/M/G	160,59 b	128,33	32,26	12	6

Letras distintas indican diferencias significativas entre secuencias ($P < 0,001$)

Si bien la producción de materia seca de los residuos respondió a las condiciones climáticas presentadas durante el ciclo de los cultivos, en los tres períodos evaluados se observó, en general, la misma tendencia entre secuencias (Figura 1). Se presentó interacción significativa secuencia por ciclo y efectos principales de ciclo y secuencia.

Todas las secuencias evaluadas presentaron una disminución de la MO del suelo. La pérdida fue mayor cuando aumentó la presencia de soja (Figura 2). En contraposición, esa caída se atenuó al aumentar la frecuencia de cultivos que aportaron elevado volumen de rastrojos (maíz, trigo) con alta relación carbono/nitrógeno (C/N).

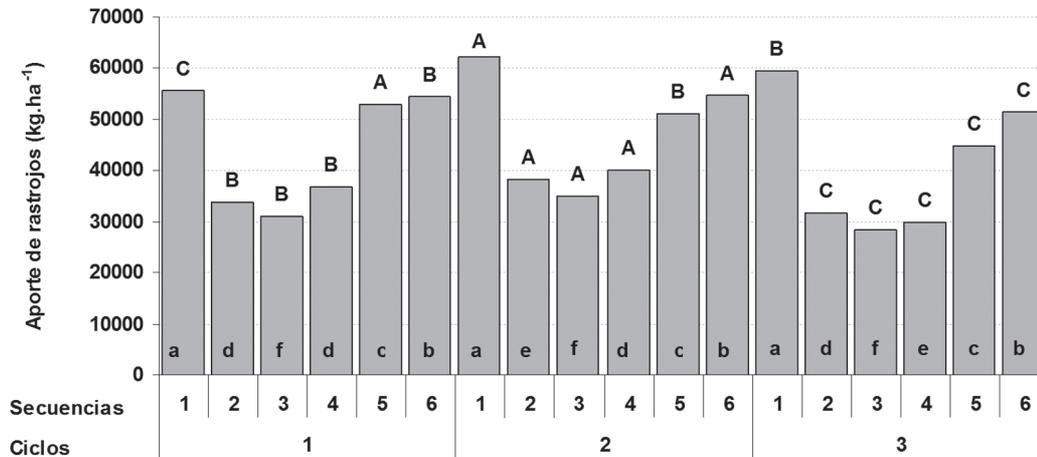


Figura 1: Aporte de residuos de las seis secuencias agrícolas en 3 ciclos productivos. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre ciclos para una misma secuencia. Letras minúsculas distintas indican diferencias estadísticas entre secuencias para un mismo ciclo.

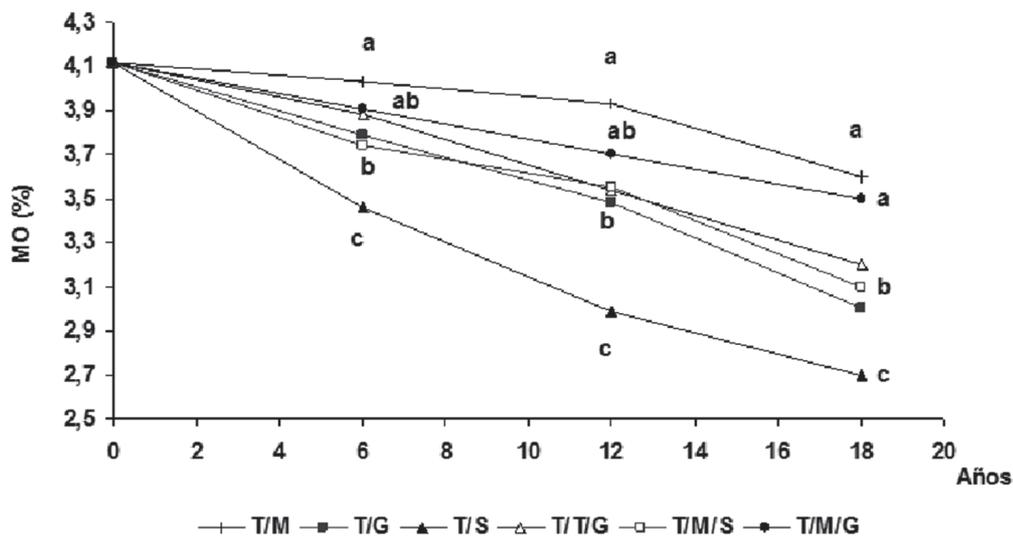


Figura 2. Evolución de la MO durante un periodo de 18 años para distintas secuencias. Letras distintas indican diferencias significativas entre secuencias para un mismo año.

El tratamiento N°3 disminuyó un 33,7% el valor inicial de MO luego del período en estudio. La menor disminución de MO correspondió al tratamiento N°1 con una pérdida de 12,1%. Los restantes tratamientos presentaron reducciones que se ubicaron entre ambos extremos, diferenciándose por la cantidad de años con gramíneas presentes en la secuencia y, dentro de estas, las que incluyeron maíz presentaron una menor caída.

Esta tendencia ya se evidenció en las evaluaciones realizadas a los 6 y 12 años (Forján et. al., 2010). Sin embargo, cuando se analizaron las tasas de disminución a través del tiempo (Figura 3), se observaron comportamientos diferenciales entre los distintos tratamientos.

El aumento de la tasa de pérdida de MO en el tercer ciclo de las secuencias 1 y 5 podría asociarse

al reducido retorno de C por bajas producciones de residuos de maíz en los años 2008 y 2009, debidas al deficiente aporte hídrico en los ciclos del cultivo.

Por su parte, la secuencia 3 que presentó la mayor tasa de pérdida en los primeros dos ciclos, fue disminuyendo en el ciclo 3 con el avance de la

historia agrícola.

La relación entre el aporte total de residuos en 18 años y la caída de MO en la capa arable del suelo, se ajustó a un modelo lineal (Figura 4). El tipo de cultivo integrante de la secuencia tuvo una fuerte incidencia por la cantidad y calidad del rastrojo aportado.

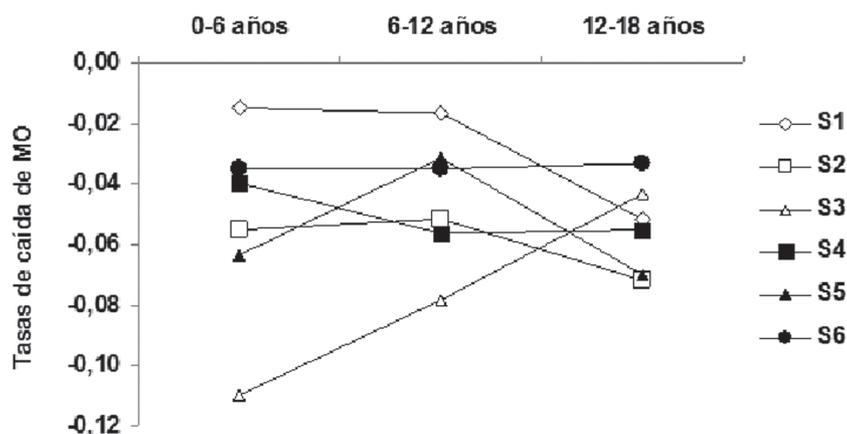


Figura 3. Tasa de disminución de MO para distintas secuencias (S1-S6) durante 3 ciclos productivos.

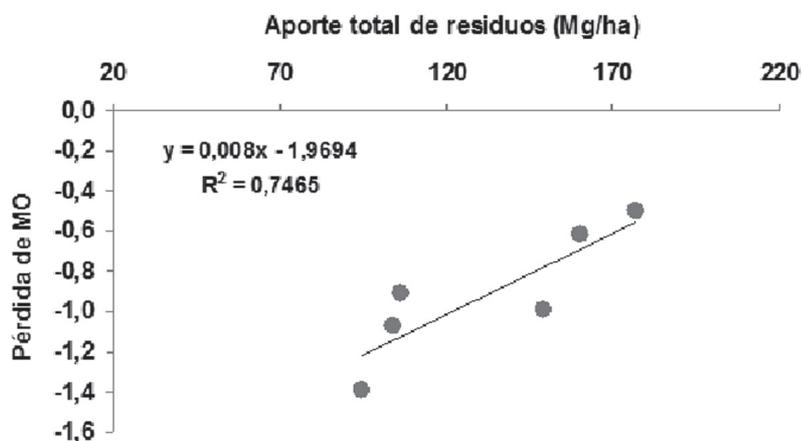


Figura 4: Relación entre el aporte total de residuos y la caída de materia orgánica (MO).

Si bien en todas las secuencias se evidenció una disminución del contenido de MO con los años, la pérdida fue diferente de acuerdo al aporte que realizaron las gramíneas. Cuanto mayor resultó su aporte, menor fue la caída (Figura 5a).

Las secuencias con mayor presencia de oleaginosas fueron las de mayor impacto sobre la caída de la MO del suelo, independientemente de la cantidad de residuos que aportaron las mismas (Figura 5b).

Existe una relación directa entre la cantidad de residuo vegetal aportado anualmente al suelo y el

cambio en el nivel de MO edáfica (Larson et al., 1972; Andriulo et al., 1998).

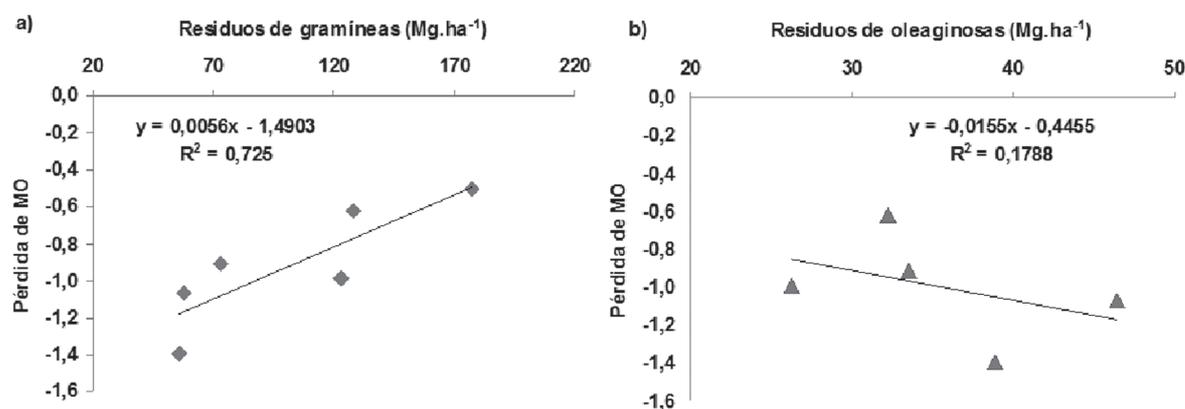


Figura 5. Relación entre el aporte total de residuos de gramíneas (a), oleaginosas (b) y la caída de materia orgánica (MO).

La cantidad y calidad de los residuos vegetales difieren según los cultivos seleccionados para integrar la secuencia agrícola (Cordone et al., 1993) y el manejo posterior de los mismos. En este aspecto se han mencionado asociaciones con la fertilización nitrogenada (Campbell et al., 1993; Fabrizzi et al., 2003; Eiza et al., 2005), reportando mejoras en el contenido de MO, y con las labranzas (Álvarez et al., 1998; Studdert et al., 2005), lo que determina distintas tasas de descomposición según sean dejados en superficie o semi-incorporados al suelo. Este aporte de rastrojos es uno de los factores más importantes que influyen sobre el balance de MO del suelo, afectando sus propiedades físicas y químicas (Casanovas et al., 1995; Studdert & Echeverría, 1998).

Se conoce que la presencia de gramíneas aporta importantes cantidades de rastrojo con una alta relación C/N lo que favorece la posterior formación de MO (Larsson et al., 1978; Cordone et al., 1993). Si bien para estos suelos, en ninguna de las secuencias se alcanzó a recomponer el valor inicial de MO, aquellas con una asidua presencia de gramíneas aportaron las mayores cantidades de rastrojos. Las oleaginosas, por su parte, cuyos residuos presentan menor relación C/N, realizaron una contribución significativamente menor en el total del período.

Varios autores (Studdert & Echeverría, 1998; Martelloto et al., 2001) han citado pérdidas de MO asociadas a una mayor presencia de cultivos de verano, especialmente soja, en las secuencias de cultivos, debido a que el carbono mineralizado anualmente no es compensado por la escasa cantidad y baja relación C/N de sus rastrojos.

En este estudio se visualiza una tendencia similar que fue registrada desde el primer ciclo, donde aquellas secuencias con predominancia de gramíneas presentaron las menores disminuciones.

CONCLUSIÓN

Para los suelos del centro-sur bonaerense en agricultura continua conducidos bajo labranza, la selección de los cultivos que componen la secuencia resultó fundamental para atenuar las disminuciones en los niveles de MO de la capa arable del suelo. Una mayor presencia de gramíneas disminuyó significativamente la magnitud de esas pérdidas. Por el contrario, el predominio de oleaginosas en la secuencia, especialmente soja, provocó mayores caídas de MO. Si bien en este caso la tasa de pérdida disminuyó hacia el último período evaluado, la magnitud de esa caída alerta sobre la pérdida de fertilidad de estos

suelos. Por lo tanto se hace necesario diagramar secuencias con cultivos que eviten la posible degradación del recurso suelo y mantengan sustentable al sistema de producción.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, R.; M.Russo; P.Prystupa; J.Sheiner & L.Blotta. 1998. *Agron.J.* 90:138-143.
- Andriulo, A. & G.Cordone. 1998. En: *Siembra directa*. Eds. JL Panigatti, H.Marelli, D.Buschiazzo y R.Gil. Hemisferio Sur. Buenos Aires, Argentina. Pág. 65-96.
- Campbell,C.A. & R.P.Zentner 1993. *Soil Sci.Soc. A.J.* 57:1034-1040.
- Casanovas, E.M.; H.E.Echeverría & G.A.Studdert. 1995. *Ciencia del Suelo* 13: 16-20.
- Cordone, G.E.; M.C.Ferrari; J.J.Ostojic; & G.Planas. 1993. XIV Congreso Arg. de la Ciencia del Suelo. *Trabajos y Comunicaciones resumidos*. AACS (ed), pp. 191-192.
- Eiza, M.J.;N.Fioritti;G.Studdert & H.E.Echeverría. 2005. *Ciencia del Suelo* 23, 59-68.
- Fabrizzi, K.P.; A.Morón & F.García. 2003. *Soil Sci.Soc. Am.J.* 67, 1831-1841.
- Forján, H.J; Zamora,M.; Manso,M.L. 2010. *Modificaciones en los niveles de material orgánica por efecto de la secuencia agrícola*. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. *Trabajos y Comunicaciones resumidos*. AASC (ed).
- Larson, W.E.; R.F.Holt, and C.W.Carlson. 1978. P1-15. *Crop residue management systems*. ASA Spec.Publ. 31. ASA, CSSA and SSSA, Madison, WI.
- Martellotto,E.; H.Salas & E.Lovera. 2001. *Boletín técnico INTA Manfredi*, 12 p.
- Studdert. G.A. & H.E.Echeverría. 1998. XVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. *Trabajos y Comunicaciones resumidos*. AASC (ed). (269-270).
- Studdert, G.A.; G.F.Domínguez; M.J.Eiza & C. Videla. 2005. *Actas Simposio "Impacto de la intensificación de la agricultura sobre el recurso suelo"*. Colonia del Sacramento. R.O.Uruguay.,14 pp.

APORTE DE C Y N DE RAICES DE CULTIVOS DE COBERTURA

Frasier, I.^{1,2}; D. Riestra²; E. Noellemeyer² & A. Quiroga^{1,2}

¹ EEA INTA Anguil; ² Facultad de Agronomía, Universidad de La Pampa

ifrasier@anguil.inta.gov.ar; C.C. 11, 6326-Anguil, La Pampa, Argentina; 54-02954-495057 int. 492

Trabajo presentado en el XIX Congreso Argentino y XXIII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, 2012

RESUMEN

En los ambientes semiáridos en particular, los cultivos de cobertura (CC) mejorarían la calidad del suelo a través de incrementos en los contenidos de materia orgánica. A pesar de su corta estación de crecimiento, restringida por su secado anticipado, este incremento en los contenidos de materia orgánica del suelo estaría dado, no sólo por el aporte de residuos de su biomasa aérea, sino también por la contribución de las raíces. El objetivo de este estudio fue cuantificar la biomasa de raíces (BR) y el aporte de C y N al suelo de distintas combinaciones de CC a base de centeno y vicia en dos suelos de composición granulométrica contrastante: Haplustol Entico con presencia de tosca y Ustipsamment Típico con influencia de la napa freática. Para cuantificar la BR se utilizaron dos posiciones de muestreo a campo, sobre la línea de siembra y en el entresurco, a dos profundidades de muestreo (0-6 y 6-12 cm). La magnitud del aporte de BR de los CC varió entre 3000 y 9000 kg ha⁻¹, y en gran parte estuvo estratificado en los primeros 6 cm del perfil del suelo, constituyendo una fuente importante de C que podría transformarse rápidamente en materia orgánica del suelo. La consociación centeno-vicia aportó la mayor cantidad de biomasa de raíces, carbono orgánico y nitrógeno total. La distribución horizontal y vertical de la raíces fue muy diferente entre suelos, observándose mayor exploración tanto en profundidad como en sentido horizontal en el suelo de composición granulométrica más gruesa.

Palabras clave: calidad de suelo; biomasa de raíces; materia orgánica.

INTRODUCCIÓN

El avance de la agricultura y la implementación de sistemas de labranza conservacionistas impulsaron el estudio de nuevas estrategias de uso de los cultivos invernales anuales a base de gramíneas y leguminosas, dentro de las cuales, la incorporación de cultivos invernales en la rotación como "cultivos de cobertura" (CC) en sistemas bajo siembra directa (SD) ha sido bien documentada (Waggoner 1989a,b; Decker et al., 1994; Clark et al., 1997; Quiroga et al., 2009). En ambientes semiáridos en particular, los CC mejorarían la calidad del suelo a través de incrementos en los contenidos de materia orgánica, mejorando la fertilidad física y química del suelo y aumentando la actividad biológica del mismo (Ramos et al., 2010). A pesar de la corta estación de crecimiento de los mismos, restringida por el secado anticipado, este incremento en los contenidos de la materia orgánica del suelo estaría dado, no sólo por el aporte anual de residuos provenientes de la biomasa aérea de los cultivos, sino también por la contribución de las raíces de los mismos. Bolinder et al. (1997) registraron magnitudes del aporte de raíces de cereales (avena, trigo y triticale) del 40, 31 y 22,5% de la biomasa total aportada (raíces + biomasa aérea) en los primeros 30 cm del perfil. Ozpinar & Baytekin (2006) observaron valores de BR del 40% del total de residuos aportados por Vicia sativa en los primeros 20 cm del perfil. Además, estudios de larga duración realizados por Kätterer et al. (2011) sugieren que las raíces contribuirían más a la materia orgánica estable del suelo que los residuos aportados por la biomasa aérea, enfatizando la importancia de evaluar este aporte. La mayor superficie de contacto con la matriz del suelo, rodeada de una rizosfera activa que fue desarrollándose durante el ciclo de crecimiento del

cultivo, serían algunos de los factores que favorecieron dicha incorporación. Por otra parte, la calidad de los residuos de raíces aportados por los CC también sería otro aspecto clave para la actividad microbiana del suelo. Al respecto, la incorporación de leguminosas como CC aportaría importantes cantidades de residuos de raíces con una relación C/N menor respecto de los residuos de raíces de gramíneas (Georgieva et al., 2005), favoreciendo aún más la descomposición de los mismos. En base a estos antecedentes, si bien resulta necesario profundizar acerca de la contribución de los residuos de raíces y la dinámica de la materia orgánica del suelo en sistemas de rotación con CC, existen ciertas limitaciones metodológicas al momento de cuantificar la biomasa de raíces. A modo de evitar sub ó sobreestimaciones de la biomasa de raíces expresada por unidad de superficie, Bolinder et al., (1997) sugieren, para cereales invernales, utilizar más de una posición de muestreo a campo, por lo menos, en la capa superficial de suelo, donde la abundancia de raíces es mayor.

El objetivo de este estudio fue cuantificar la biomasa de raíces y el aporte de C y N al suelo de distintas combinaciones de CC a base de centeno y vicia en dos suelos de composición granulométrica contrastante.

MATERIALES Y MÉTODOS

Dentro de la EEA INTA "Ing. Agr. Guillermo Covas" situada en la transición de las unidades cartográficas de las planicies con tosca y medanosa de la provincia de La Pampa (Argentina), se seleccionaron dos ambientes edáficos contrastantes en cuanto a la composición granulométrica de los mismos: Haplustol Entico de textura franca con presencia de un manto calcáreo a profundidad variable (Sitio 1); y Ustipsamment Típico, arenoso franco, con aporte de agua de la napa freática localizada entre 180 y 200 cm de profundidad (Sitio 2). En ambos sitios se planteó una rotación de cultivos de verano bajo siembra directa, con la inclusión de CC a base de vicia (*Vicia sativa*) y centeno (*Secale cereale*) durante el período (marzo-octubre) que media entre dos cultivos de cosecha. El diseño experimental fue en bloques completamente aleatorizados con cuatro replicas para cada sitio bajo estudio, y los siguientes tratamientos: centeno consociado con

via (VC); monocultivo de centeno (C); monocultivo de vicia (V); monocultivo de centeno fertilizado con 40 kg N ha⁻¹ (C+N) y sin CC (T). El tamaño de las parcelas fue de 10 m de ancho por 50 m de largo. La siembra de los CC se realizó el 31 de marzo de 2010, con un distanciamiento entre hileras de 17 cm. La densidad de siembra utilizada fue de 30 semillas m⁻¹ lineal, con una proporción 30% de centeno y 70% de vicia en la consociación. La fertilización de N se realizó al voleo con urea granulada. El crecimiento de los CC se detuvo hacia principios del mes de octubre mediante una pulverización combinada con glifosato (3 L ha⁻¹) y 2,4-D (300 g) para asegurar el secado total de la vicia. La finalización de los CC se postergó hasta dicha fecha en virtud que el cultivo sucesor fue sorgo (*Sorghum bicolor*), el cual, es normalmente establecido a partir de mediados de noviembre.

Biomasa de raíces totales de los CC (BRT)

Al finalizar el ciclo de los CC, se cuantificó el peso seco de las raíces remanentes en el suelo tanto en la línea de siembra (LS) como en el entresurco (ES) y los contenidos de C y N de las mismas. En cada parcela, se trazaron tres transectas al azar entre dos líneas de siembra del CC. En cada transecta se realizaron 4 piques equidistantes (5-6 cm) a dos profundidades de muestreo (0-6 y 6-12 cm) utilizando un barreno tubular de 3 cm de diámetro. El primer y último pique coincidió con dos líneas de siembra consecutivas, en las cuales, previamente se retiró la biomasa aérea de las plantas. En el caso de las parcelas sin CC (barbecho), la intensidad de muestreo fue de una transecta por parcela y por bloque para obtener un dato promedio de referencia de la BR presente al momento del muestreo de los CC. El inicio de las transectas de las parcelas sin CC coincidieron con la línea de siembra del cultivo de verano antecedente (sorgo) todavía visible en el campo al momento del muestreo. Las muestras fueron llevadas inmediatamente al laboratorio y se almacenaron a -20 °C en freezer hasta su procesamiento. Para separar las raíces del suelo se utilizó un tamiz de 250 µm (Barley, 1970) aplicándoles presión con un chorro de agua. Las raíces obtenidas en los tamices se separaron manualmente de posibles impurezas utilizando una pinza metálica. Ninguna distinción se realizó entre las raíces vivas y muertas. Las muestras tamizadas se colocaron en estufa a 60 °C por 24 hs y luego fueron pesa-

das individualmente. Para determinar la BRT por unidad de superficie, se calculó el porcentaje de participación que ocupó LS y ES en cada transecta de muestreo. De esta manera, se determinó que

el 71% de la transecta fue ocupado por ES (12 cm/17cm x 100) y el 29% por LS (5 cm/17 cm x 100). El cálculo de biomasa de raíces totales se realizó a partir de la siguiente ecuación:

$$BRT = \frac{(\sum \text{ peso seco piques ES})}{(\pi \times r^2 \times \text{nro. piques en ES})} \times 71\% + \frac{(\text{Promedio peso seco piques sobre LS})}{(\pi \times r^2)} \times 29\%$$

O sea, $BRT = BR(ES) + BR(ES)$

A partir de los resultados se calculó el índice BR/BRT+MST como una medida de la proporción con la cual contribuye la BR de los distintos tratamientos con CC respecto del aporte total de residuos provenientes de la biomasa aérea (MST) y de la biomasa de raíces (BRT).

Producción de materia seca total (MST kg ha⁻¹)

El monocultivo de vicia fue el tratamiento que aportó menor biomasa de raíces al suelo. En promedio, los tratamientos VC acumularon 5660,96 y 9084,37 kg ha⁻¹ de BRT, mientras que para V, se registraron valores de 2922,18 y 3133,25 kg ha⁻¹ en el sitio 1 y 2 respectivamente. Además, en el sitio 1 en particular, el aporte promedio de raíces al suelo de VC representó el 37% del total de residuos del CC (BRT+MST), en cambio en el sitio 2, dicho aporte alcanzó una magnitud del 45% y fue similar estadísticamente a la observada para el tratamiento C+N. Al respecto, Bolinder et al. (1997) registraron magnitudes del aporte de raíces de cereales (avena, trigo y triticale) del 40, 31 y 22,5% de la productividad total de dichos cultivos en los primeros 30 cm de suelo. Ozpinar & Baytekin (2006) registraron valores de BR del orden del 40% del total producido por Vicia sativa en los primeros 20 cm de suelo. La relación MST:BR fue variable entre sitios y entre tratamientos dentro de cada sitio (Tabla1). Bolinder et al. (2007) indican que los valores de dicho índice para las leguminosas fueron cercanos al doble respecto de las gramíneas, sin embargo, en el sitio 1 no se observaron diferencias entre V y C o C+N, y en el sitio 2, las diferencias entre leguminosa y gramínea como monocultivo sólo fueron cercanas al 20%. En ninguno de los

dos sitios hubo cambios en este índice por efecto de la fertilización nitrogenada.

La falta de diferencias significativas en el componente ES por efecto de los CC ($p=0,8$ y $p=0,067$) indica que los mismos no lograron cubrir el entresurco de 17 cm debido probablemente a una corta estación de crecimiento (Tabla 1). Sin embargo, el 51 y 42% de la BRT se concentró sobre la línea de siembra en los tratamientos con vicia en el sitio 1 y 2, mientras que para VC las proporciones en ambos suelos alcanzaron una magnitud del 74%. Estos resultados podrían sugerir que el desarrollo tardío de la vicia favoreció la colonización previa de malezas en el entresurco que contribuyendo a una mayor proporción de la BRT. Además, la mayor producción de biomasa aérea inicial del centeno podría tener un efecto negativo sobre las malezas por efecto de sombreado (Chauhan et al., 2006). Por otra parte, los altos valores de BR(ES) en VC en el sitio 2 podrían sugerir que las propiedades físicas de este suelo (estructura y porosidad) favorecieron el desarrollo lateral de las raíces. Por lo tanto, el componente ES de la BRT no sólo reflejó la presencia de raíces provenientes de la colonización de malezas en el entresurco, sino también, el desarrollo lateral de raíces de los CC. Esta diferencia en la contribución de los componentes ES y LS a la BRT muestra la gran variabilidad espacial de los residuos de raíces en el perfil, y por ende, su aporte a la materia orgánica del suelo. No solo se observaron diferencias en la distribución espacial de las raíces según los componentes de la BRT, sino también una acumulación diferencial en los estratos de suelo analizados. Entre el 80 y 90% de las raíces de centeno se acumularon en los primeros 6 cm de suelo para ambos sitios, mientras que en el caso del monocultivo de V dicho porcentaje descendió, en promedio, a 63 y 68% para el sitio 1 y 2 respectivamente.

Tabla 1. Biomasa de raíces remanentes totales (BRT), sobre la línea de siembra (LS) y sobre el entresurco (ES) acumuladas en los primeros 12 cm del perfil al finalizar los CC; relación biomasa aérea : biomasa de raíces sobre la línea de siembra (MST/BR) y el aporte de raíces respecto del total de residuos remanentes (BR/BRT+MST) para dos sitios de estudio. VC: consociación vicia-centeno; C: monocultivo de centeno; C+N: centeno + 40N; V: monocultivo de vicia. Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos para cada sitio (Test Fisher; $p < 0,05$).

Variables	Sitio 1				Sitio 2			
	VC	C	C+N	V	VC	C	C+N	V
BRT (kg ha ⁻¹)	5660,96 a	4082,23 b	3904,73 b	2922,18 c	9084,37 a	7827,43 b	7456,86 b	3133,25 c
	$p < 0,0001$; N=48; n=12				$p < 0,0001$; N=48; n=12			
BR(ES) (kg ha ⁻¹)	1463,53 a	1354,04 a	1317,01 a	1417,32 a	2408,67 a	2242,42 ab	1978,81 ab	1789,75 b
	$p = 0,8$; N=48; n=12				$p = 0,0668$; N=48; n=12			
BR(LS) (kg ha ⁻¹)	4197,45 a	2728,18 b	2587,72 b	1504,86 c	6675,71 a	5585 b	5478,08 b	1343,51 c
	$p < 0,0001$; N=48; n=12				$p < 0,0001$; N=48; n=12			
MST/BR	1,98 b	3,12 a	3,22 a	3,47 a	1,01 c	1,42 b	1,43 b	1,85 a
	$p = 0,011$; N=48; n=12				$p = 0,0007$; N=48; n=12			
BR/BRT+MST	0,37 a	0,27 b	0,26 b	0,17 c	0,45 a	0,4 b	0,41 ab	0,15 c
	$p < 0,0001$; N=48; n=12				$p < 0,0001$; N=48; n=12			

Las raíces son una importante fuente de C y N para el suelo (Pietola y Alakukku, 2005). La contribución de carbono orgánico a la materia orgánica del suelo fue superior en los tratamientos VC en ambos suelos, coincidente con la mayor producción de raíces en dicho tratamiento en los primeros 12 cm del perfil (Figura 1a). Georgieva et al. (2005) demostró que la incorporación de una leguminosa aportaría importantes cantidades de residuos de raíces con una relación C/N menor

respecto de los residuos de raíces de gramíneas favoreciendo la descomposición de los mismos. En ese sentido, la participación de la leguminosa en la consociación, con una concentración de N en sus tejidos superior a la gramínea, aportó importantes cantidades de N al suelo proveniente de sus tejidos radiculares (Figura 1b). Sin embargo, el monocultivo de vicia en el suelo arenoso, contribuyó con la menor cantidad de N en su biomasa radicular.

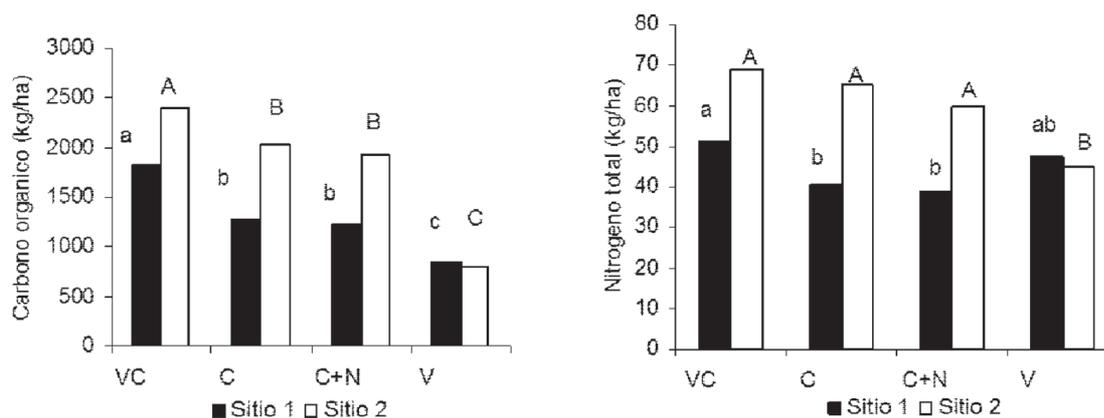


Figura 1 a) Carbono orgánico (kg ha⁻¹) de biomasa de raíces y b) nitrógeno total (kg ha⁻¹) de biomasa de raíces totales de CC en los primeros 12 cm del perfil de suelo, para dos suelo Haplustol Entico (Sitio 1) y Ustipsamment Típico (Sitio 2). VC: consociación vicia-centeno; C: monocultivo de centeno; C+N: centeno + 40N; V: monocultivo de vicia. Las letras minúsculas indican diferencias significativas dentro del sitio 1 y las mayúsculas dentro del sitio 2 (Test Fisher; $p < 0,05$).

CONCLUSIÓN

La consociación centeno-vicia aportó la mayor cantidad de biomasa de raíces, carbono orgánico y nitrógeno, mientras que el monocultivo de vicia presentó el menor valor de estas variables en ambos suelos, con excepción del aporte de N en el suelo arenoso. La distribución horizontal y vertical de la raíces fue muy diferente entre suelos, observándose mayor exploración tanto en profundidad como en sentido horizontal en el suelo arenoso.

La relación entre materia seca total y biomasa de raíces del CC fue muy variable entre tratamientos de CC y suelos, con una tendencia hacia mayores relaciones en el suelo de composición granulométrica mas fina y en el tratamiento con monocultivo de vicia. La magnitud del aporte de biomasa de raíces de los CC fue entre 3000 y 9000 kg ha⁻¹, y en gran parte concentrado en los primeros 6 cm del perfil del suelo, constituyendo una fuente importante de C que podría transformarse rápidamente en materia orgánica.

BIBLIOGRAFÍA

- Barley, KP. 1970. *The configuration of the root system in relation to nutrient uptake. Advances in Agronomy* 22: 159-201.
- Bolinder, MM; HH Janzen; E Gregorich; DA Angers & AJ VandenBygaart. 2007. *An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. Agr. Ecosyst. Environ.* 118: 29-42.
- Bolinder, MA; DA Angers & JP Dubuc. 1997. *Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soils for cereal crops. Agr. Ecosyst. Environ.* 63: 61-66.
- Box, GE & DR Cox. 1964. *An analysis of transformations. J. Roy. Stat. Soc. B* 26 (2): 211-252.
- Chauhan, BS; GS Gill & C Preston. 2006. *Tillage system effects on weed ecology, herbicide activity and persistence: a review. Aust. J. Exp. Agric.* 46: 1557-1570.
- Clark, AJ; AM Decker; JJ Meisinger & MS McIntosh. 1997. *Kill Date of Vetch, Rye and Vetch-Rye Mixture: I. Cover Crop and Corn Nitrogen. Agron. J.* 89: 427-434.
- Decker, MA; AJ Clark; JJ Meisinger; FR Mulford & MS McIntosh. 1994. *Legume Cover Crops Contributions to No-Tillage Corn Production. Agron. J.* 86:126-135.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves F; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2009. *Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.*
- Georgieva, S; S Christensen; H Petersen; P Gjelstrup & K Thorup-Kristensen. 2005. *Early decomposer assemblages of soil organisms in litterbags with vetch and rye roots. Soil Biol. & Biochem.* 37: 1145-1155.
- Kätterer, T; MA Bolinder; O André; H Korchmann & L Menichetti. 2011. *Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. Agr. Ecosyst. Environ.* 141: 184-192.
- Ozpinar, S & H Baytekin. 2006. *Effects of tillage on biomass, roots, N-accumulation of vetch (Vicia sativa L.) on a clay loam soil in semi-arid conditions. Field Crops Res.* 96: 235-242.
- Pietola, L & L Alakukku. 2005. *Root growth dynamics and biomass input by Nordic annual field crops. Agr. Ecosyst. Environ.* 108: 135-144.
- Quiroga, A.; R. Fernández; I. Frasier & C Scianca. 2009. *Cultivos de cobertura: Análisis de su inclusión en distintos sistemas de producción. Jornadas de Cultivos de cobertura. AACs. Actas y CD.*
- Ramos, ME; E Benitez; PA García & AB Robles. 2010. *Cover crops under different managements vs. frequent tillage in almond orchards in semiarid conditions: Effects on soil quality. Appl. Soil Ecol.* 44: 6-14.
- Waggoner, MG. 1989a. *Cover Crop Management and Nitrogen Rate in Relation to Growth and Yield of No-Till Corn. Agron. J.* 81:333-538.
- Waggoner, MG. 1989b. *Time of Desiccation Effects on Plant Composition and Subsequent Nitrogen Release from Several Winter Annual Cover Crops. Agron. J.* 81:236-241.

COMPARACIÓN DEL CONTENIDO DE CARBONO EN UN HAPLUDOL ÚSTICO CON DIFERENTES MANEJOS

López, F. M.^{1,*}; M. Duval^{1,2}; J. A. Galantini³ & J. M. Martínez³

¹ CONICET- CERZOS; ² Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica;

³ Comisión de Investigaciones Científicas (CIC)-CERZOS,

Dpto. de Agronomía - Universidad Nacional del Sur.

fmlopez@cerzos-conicet.gov.ar; San Andrés 800 – (8000) Bahía Blanca, Bs As, 0291-4595102.

RESUMEN

En la región subhúmeda pampeana la introducción de la agricultura como principal forma de producción indujo grandes cambios en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. En otras zonas, los ensayos de larga duración han demostrado que la siembra directa (SD) en comparación con los sistemas de labranza, en general, produce un aumento del carbono orgánico del suelo (COS). Sin embargo, las tasas de acumulación de COS que se encuentran bajo SD han sido muy variables, ya que su dinámica no depende sólo del manejo del suelo, sino también de su mineralogía, las condiciones climáticas, la cantidad de residuos, y aportes de nitrógeno. Se debe tener en cuenta los cambios en la densidad aparente con la profundidad. Por lo tanto, se recomienda que las comparaciones se hagan a igual masa de suelo.

Nuestro objetivo principal fue comparar el contenido de C y de sus diferentes fracciones, de un ambiente natural (AN) y dos situaciones cultivadas bajo diferentes prácticas de manejo. Para obtener las diferentes fracciones orgánicas se procedió al fraccionamiento físico por tamaño de partícula, mediante tamizado en húmedo con mallas de 0,1 mm y 0,05 mm. Además, se calculó la densidad aparente (DA) para cada sitio en 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm. En cuanto a la DA solo se observaron diferencias entre los sitios en los primeros 10 cm del perfil. En 0-5 cm la SD mostraría un valor mayor que el AN y labranza mixta (LM), no encontrándose diferencias entre estos últimos. Las prácticas agrícolas produjeron una disminución del contenido de CO del orden del 45% en los primeros 20 cm, sin evidenciar diferencias según tipo de labranza. En cuanto al

CO particulado grueso (COPg) en los primeros 10 cm el contenido en AN duplica al de los sitios cultivados. Las diferencias entre SD y LC en cuanto al COPg, sólo se observaron en 10-20 cm donde LC presentó un mayor contenido. La mayor cantidad de C perdido por los sitios bajos cultivo se extrajo de la fracción humificada del C (25,4 Mg ha⁻¹). Sin embargo, en proporción, la fracción orgánica que sufrió el mayor descenso fue el COPg.

INTRODUCCIÓN

En la región subhúmeda pampeana la introducción de la agricultura como principal forma de producción indujo grandes cambios en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. La siembra directa (SD) como práctica de manejo tiene muchas ventajas sobre la labranza convencional (LC). Estas ventajas incluyen el control de la erosión, mayor retención de agua, menor mano de obra y consumo de combustible (Philips & Philips, 1984).

Ensayos de larga duración han demostrado que la SD en comparación con los sistemas de labranza, en general, producen un aumento del COS (Franzuebbers, 2005). Sin embargo, las tasas de acumulación de COS que se encuentran bajo SD han sido muy variables, ya que su dinámica no depende sólo del manejo del suelo, sino también de su mineralogía, las condiciones climáticas, la cantidad de residuos y aportes de nitrógeno. Por ejemplo, Baker et al., (2006) y Blanco-Canqui & Lal (2008) no encontraron diferencias en la acumulación de COS entre sistemas de labranza convencional y siembra directa al evaluar la masa de C.

Esta escasa o nula variación entre 2 prácticas de manejo contrastantes puede deberse a que están comparando masas de C provenientes de distintas masas de suelo. Esta comparación no tiene en cuenta el efecto de los cambios en la DA con la profundidad debido a los distintos manejos. Por eso se recomienda que las comparaciones se hagan a igual masa de suelo (Lal et al., 1998).

La mayoría de los estudios coinciden en que la materia orgánica (MO) es el principal indicador e indudablemente el que posee una influencia más significativa sobre la calidad del suelo y su productividad (Quiroga & Funaro, 2004). Los contenidos de MO total y sus fracciones son importantes atributos de la calidad del suelo (Gregorich et al., 1994). Grandes pérdidas de MO del suelo se reflejan en una serie de modificaciones adversas en las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo (Montanarella, 2007). Además, la MO y sus diferentes fracciones son componentes del suelo altamente influenciados por las prácticas de manejo (Haynes, 2005).

El objetivo principal del estudio realizado fue comparar los contenidos de C y de sus diferentes fracciones, de un suelo virgen y de dos cultivados bajo diferentes prácticas de manejo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en el año 2012 en cercanías de la localidad de Saldungaray, Partido de Tornquist, sobre un Hapludol ústico, de textura franca en el horizonte superficial.

Se tomaron muestras de suelo en el horizonte superficial bajo diferentes situaciones: ambiente natural (AN): suelos con la vegetación nativa característica de la zona, caracterizada como estepa gramínea; manejo conservacionista (SD): siembra directa sin pastoreo de rastrojos durante 12 años consecutivos, sujeta a rotación de cultivos y reposición de nutrientes y labranza mixta (LM): siembra directa o labranza convencional, según el cultivo, con rotaciones y pastoreo de rastrojos.

Además se realizó el análisis de textura por el método de la pipeta (Gee & Bauder, 1986) para asegurarse que no haya variación textural entre los

sitios muestreados.

Al momento del muestreo los sitios cultivados se encontraban bajo cultivo de cebada (*Hordeum vulgare* L.) en espigazón. En cada situación se seleccionaron 3 puntos de muestreo separados por aproximadamente 50 m. En cada punto se muestrearon las profundidades 0-10 y 10-20 cm con barrenos. También se tomaron muestras sin disturbar de las profundidades 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm, mediante cilindros para determinar la DA.

Para obtener las diferentes fracciones orgánicas se procedió al fraccionamiento físico por tamaño de partícula mediante tamizado en húmedo, con malla de 0,1 mm y 0,05 mm (Galantini, 2005). Así se obtuvo la fracción fina: arcilla y limo, junto con el CO más transformado y asociado a la fracción mineral (COM); la fracción media: arenas finas con el carbono orgánico particulado fino (COPf) y la fracción gruesa: arenas mayores a 100 μ m y el material orgánico más joven (COPg).

La determinación del CO en cada fracción se realizó por el método de combustión seca (1500°C) con un analizador automático LECO C Analyser.

Para el análisis estadístico de los datos obtenidos se utilizó ANOVA. Se realizaron comparaciones de medias con el test de DMS (p : 0,05). Para el procesamiento de los datos se utilizó el software INFOS-TAT (Di Rienzo et al., 2009).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La textura en los tres sitios resultó ser franca sin diferencias entre ellos de 16,1 % de arcilla, 32,8 % de limo y 51,1 % de arena.

En cuanto a la DA solo se observaron diferencias entre los sitios en los primeros 10 cm. del perfil (Tabla 3). Así, para las condiciones de este estudio, las prácticas agrícolas no modificarían el valor de DA en las profundidades de 10-15 y 15-20 cm.

En los primeros 5 cm la SD presentó mayores valores de DA que el AN y LM, no encontrándose diferencias entre estos últimos. En la profundidad 5-10 cm los sitios bajo prácticas agrícolas muestran mayores valores de DA, lo que significaría

una disminución de la porosidad total. Según lo establecido por Venanzi et al. (2002) estos valores de DA observados no afectarían la producción de materia seca del cultivo de cebada.

El contenido de COS en el AN se diferenció estadísticamente de los sistemas cultivados, sin diferencias entre estos últimos. En general, la historia agrícola de estos suelos generó una caída del contenido de CO del 45% en 0-20 cm. Estos resultados reflejan que el COT no siempre es un buen

indicador para diferenciar prácticas de manejo.

En cuanto al COPg en los primeros 10 cm el contenido en AN duplicó al de los sitios cultivados (Tabla 5). Sin embargo, este contenido no se diferenció estadísticamente de SD, posiblemente atribuido a los aportes superficiales y al no pastoreo de los rastrojos. La reducción del contenido de COPg en LM fué del 70 % con respecto al AN en los primeros 10 cm del perfil.

Tabla 3: Densidad aparente de los tres sitios bajo diferente manejo en los primeros 20 cm. de profundidad.

Prof. (cm)	AN	SD	LC
	Mg m ⁻³		
0-5	0,89 a	1,22 b	1,03 a
5-10	1,19 a	1,39 b	1,35 b
10-15	1,32 a	1,45 a	1,37 a
15-20	1,41 a	1,41 a	1,45 a
Tratamiento	1,20 a	1,37 b	1,30 ab

Para cada profundidad letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$). AN: Ambiente natural; SD: Manejo conservacionista; LM: Labranza mixta

Tabla 4. Carbono orgánico total (Mg ha⁻¹ en 0-10 y 10-20 cm., calculado como masa de suelo equivalente a 1250 Mg ha⁻¹ cada 10 cm.

Prof. (cm)	AN	SD	LC
	Mg C ha ⁻¹		
0-10	42,95 b	22,99 a	21,28 a
10-20	28,72 b	16,04 a	17,21 a
0-20	71,67 b	39,03 a	38,49 a

Para cada profundidad letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$). AN: Ambiente natural; SD: Manejo conservacionista; LC: Labranza convencional.

Tabla 5. Diferentes fracciones del COS ($Mg\ ha^{-1}$) en 0-10 y 10-20 cm, calculado como masa de suelo equivalente a $1250\ Mg\ ha^{-1}$ cada 10 cm

Prof. (cm)	Stock COPg (> 100 μ)			Stock COPf (50-100 μ)			Stock COM (<50 μ)		
	AN	SD	LC	AN	SD	LC	AN	SD	LC
	Mg C ha^{-1}			Mg C ha^{-1}			Mg C ha^{-1}		
0-10	5,34 b	2,29 ab	1,55 a	6,88 b	2,68 a	2,82 a	30,7 b	18,0 a	16,9 a
10-20	0,89 c	0,24 a	0,60 b	2,11 ab	1,41 a	3,90 b	25,7 b	14,4 a	12,7 a
0-20	6,23b	2,52 a	2,15 a	8,99 b	4,09 a	6,72 ab	56,4 b	32,4 a	29,6 a

Letras diferentes para cada fracción y para cada profundidad indican diferencias significativas ($p < 0,05$). AN: Ambiente natural; SD: Manejo conservacionista; LM: Labranza mixta.

Diferencias significativas entre SD y LM en cuanto al COPg, sólo se observaron en 10-20 cm donde LC presentó un mayor contenido debido a la incorporación de los residuos a esa profundidad por el laboreo. El COPf también evidenció reducciones importantes debidas al uso agrícola, principalmente en 0-10 cm, donde la disminución fue del 60 % en los sitios cultivados. El COM no demostró diferencias entre las situaciones cultivadas, mostrando un stock de $17,4\ Mg\ C\ ha^{-1}$ en los primeros 10 cm y $13,5\ Mg\ C\ ha^{-1}$ en 10-20 cm. La reducción del contenido de COM en los sitios cultivados fue del 45 % en 0-20 cm (Tabla 5). La mayor cantidad del C perdido por los sitios bajos cultivo se extrajo de la fracción humificada ($25,4\ Mg\ ha^{-1}$). Sin embargo, en proporción la fracción orgánica que sufrió el mayor descenso fue el COPg.

En los suelos bajo producción agrícola las mayores pérdidas proporcionalmente fueron de la fracción gruesa del CO, representando el 37,5 % del contenido en el AN.

CONCLUSIONES

En el suelo estudiado, las prácticas agrícolas, tanto SD como LM, modifican la porosidad del suelo mayoritariamente en los primeros 10 cm superficiales. Sin embargo, luego de 12 años de SD el aumento de la

DA en los primeros 10 cm de profundidad no limitaría la producción de materia seca del cultivo de cebada.

SD continúa o la alternancia de SD y labranza convencional no provocaría cambios en el contenido de COS pero si diferencias en la cantidad y distribución de las fracciones más lábiles.

El COPg fue la fracción donde se observaron los mayores cambios debido al uso del suelo. El AN presentó los mayores contenidos de esta fracción tanto en 0-10 como en 10-20 cm, con diferencias entre sistemas de labranza. En SD la no remoción del suelo y la acumulación superficial de residuos provocó mayores contenidos de COPg en relación a LM en 0-10 cm, mientras que en 10-20 cm, el efecto de la incorporación de los residuos de cosecha en LM favoreció el incremento de esta fracción en la profundidad de labor.

AGRADECIMIENTOS

Trabajo realizado en el marco del Programa de áreas estratégicas (PAE) del Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva (MINCyT) "Biología del Suelo y Producción Agraria Sustentable (BIOS-PAS, N° 36976)" y del Proyecto "Dinámica de las fracciones orgánicas y cambios en la disponibilidad de N, P y agua en suelos bajo siembra directa" Regional Bahía Blanca de AAPRESID.

BIBLIOGRAFÍA

- Baker, J.M., Ochsner, T.E., Venterea, R.T. & Griffis, T.J. 2006. Tillage and soil carbon sequestration—What do we really know? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118:1-5.
- Blanco-Canqui, H. & Lal, R. 2008. No-tillage and Soil-Profile Carbon Sequestration: An On-Farm Assessment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72:693-701.
- Di Rienzo J.A., F. Casanoves, M.G Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada & C. W. Robledo. 2009. *InfoStat versión 2009*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Franzluebbers, A.J. 2005. Greenhouse gas contributions and mitigation potential in agricultural regions of North America: introduction. *Soil Till. Res.* 83, 1–8.
- Galantini, J.A. 2005. Separación y análisis de las fracciones orgánicas. En: *Manual “Tecnología en Análisis de Suelos: Alcances a laboratorios agropecuarios”* (Eds. L. Marban y S. Ratto) de la AACCS. Capítulo IV parte 2, 103-114.
- Gee, G.W., J.W. Bauder. 1986. Particle-size Analysis. In: *Methods of Soil Analysis* (Ed. A. Klute) Part I Madison. Wisconsin. USA.
- Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A., Monreal, C.M. & Ellert, B.H. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soil. *Can J. Soil Sci.*, 367-385.
- Haynes, R. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. *Adv. in Agron.* 85:221-268.
- Lal, R., Follet, R.F., Kimble, J.M. & Cole, C.V. 1998. *The potential of US cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect*. Lewis Publisher, Boca Raton, FL, 128pp.
- Montanarella, L., 2007. Trends in land degradation in Europe. In: Sivakumar, M.V., Ndiang'ui, N. (Eds.), *Climate and Land Degradation*. Springer, Berlin, pp. 83–104.
- Phillips, R.R. & S. H. Phillips. 1984. *No-Tillage Agriculture: Principles and Practices*. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Quiroga, A & Funaro, D. 2004. Materia orgánica. Factores que condicionan su utilización como indicador de calidad en Molisoles, de las Regiones Semiárida y Subhúmeda Pampeana. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Pp. 476.
- Venanzi S., A. Vallati & H. Kruger. 2002. Crecimiento temprano del trigo en función de la densidad aparente del suelo. *Actas del XVIII CACS. Puerto Madryn. Trabajo en CD.* 6 pp

MATERIA ORGÁNICA EN DISTINTAS ROTACIONES LUEGO DE 12 AÑOS BAJO SIEMBRA DIRECTA

Manso, M.L. & H.J. Forján

Chacra Experimental Integrada Barrow (INTA-MAA). CC50, 7500 Tres Arroyos, Buenos Aires, Argentina; 54-02983-431081/83 Int. 42.

RESUMEN

El contenido de materia orgánica (MO) de un suelo es el resultado del balance entre las tasas de humificación y mineralización. Este balance depende de la cantidad, calidad, oportunidad y forma de retorno de carbono (C) al suelo a través de los rastrojos. La fracción lábil de la MO, la MO particulada (MOP), daría indicios en forma temprana de los efectos producidos por las prácticas de manejo. El objetivo de este trabajo fue determinar el contenido de MO total (MOT), particulada y asociada a la fracción mineral (MOA) luego de 12 años de siembra directa (SD) con diferentes secuencias y analizar la evolución de la MOT. En un ensayo ubicado en la Chacra Experimental Integrada Barrow (Tres Arroyos, Buenos Aires) bajo SD y con 5 secuencias de cultivo, se determinó el contenido de MOT y sus fracciones de 0-5 y de 5-20 cm, y la evolución de la misma desde el inicio del ensayo en 1998. El contenido de MOT y MOP fue superior de 0-5 cm, destacándose la MOP en las secuencias que recibieron mayor aporte de rastrojos. En forma contraria, el contenido de MOA fue superior de 5-20 cm. Para todas las secuencias evaluadas, 12 años bajo SD incrementaron la MOT, y este aumento dependió del aporte de C a través de los residuos de los cultivos intervinientes en cada una de ellas. Por otra parte, en los primeros centímetros de suelo, una elevada proporción de la MOT estuvo formada por la fracción particulada.

Palabras clave: siembra directa; materia orgánica; secuencia de cultivos.

INTRODUCCIÓN

El contenido de MO de un suelo es el resultado del balance entre las tasas de humificación y mineralización (Campbell, 1978). Este balance depende de la cantidad, calidad, oportunidad y forma de retorno

de C al suelo a través de los rastrojos (Robinson et al., 1994), y puede ser manipulado mediante la elección de los cultivos en la rotación (Studdert; Echeverría, 2000; Domínguez et al., 2001; Six et al., 2002), ya que una mayor frecuencia de cultivos que aporten gran volumen de rastrojos y raíces, con alta relación carbono-nitrógeno, permitiría reducir la tasa de disminución del contenido de MO.

El fraccionamiento de la MO permite diferenciar pools específicos de C que responden al manejo. Según su tamaño se puede distinguir la MOP y la MOA. La MOP (fracción mayor que 53 μm) está constituida por residuos de plantas y animales parcialmente descompuestos con un rápido ciclado. En cambio, la MOA (fracción menor que 53 μm) está compuesta por productos de descomposición más procesados en íntima asociación con las partículas de suelo, y posee un lento reciclado (Murage et al., 2007). Varios autores (Cambardella; Elliott, 1992; Wander et al., 1994; Fabrizzi et al., 2003; Eiza et al., 2006) citan la mayor sensibilidad de la MOP respecto a la MOT para distinguir situaciones de manejo, lo que permitiría utilizarla como un indicador de calidad del suelo (Fabrizzi et al., 2003; Quiroga et al., 2006).

El objetivo de este trabajo fue determinar el contenido de MOT, MOP y MOA luego de 12 años bajo SD con diferentes secuencias de cultivo, y analizar la evolución de la MOT (0-20 cm) desde el inicio del ensayo (1998) hasta el final del segundo ciclo de rotación (2009).

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se llevó a cabo en un ensayo de larga duración bajo SD en la Chacra Experimental Integrada Barrow (38°19'25" S; 60°14'33" O), sobre un suelo Serie Tres Arroyos (Paleudol petrocálcico). El diseño fue en bloques al azar con 4 repeticiones. El ensayo se

inició en 1998, y se evaluaron 5 secuencias de cultivo (S1-S5), con una duración de 6 años cada ciclo (1998-2003 y 2004-2009). Las mismas se diferenciaron en

cuanto a la intensidad de uso del suelo y a la participación de la ganadería. En la Tabla 1 se detallan los cultivos empleados en cada secuencia y en cada año.

Tabla 1. Cultivos empleados en cada secuencia, durante los dos ciclos de rotación.

Secuencia	Ciclo 1					
	1998	1999	2000	2001	2002	2003
1	Maíz	Girasol	Trigo	Maíz	Girasol	Trigo
2	Soja	Trigo c/ Pastura	Pastura**	Pastura**	Pastura**	Trigo
3	Girasol	Trigo	Girasol	Trigo	Girasol	Trigo
4	Trigo	Avena/Girasol	Trigo	Avena/Girasol	Trigo	Trigo
5	Trigo	Cebada/Soja	Colza/Soja	Avena/Soja	Trigo/Soja	Trigo
Secuencia	Ciclo 2					
	2004	2005	2006	2007	2008	2009
1	Girasol	Trigo	Sorgo	Trigo	Soja	Trigo
2	Soja	Colza/Soja	Trigo	Sorgo	Soja	Trigo
3	Colza/Soja	Trigo	Cebada/Soja	Colza/Soja	Cebada/Soja	Trigo
4	Av Vi*/Girasol	Trigo	Av Vi*/Girasol	Trigo	Av Vi*/Soja	Trigo
5	Soja	Cebada/Soja	Colza/Soja	Cebada/Soja	Colza/Soja	Trigo

*: avena y vicia consociada, utilizada como verdeo de invierno. **: alfalfa y pasto ovillo, pastoreada.

En abril de 2010 (rastraje de trigo) se tomaron muestras de suelo de 0-5 cm y de 5-20 cm. A través del promedio ponderado de los valores registrados en las dos profundidades de muestreo, se obtuvieron los contenidos en el estrato de 0-20 cm. Se realizó el fraccionamiento físico de MO (Cambardella; Elliott, 1992) obteniéndose: MOA y MOP, esta última se obtuvo por diferencia entre MOT y MOA. Se determinó el contenido en cada fracción por el método de combustión húmeda (Walkley y Black) modificado (Schlichting et al. 1995). Los resultados obtenidos fueron analizados utilizando el procedimiento PROC MIXED del sistema SAS (SAS Institute, 2002).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La MOT (Figura 1) no difirió entre secuencias de cultivo, pero sí entre profundidades de muestreo ($P < 0.05$), determinándose mayor contenido en los primeros 5 cm ($5,07, 4,22$ y $4,43 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$ suelo, para 0-5 cm, 5-20 cm y 0-20 cm de profundidad, respectivamente). Esta estratificación de la MO bajo SD ha sido informada por numerosos autores (Wander et al., 1998; Eiza et al., 2005; Fabrizzi et al., 2005; Galantini et al., 2006; Domínguez et al., 2009), y es atribuida a la falta de incorporación de los residuos y por lo tanto, a la menor tasa de descomposición de los mismos al permanecer en la superficie del suelo.

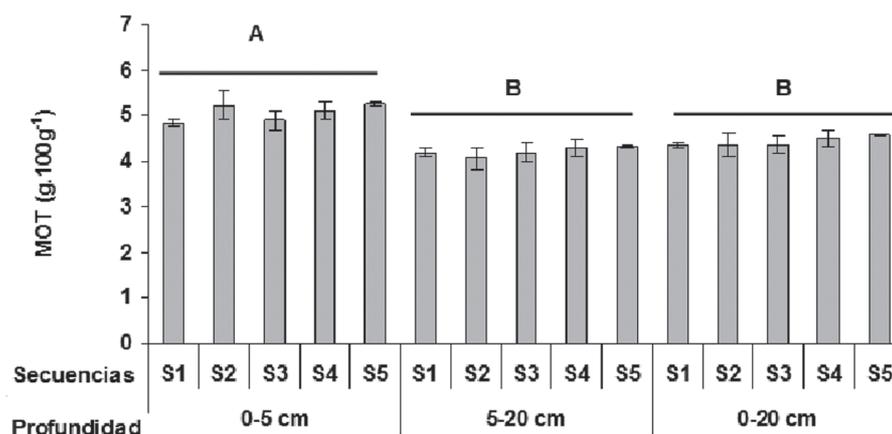


Figura 1. Contenido de materia orgánica total (MOT) luego de 12 años de SD en las 5 secuencias de cultivo a las 3 profundidades de muestreo. Las barras indican el error estándar de la media. Letras distintas indican diferencias estadísticas entre profundidades.

En el contenido de MOP se observó interacción significativa ($P < 0,05$) "secuencia x profundidad" (Figura 2). Al igual que para MOT, se produjo estratificación de la MOP, ya que para todas las secuencias, se determinó mayor contenido en el estrato de 0-5 cm que a mayor profundidad. Al tratarse de MO menos transformada, ésta es mayor en superficie, donde tiene lugar la acumulación de material vegetal. En estos primeros centímetros de suelo, la S4 presentó un contenido de MOP similar al de la secuencia 2, y superior al de los otros tres tratamientos. Esto estaría asociado a que la S4 incluye verdeos de invierno, que si bien se pastorean, dejan abundante residuo previo a la siembra de girasol. En tanto, la S2 incrementó notoriamente el aporte de rastrojos durante el segundo ciclo (2407 y 5405 kg ha⁻¹ año⁻¹ en el ciclo 1 y 2, respectivamente), lo que contribuiría a incrementar la fracción más lábil en la superficie. En las profundidades restantes, S2 y S3 registraron menos MOP que las otras secuencias evaluadas, lo que se debería al menor aporte de rastrojos durante los primeros años del ensayo (1 sólo cultivo por año en el caso de S3 y sistema mixto con pas-

toreo directo de las pasturas, en la secuencia 2).

La MOA difirió ($P < 0,05$) entre secuencias (Figura 3a) y entre profundidades (Figura 3b). Al contrario de lo observado para MOP, el contenido de MOA fue superior a mayor profundidad que en superficie. Bajo el sistema de labranza empleado, los procesos de transformación ocurren en la zona de contacto de los residuos con el suelo, por lo cual es esperable mayor contenido de MO más transformada a mayor profundidad. En cuanto a las secuencias, 2, 3 y 5 presentaron contenidos mayores que las dos restantes y no difirieron entre ellas.

Al analizar la evolución del contenido de MOT hasta los 20 cm de profundidad, se registró un incremento de la misma en todas las secuencias luego de 12 años de SD (Figura 4a). Si bien no se tuvo en cuenta el aporte de raíces de los cultivos, de gran importancia para la formación de C (Richter et al., 1990), se observó que la MOT estuvo asociada con el volumen de rastrojos aportado en cada secuencia a lo largo de los dos ciclos de rotación (Figura 4b).

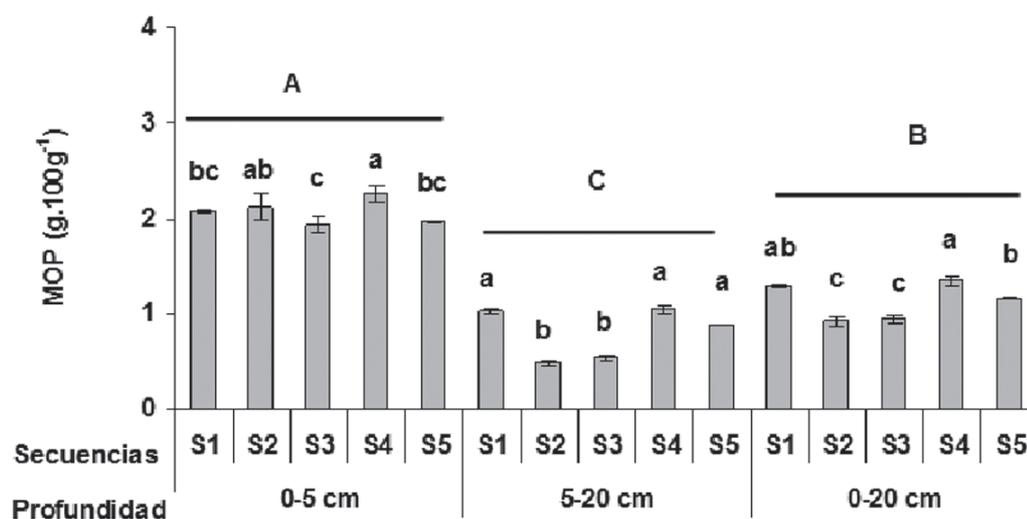


Figura 2. Contenido de materia orgánica particulada (MOP) en las 5 secuencias de cultivo en cada profundidad de muestreo. Las barras indican el error estándar de la media. Letras mayúsculas distintas indican diferencias estadísticas entre profundidades para cada secuencia. Letras minúsculas distintas indican diferencias entre secuencias para una misma profundidad.

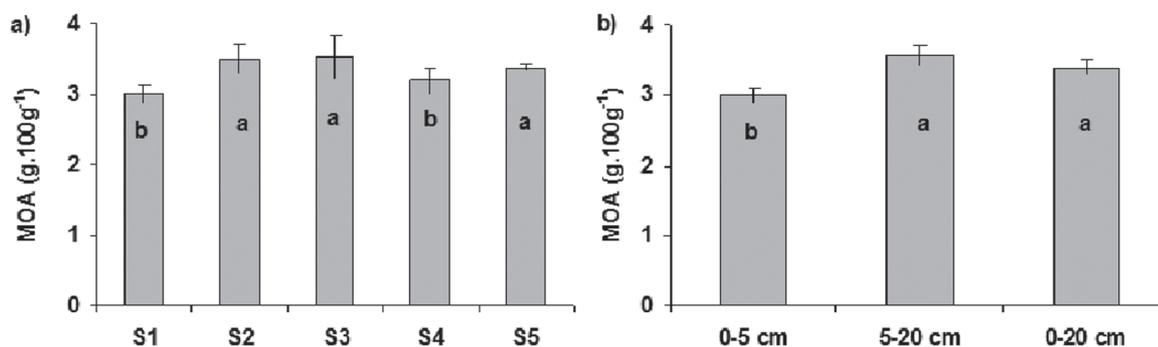


Figura 3. Materia orgánica asociada (MOA) en las 5 secuencias (S1-S5) de cultivos (a) y en las 3 profundidades de muestreo (b). Las barras indican el error estándar de la media Letras distintas indican diferencias significativas entre secuencias (a) o entre profundidades (b).

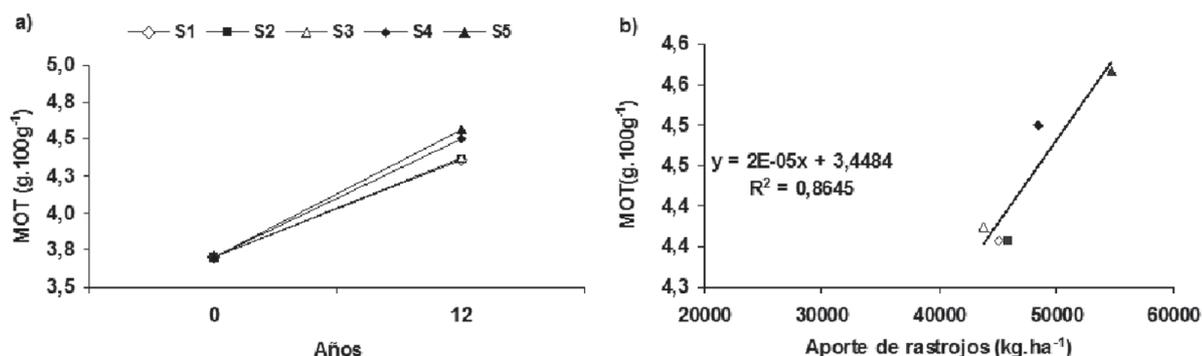


Figura 4. (a) Contenido de materia orgánica total (MOT) al inicio del ensayo (año 0) y luego de 2 ciclos de rotación (año 12) y (b), contenido de MOT en función del aporte de rastrojos en cada secuencia durante los 12 años evaluados

CONCLUSIÓN

Doce años de SD permitieron incrementar el contenido de MOT en todas las secuencias evaluadas, presentando una distribución estratificada con mayor contenido en los primeros 5 cm. La magnitud del incremento dependió del aporte de residuos aéreos recibido durante el período estudiado.

En superficie, la MOP representó el 41% (en promedio para las 5 secuencias) de la MOT, valor des-

tacado considerando la importancia de esta fracción en el funcionamiento del suelo.

A diferencia de lo observado para MOT y MOP, el contenido de MOA fue superior a mayor profundidad que en superficie.

La elección de cultivos que restituyeron CO al suelo a través del aporte de residuos y el empleo de un sistema de labranza conservacionista contribuyó a incrementar la MO de estos suelos.

BIBLIOGRAFÍA

- Cambardella, C.A. & E.T. Elliott, 1992. Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56 (3): 777-783.
- Campbell, C.A. 1978. Soil organic carbon, nitrogen and fertility. In: Schnitzer. M. & S.U Khan (ed.). *Soil organic matter. Developments in Soil Science 8.* Elsevier Scientific, Amsterdam, Netherlands. pp. 173-271
- Domínguez, G.F.; G.A Studdert,.; H.E Echeverría & F.H. Andrade. 2001. Sistemas de cultivo y nutrición nitrogenada de maíz. *Ci. Suelo* 19(1): 47-56.
- Domínguez, G.F.; N.V. Diovisalvi; G.A Studdert & 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.
- Eiza, M.J.; N Fioriti; G.A Studdert & H.E. Echeverría. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. *Ci. Suelo* 23(1):59-68.
- Eiza, M.J.; G.A Studdert; N Fioriti & G.F Domínguez. 2006. Estabilidad de agregados y materia orgánica total y particulada en Molisoles de Balcarce. *Actas 20º Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Salta-Jujuy, septiembre de 2006.* En CD.
- Fabrizzi, K.P.; A Morón & F.O García. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fraction in degraded vs. non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67(6):1831-1841.
- Fabrizzi, K.P.; F.O García; J.L Costa & 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(1): 57-69.
- Galantini, J.A.; M.R Landriscini & C Hevia,. 2006 Contenido y calidad de la materia orgánica particulada del suelo en siembra directa. *Actas 20º Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy, septiembre de 2006.* En CD.
- Murage, E.W.; P.R Voroney; B.D Kay; B Deen & R.P Beyaert. 2007. Dynamics and turnover of soil organic matter as affected by tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71(4):1363-1370.
- 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(1-2):63-68.
- Richter, D.D.; L.I. Babbar; M.A. Huston & M. Jaeger. 1990. Effects of annual tillage on organic carbon in a fine textured udalf: the importance of root dynamics to soil carbon storage. *Soil Sci.* 149:78-83.
- Robinson, C.A.; R.M Cruse & K.A Kohler. 1994. Soil management. In: Hatfield, J.L. & D.L Karlen. (eds.) *Sustainable agriculture systems.* Lewis Publ., Boca Raton, Florida, USA. pp.109-134
- SAS INSTITUTE. 2002. *SAS user's guide: Statistics Vers. 8.* SAS Inst. Inc. Cary, NC, USA. 956p.
- Schlichting, E.; H.P Blume & K Stahr. 1995. *Bodenkundliches Praktikum.* Paul Parey. Hamburg. 209 p
- Six, J.; R.T Conant; E.A Paul & K Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil* 241(2):155-176.
- Studdert, G.A. & H.E Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64(4):1496-1503
- Wander M.M.; S.J Traina; B.R Stinner & S.E Peters. 1994. Organic and conventional management effects on biologically-active soil organic matter pools. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58(4):1130-1139.
- Wander, M.M.; M.G Bidart & S Aref. 1998. Tillage impacts on depth distribution of total and particulate organic matter in three Illinois soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62(6):1704-1711.

CAMBIO DE USO DEL SUELO EN CALDENALES DE SAN LUIS: EFECTO SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES EDÁFICAS

Nieto, M¹; C. Videla²; J. de Dios Herrero¹; M. Demaría¹; K. Frigerio¹ & J. Riedel¹

¹ INTA EEA San Luis. Ruta 7 y 8 Villa Mercedes. San Luis. nieto.maria@inta.gob.ar

² Fac. Ciencias Agrarias, UNMDP. Unidad Integrada Balcarce, Ruta 226 km 74,5, Balcarce, Bs. As.

RESUMEN

El estudio se realizó en un establecimiento de producción ganadero-agrícola ubicado en el sur de la provincia de San Luis que pertenece a la ecoregión bosque de caldenal. El objetivo de este trabajo fue determinar los efectos del cambio en el uso de la tierra sobre propiedades del suelo. Para ello, se eligieron tres sitios diferenciados por su manejo: vegetación natural bajo pastoreo (Caldén), agricultura bajo labranza convencional (LC) y agricultura bajo siembra directa (SD). En cada sitio se realizaron tres repeticiones y se tomaron muestras de suelo hasta un metro de profundidad. Se determinó densidad aparente (DA), materia orgánica (MO), pH, nitrógeno total (NT), carbono orgánico (CO). También se calculó el Stock de CO. El análisis estadístico se realizó mediante modelo mixto, para modelar la variabilidad inherente a la interacción sitios y profundidad. Las medias para 'sitios' se compararon con test LSD. Los resultados demuestran que en las zonas cultivadas se observa una reducción del 20% del stock de C, lo que indica una degradación rápida de estos suelos cuando son destinados al uso agrícola, alertando sobre la necesidad de un adecuado manejo de rotaciones y coberturas.

Palabras clave: stock de carbono orgánico; uso de suelo

INTRODUCCIÓN

El cambio en el uso de la tierra se manifiesta en un intenso proceso de transformación que afecta la estructura y la funcionalidad de los ecosistemas.

Así, Carreño y Viglizzo (2007) afirman que la conversión de tierras y la incorporación de tecnología han producido impactos significativos sobre funciones ecológicas esenciales como la relación stock-flujo del carbono en praderas pampeanas en un periodo de 40 años.

Los principales compartimientos en donde se almacena el carbono (C) a nivel global son el carbono orgánico del suelo (COS), la biota (principalmente la vegetación) y la atmósfera (Janzen, 2004). El COS representa la mayor reserva de C en interacción con la atmósfera (Batjes, 1996; FAO, 2002; Galantini, 2007). El secuestro de COS depende de las características del suelo, precipitaciones, temperaturas, sistema de producción y el manejo del suelo (Lal, 2004). El carbono orgánico total del suelo (COT) es uno de los indicadores utilizados para evaluar la calidad del suelo, tanto en sus funciones agrícolas productivas como ambientales (FAO, 2002). El COT es un parámetro clave ya que cumple funciones fundamentales para el desarrollo de microorganismos, el intercambio gaseoso y otras propiedades edáficas (Álvarez et al., 1998). La conversión de áreas con vegetación a áreas de cultivo, genera una pérdida del COS. Estas pérdidas se acentúan por bajos niveles de producción, laboreos intensivos, inadecuado uso de fertilizantes y enmiendas orgánicas, remoción de residuos de cosecha, quema de biomasa y falta de protección del suelo en contra de la erosión (Cole et al., 1993; Lal, 1995). Si bien en el pasado los suelos actuaban como una fuente importante del CO₂ atmosférico, actualmente se considera que los suelos pueden secuestrar CO₂ desde la atmósfera y almacenarlo en la MO, reduciendo así los niveles de CO₂ en el aire (Lal, 2007) al mismo

tiempo que se mejora la calidad y productividad del suelo. La conversión del sistema tradicional de manejo al de no labranza o labranza mínima ha impulsado el secuestro de C a una tasa de 0,1 a 0,7 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (Hillel y Rozenzweig, 2009).

En la provincia de San Luis, se verifica un intenso proceso de transformación en el uso de la tierra, en gran parte generado por la deforestación y la incorporación de tierras a la agricultura (Demaría, et al, 2008). Si bien este proceso ha sido impulsado para mejorar la productividad a nivel predial y regional, no se ha generado información sobre los patrones de cambio y sus efectos ambientales. Los suelos en el área de estudio presentan baja capacidad de retención de agua y susceptibilidad a la erosión eólica, las que en alguna medida limitan el potencial agrícola. No obstante, gran parte de estas tierras se han cultivado históricamente en condiciones de secano y con LC, aunque en los últimos años, el empleo de SD ha alcanzado el 70% de la superficie sembrada en esta provincia (AAPRESID, 2013). El proceso de intensificación de la producción agropecuaria y la necesidad del productor de obtener alta rentabilidad a corto plazo pueden conducir a diversos impactos ambientales, los que pueden ser magnificados en sistemas agropecuarios frágiles, como los de regiones semiáridas. Si bien es importante realizar estudios que aborden el problema a escalas macro, también es necesaria la información a nivel local y regional para conocer las interacciones de los sistemas humanos y

naturales a estos niveles, ya que esta información permitirán generar recomendaciones de manejo para reducir o mitigar impactos no deseados. El objetivo de este trabajo fue determinar los efectos del cambio en el uso de la tierra sobre el nivel del Carbono orgánico del suelo, en la Región del caldenal de la provincia de San Luis.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en un establecimiento de producción ganadero-agrícola ubicado en el sur de la provincia de San Luis que pertenece a la ecoregión bosque del Caldenal (33°32'21.20''S y 65°46'34.73''O). El área de estudio presenta clima continental templado semiárido con una gran amplitud térmica diaria y estacional, con veranos con máximas absolutas de 43° C e inviernos con mínimas de -15° C. La precipitación media anual es de 550 mm, concentradas en un 80% entre los meses de octubre y abril. El suelo se clasifica como Ustortente Típico, franco grueso, mixto, térmico, serie Fraga originado sobre un manto de arenas eólicas. Todo el perfil presenta textura areno franco fino, con elevado drenaje y nivel freático profundo. Presenta horizontes incipientes, con perfil del tipo A-C1-C2k (Peña Zubiarte y d'Hiriart, 2007). Se eligieron tres sitios diferenciados por su manejo: vegetación natural bajo pastoreo (Caldén), agricultura bajo labranza convencional (LC) y agricultura bajo siembra directa (SD) (Cuadro 1).

Cuadro 1: Descripción de las zonas estudiadas, Departamento Pedernera, San Luis

Sitio	Uso de suelo	Descripción
Caldén	Área utilizada para la alimentación de la ganadería vacuna sobre pastizales naturales. Carga total estimada del campo 233.3 EV/ha.	Es un Caldenal secundario parcialmente abierto. La especie dominante es el caldén y la diversidad del estrato arbóreo y arbustivo es muy baja con algunos piquillines aislados (<i>Condalia microphylla</i>). En el estrato herbáceo presenta abundante cobertura de flechilla negra (<i>Piptochaetium napostense</i>), y existe una incipiente invasión de paja vizcachera (<i>Stipa eryostachia</i>) y paja blanca (<i>Stipa tenuissima</i>).
LC	Agricultura bajo LC. Ese año se había sembrado maíz y el anterior centeno.	Rastrojo de maíz.
SD	Agricultura bajo SD. Siembras realizadas maíz-soja-soja-soja	Rastrojo de soja

En cada sitio se realizaron tres repeticiones. Se tomaron muestras de suelo con barreno a las profundidades: 0-20, 20-40, 40-60, 60-100 cm. Estas fueron secadas al aire y tamizadas por una malla de 2 mm. En ellas se determinó pH y el contenido de CO, MO y NT (nitrógeno total). También se determinó la densidad aparente (DA) por el método del cilindro volumétrico. El stock de CO acumulado en el suelo se calculó teniendo en cuenta la ecuación $C = \text{Conc} * \text{DA} * P * 10^{-3} * 10^4$ donde: C es el contenido de C acumulado en suelo (Mg ha^{-1}), Conc es el C acumulado (kg) en 1 Mg de muestra de suelo, DA es la densidad aparente (Mg m^{-3}), P es la profundidad de la muestra (m), 10^{-3} es un factor para expresar en Mg de C., 104 es un factor para expresar en Mg ha^{-1} (da Silva et al., 2004). El análisis estadístico se realizó con el software Infostat/P (Di Rienzo et al., 2012). Los datos fueron analizados mediante modelo mixto, para modelar la variabilidad inherente a la interacción sitios y profundidad. Las medias se compararon con test LSD con un error de 0,05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los sitios bajo manejo agrícola, presentaron diferencias significativas con relación al campo natural (Caldén) en todas las variables analizadas. La MO, el NT, DA, relación C/N y stock de CO (Cuadro 2) presentaron valores significativamente menores bajo manejo agrícola (LC y SD) que bajo campo natural (Caldén). Sólo la variable N total presentó diferencias a favor de los manejos agrícolas, lo que puede atribuirse al aporte de nitrógeno por fertilización de los cultivos.

A pesar que el contenido original de MO de estos suelos (Entisoles) es muy bajo (0,94% (Peña Zubiate & D'Hiriart 2007) su inclusión en rotaciones agrícolas reduce aún más estos valores, habiéndose observado una reducción de $0,735 \text{ kg/m}^2$ (cuadro 2) en promedio para los manejos agrícolas. Como era de esperar, la MO que es altamente sensible a degradarse cuando se expone el suelo a la oxidación por laboreo (Allmaras et al., 2000), evidenció valores significativamente inferiores en las áreas cultivadas respecto de las áreas de caldén ($p < 0,05$) (cuadro 2), especialmente en los primeros 20 cm de suelo (Figura 1). En este sentido, distintos trabajos (Riedel, 2000; Andriulo y Cordone, 1998; Apezteguía y Sereno, 2007), se encontraron reducciones de C significativas debido al reemplazo del monte natural por

agricultura. Estos autores también encontraron que en estas situaciones se había producido la desaparición de una capa de suelo superficial rica en ácidos húmicos jóvenes y C liviano, y que la SD consigue sólo después de varios años de implementada, reducir la velocidad de degradación del suelo. Es de destacar que para los suelos analizados en este trabajo, la reducción del stock de CO, ya representa el 20 %.

Es importante destacar que aunque no se encontraron diferencias significativas entre LC y SD en ninguna de las variables analizadas, se verificó una tendencia a que el contenido de CO fuese mayor en SD (Cuadro 2), indicando que tal vez, este manejo pueda amortiguar, al menos parcialmente el efecto de reemplazo de la vegetación natural. En este sentido Zhongkui et al., (2010) demostraron que el cultivo de ecosistemas naturales por más de 5 años resultó en pérdidas de más de 20 t C/ha, sin diferencias significativas entre LC y SD y que el cambio de LC a SD produjo la variación del C en el perfil pero no en el contenido total de CO.

Como generalidad se propone que la SD genera una acumulación progresiva de MO en superficie, y que los procesos de mineralización resultan más lentos que en la LC, por lo que era de esperar un mayor contenido de MO, sobre todo en el horizonte superficial. Sin embargo, en este trabajo no hubo diferencias significativas en MO, entre SD y LC, al igual que lo expresado por otros autores (Puget y Lal, 2005, Eiza et al., 2005; Fabrizzi et al., 2003). Por otro lado, en un trabajo realizado en Haplustoles, con regímenes húmedos de precipitaciones, se observaron aumentos de 10% de CO con 5 años de SD y de 20% con 10 años después de implementar la siembra directa (Abril et al., 2005).

La ausencia de diferencias entre SD y LC puede atribuirse en principio a dos factores: 1. en el establecimiento estudiado, el reemplazo de la LC por SD sólo tiene tres años de implementado, y 2. en SD no se han realizado rotaciones de cultivos, cultivándose solamente soja. Es conocido que el cultivo de soja aporta baja cantidad de residuos (aunque de buena calidad), pero son las gramíneas la que realizan un aporte mayor de estructuras que con el tiempo pueden ser incorporadas a fracciones lábiles de MO. En el caso del N, el contenido es significativamente superior en las áreas cultivadas, respecto del bosque de caldén, debido al esquema de fertilización que

realiza el productor en el caso de LC (maíz, centeno) y el tipo de cultivo realizado en el caso de SD (soja). Un resultado que debiera ser especialmente

tenido en cuenta es que a la profundidad de 60-100 cm SD presenta un contenido mucho mayor de N que Caldén y LC (Figura 1).

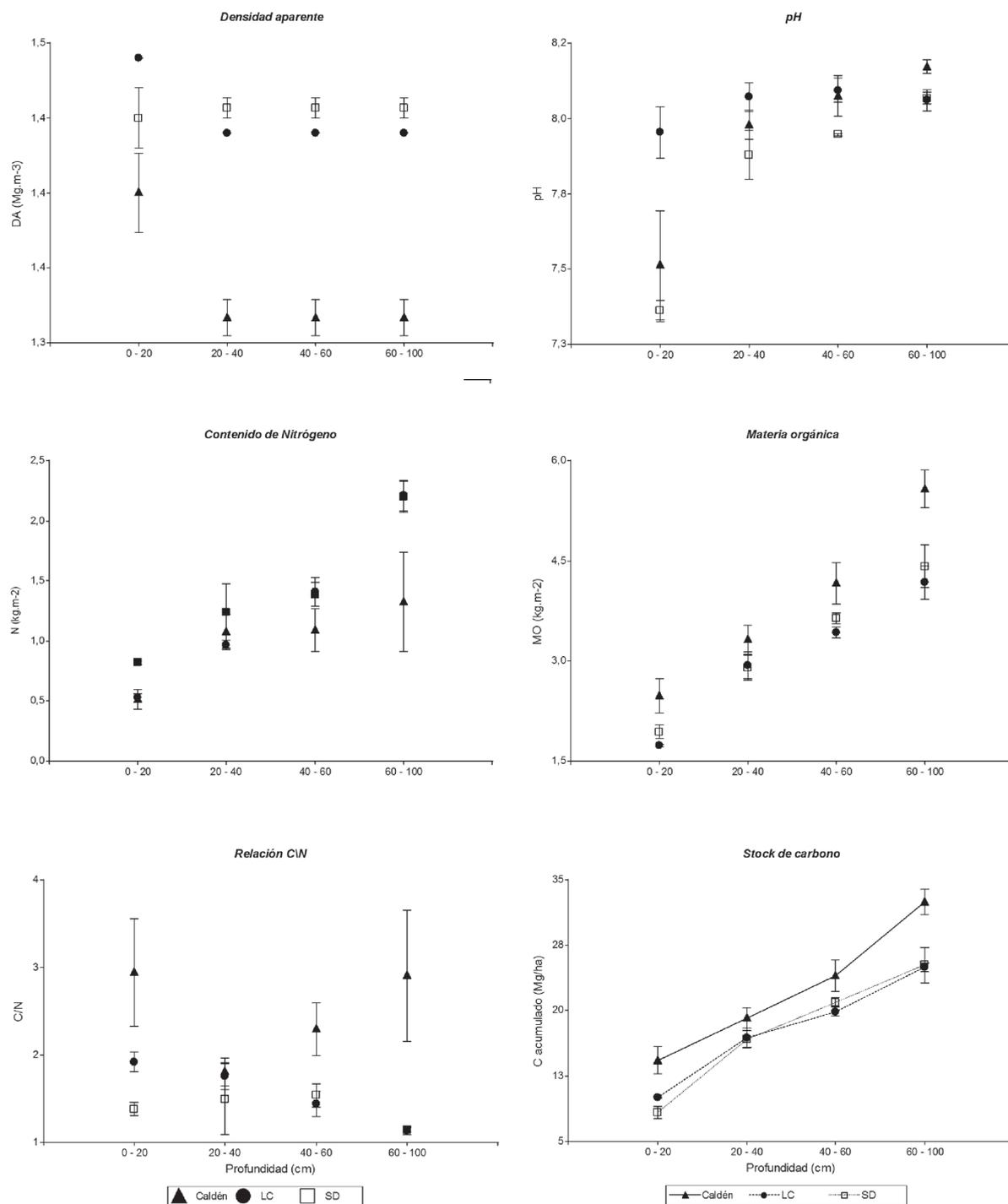


Figura 1: Contenidos de materia orgánica y nitrógeno total, relación C/N, densidad aparente y stock de carbono orgánico para las zonas de vegetación natural (Caldén) y manejos agrícolas bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD) a diferentes profundidades en la provincia de San Luis (Argentina). Las barras verticales indican el error estándar de la media.

Si SD hubiese recibido tratamientos de fertilización, se podría explicar este resultado por lavado de $N-NO_3^-$, pero, al haberse cultivado con mayor frecuencia soja, cultivo que habitualmente no se fertiliza con N, es posible que los residuos hayan sido mineralizados y se esté perdiendo ese N del sistema, lo cual agrava la situación de los procesos del ciclo del N en suelos de una alta fragilidad como son los estudiados. Se debe tener presente que el lavado de nitrato es una fuente de contaminación de aguas subterráneas y que en estos suelos arenosos, tiene alta probabilidad de ocurrencia (Addiscott, 1996).

Se observó una reducción de la relación C/N en las zonas cultivadas, tal como lo reportaron otros autores, como Rasmussen y Parton (1994). Esto puede ser debido a la fertilización nitrogenada y al incremento del cultivo de soja, cuyo residuo presenta una baja relación C/N. Por el contrario Andriulo y Cordone (1998) encontraron tendencias opuestas a esto, los autores lo atribuyen a la menor historia de fertilización nitrogenada de los suelos muestreados y a la presencia, en los suelos cultivados, de una fracción de MO resistente.

Cuadro 2: Medias ajustadas de materia orgánica y nitrógeno total, relación C/N, densidad aparente y stock de carbono para las zonas de vegetación natural (Caldén) y manejos agrícolas bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD) en la provincia de San Luis (Argentina).

	Caldén	LC	SD
N kg/m ²	1,00 b	1,28 a	1,41 a
MO kg/m ²	3,88 a	3,07 b	3,22 b
DA Mg/m ³	1,34 b	1,45 a	1,46 a
C/N	2,49 a	1,56 b	1,39 b
Stock CO Mg/ha	22,49 a	17,94 b	17,81 b

Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre zonas.

CONCLUSIONES

El reemplazo de la vegetación natural por agricultura, en la modalidad realizada, ocasionó una reducción del 20% del stock de C. Determinadas tecnologías (ej. siembra directa) no son sustentables en sí mismas, es imprescindible implementarlas con un adecuado manejo de prácticas relacionadas (para el caso, rotaciones y generación de coberturas).

Es necesario continuar con los estudios de la dinámica del C y el N en estos suelos, profundizando sobre la distribución de C en las fracciones de MO de diferente labilidad, a fin de tener una mejor comprensión del funcionamiento del sistema.

AGRADECIMIENTOS

Al PRODUCTOR Osvaldo Panini por permitir realizar el estudio en su establecimiento (Establecimiento Demostrativo INTA EEA San Luis). A LOS PROYECTOS: "Contribuciones al desarrollo de los Productores Agropecuarios de San Luis mediante la implementación de Unidades de Observación y Extensión en sistemas reales de producción". "Desarrollo y validación de una metodología de evaluación ambiental estratégica aplicable al diseño y monitoreo de planes de ordenamiento territorial rural en la llanura chaco-pampeana". Al Dr. Diego Steinaker por los valiosos aportes realizados a este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- AAPRESID.2013.http://www.aapresid.org.ar/images/cms/assets/docs/aapresid.evolucionsuperficie_sd_argentina.1977_a_2011.pdf
- ABRIL, A; SALAS, P; LOVERA, E; KOPP, S. y CASADO-MURILLO, N. 2005. Efecto acumulativo de la siembra directa sobre algunas características del suelo en la región semiárida central de argentina. *CI. SUELO (ARGENTINA)* 23 (2) 179-188.
- ADDISCOTT, TM. 1996. Fertilizers and nitrate leaching. In: Hester RE, Harrison RM, editors. *Agricultural Chemicals and the Environment. Issues in Environmental Science and Technology 5*. Cambridge: The Royal Society of Chemistry, p.1-26.
- ALLMARAS, R.R.; SCHOMBERG, H.H.; DOUGLAS, J.C.L.; DAO, T.H. 2000. Soil organic carbon sequestration potential of adopting conservation tillage in U.S. croplands. *J. Soil Water Conserv.* 55:365-373.
- ÁLVAREZ, C.R.; ÁLVAREZ, R.; GRIGERA, M.S.; LAVADO, R.S. 1998. Associations between organic matter fractions and the active soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 30(6):767-773.
- ANDRIULO, A. y CORDONE, G. 1998. Impacto de labranzas y rotaciones sobre la materia orgánica de suelos de la región pampeana húmeda. En *Siembra Directa*. Ed: Panigatti J.L., Marelli H., Buschiazzi D.E. y Gil R.
- APEZTEGUÍA, HP y SERENO, R. 2007. Sustancias húmicas y otras fracciones de material orgánica en el bosque nativo y en suelos cultivados. En Galantini JA. Ed.: *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de Argentina*. EdiUNS. pp 131-146.
- BATJES, N.1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science.* 47, 151-163
- CARREÑO, L. y VIGLIZZO E. 2007. *Provisión de servicios ecológicos y gestión de los ambientes rurales en Argentina*. Ediciones INTA
- COLE, C.V.; FLACH, K.; LEE, J.; SAUCRBECK, D.; STEWART, B.1993. Agricultural sources and sinks of carbon. *Water Air Soil Poll.* 70: 111-122.
- da SILVA, J.; RESCK, D.; CORAZZA, E. and VIVALDI, L. 2004. Carbon storage in clayey Oxisol cultivated pastures in the "Cerrado" region, Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103. 357-363
- Demaría, M. R., I. Aguado Suárez, D. F. Steinaker, 2008. Reemplazo y fragmentación de pastizales pampeanos semiáridos en San Luis, Argentina. *Ecología Austral*, 18: 55-70.
- Di RIENZO J.A., CASANOVES F., BALZARINI M.G., GONZALEZ L., TABLADA M., ROBLEDO C.W. *InfoStat versión 2012*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- EIZA, M.J.; FIORITI, N.; STUDDERT, G.A. and ECHEVERRÍA, H.E., 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. *Ciencia del Suelo* 23, 59-68.
- FABRIZZI, K.P.; MORÓN, A. and GARCÍA, F.O., 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. Non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Science Society of American Journal* 67, 1831-1841.
- FAO, 2002. *Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación 2002. Captura de Carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. Basado en el trabajo de Michel Robert Institut national de recherche agronomique. París, Francia*
- GALANTINI, J.B. 2007. ¿Porqué estudiar las fracciones de la materia orgánica del suelo? *Sistemas Productivos del sur y sudoeste Bonaerense. Revista técnica especial*. Editor Juan A. Galantini
- HILLEL, D.; ROSENZWEIG, C. 2009. Soil carbon and carbon climate change. *Crops, Soils. Agronomy. CSA News*, 54 (6)4-11.
- JANZEN, HH. 2004. Carbon cycling in earth systems—a soil science perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: 399-417
- LAL, R. 1995. Global soil erosion by water and C dynamics. In: R Lal, JM Kimble, E Levine and BA Stewart (eds), *Soils and Global Change*. CRC/ Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 131-142.
- LAL, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304:1623-1627
- LAL, R. 2007. Soil Science and the carbon civilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71: 1425-1437.
- PEÑA ZUBIATE C.A. y d'HIRIART A. 2007. Carta de suelos de la República Argentina. Hoja San Luis. Provincia de San Luis. Esc. 1:100.000. EEA San Luis-INTA- Gobierno de la provincia de San Luis.
- PUGET, P. y LAL, R. 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.
- RASMUSSEN y PARTON. 1994. Long-term effects of residue management in wheat fallow: I. Inputs, yields, and soil organic matters. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:523-530.
- RIEDEL, J. L. 2000. "Prácticas agrícolas en los Llanos de la Rioja: dinámica del agua e implicancias edáficas". Seminario de Titulación, Universidad Nacional de la Rioja. 77P. Chamical, La Rioja. Argentina.
- ZHONGKUI L. WANG E.; SUN, O.J. (2010). Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils?. A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 139: 224-231.

EVALUACIÓN DE DIFERENTES PRÁCTICAS DE USO DEL SUELO POR SUS EFECTOS SOBRE PROPIEDADES EDÁFICAS.

Riestra, D.^{1,2}; M. Pérez²; E. Noellemeyer² & A. Quiroga^{2,3}

¹CONICET. Departamento de Agronomía de la UNS. San Andrés 800 – Bahía Blanca (8000), Buenos Aires.

E-mail: diegoriestra@cpenet.com.ar. ²Facultad de Agronomía de la UNLPam. Ruta Nacional N°35, Km 334 – Santa Rosa (6300) – La Pampa. ³EEA Anguil. Ruta Nacional N°5, Km 580 – Anguil (6326) – La Pampa.

Trabajo presentado en el XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario, 2010.

RESUMEN

La producción forestal, debido a la alta producción de biomasa, que favorece el aumento de carbono orgánico (CO) y sus transformaciones, puede mejorar algunas propiedades del suelo, tales como la estructura, permeabilidad y capacidad de retención de agua. De acuerdo a varios estudios realizados, los factores que más influyen sobre el secuestro y acumulación de CO son el tipo de suelo, el uso previo de la tierra, el clima y el manejo del sitio. En el presente trabajo se evaluó el efecto de la forestación, en comparación con diferentes prácticas de uso, en siete sitios de la Región Semiárida Pampeana, diferenciados por su composición granulométrica. En todos los sitios, se trabajó con la misma especie forestal (*Pinus halepensis*), evaluando además dos situaciones contrastantes, suelos cultivados y suelos vírgenes (Bosque de *Prosopis Caldenia*). Sobre muestras superficiales de suelo de cada uno de los tratamientos se determinó contenido total y fracciones granulométricas del carbono orgánico, humedad equivalente, densidad aparente y densidad real. Los resultados obtenidos permiten concluir que los efectos de diferentes prácticas de manejo del suelo, son dependientes del ambiente (en este caso caracterizado principalmente por la textura del suelo), y por otra parte del grado de uso del suelo, lo que produce efectos negativos en las propiedades evaluadas.

Palabras clave: Plantaciones forestales, región semiárida pampeana, propiedades físicas del suelo.

INTRODUCCIÓN

La producción forestal, debido a la alta producción de biomasa, que favorece el aumento de carbono orgánico (CO) y sus transformaciones, puede mejorar algunas propiedades del suelo tales como la estructura, permeabilidad y capacidad de retención de agua (Young, 1989), principalmente en aquellos suelos que han sufrido procesos de degradación por efectos del laboreo e intensificación del uso agrícola (Johnson, 1992; Six et al., 2002). Sin embargo estos efectos resultan dependientes de distintos factores como el tipo de suelo (Lugo y Sánchez, 1986, Lopez-Ulloa, et al., 2005), el uso previo de la tierra (Paul et al., 2002), el clima (Paul et al., 2002) y el manejo del sitio (Blanco-Canqui et al., 2005).

Teniendo en cuenta que en nuestra región no hay estudios sobre los efectos de esta práctica de uso del suelo, se estableció como objetivo de trabajo evaluar el efecto de la forestación, en comparación con diferentes prácticas de uso, en suelos diferenciados principalmente por su composición granulométrica y distribuidos a través de una transecta de 300 km (norte-sur) en la Región Semiárida Pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para alcanzar los objetivos del trabajo, se evaluaron los efectos de distintas prácticas de uso del suelo sobre propiedades edáficas de molisoles y entisoles de la RSP (Figura 1 y Tabla 1). Los resultados fueron analizados mediante análisis de componentes principales.

Tabla 1: Características de los sitios seleccionados

Sitio	Paisaje predominante	Tipo de suelo	L + A (%)
Maisonave (M)	Planicie medanosa con tosca	<i>Haplustol Entico</i>	45
Caleufú (C)	Planicie medanosa con tosca	<i>Haplustol Entico</i>	37
Trenel (T)	Planicie con tosca	<i>Haplustol Entico</i>	45
Victorica (V)	Médanos	<i>Torrripsament Típico</i>	14
Santa Rosa (S)	Planicie con tosca	<i>Haplustol Entico</i>	35
Jaguel del Monte (J)	Médanos	<i>Torrripsament Típico</i>	12
General Acha (G)	Mesetas y valles transv.	<i>Torrripsament Ustico</i>	25

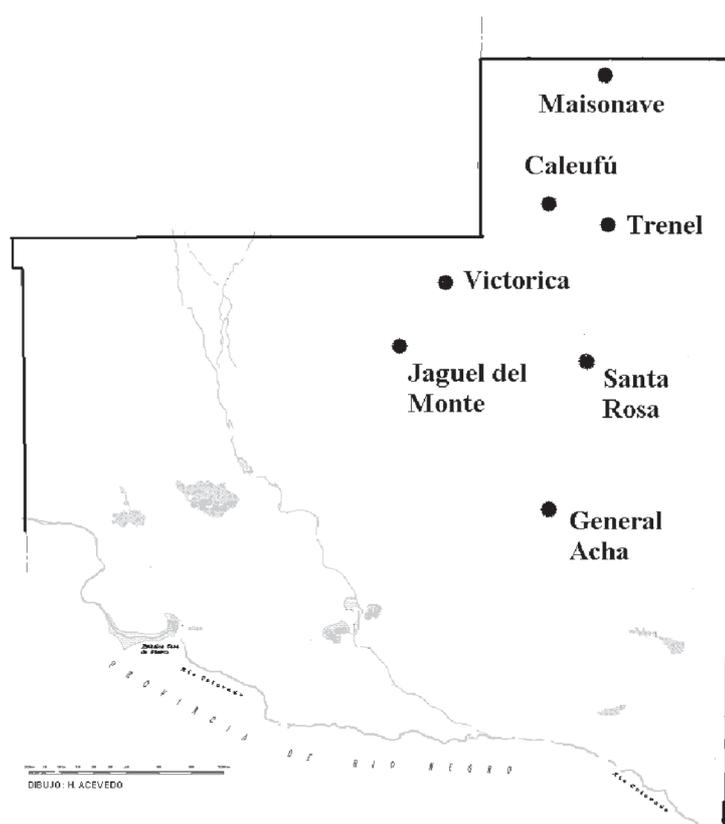


Figura 1. Distribución geográfica de los sitios seleccionados.

Se evaluaron plantaciones forestales de (F) de *Pinus Halepensis* de más de 35 años de edad, las cuales fueron comparadas con una situación de suelo agrícola (A) y otra bajo cobertura vegetal nativa de *Prosopis caldenia* (C).

De cada sitio, se extrajeron con cilindros (1060cm³), 8 muestras de suelo a una profundidad de 0-6 cm en cada tratamiento. En los tratamientos forestados

las muestras fueron tomadas al azar y a una distancia equidistante de los árboles a fin de evaluar el efecto árbol (Riestra et al., 2008).

Se realizaron determinaciones de densidad aparente (DA, cilindros), densidad real (DR, picnómetros), humedad equivalente (HE, centrífuga), carbono orgánico total (COT) y carbono orgánico fracción joven (COJ), media (COM) y vieja (COV) (Soon y Abboud, 1991).

Para poder obtener las distintas fracciones de CO, asociada a agregados de 100-2000 μm , 50-100 μm y < 50 μm , se llevó a cabo un fraccionamiento de suelo de acuerdo a la técnica descrita por Cambardella y Elliott (1992) y modificada por Noellemeyer et al., (2006).

RESULTADOS

La Tabla 2 contiene los valores medios (ocho repeticiones) de las propiedades evaluadas a las cuales se les aplicó el análisis de componentes principales (Figura 2):

Tabla 2: Matriz de datos originales para las prácticas de uso del suelo y ambientes estudiados.

TRATAMIENTO	DA (g/cm ³)	DR (g/cm ³)	PT (%)	HE (%)	COT (g/kg)	COJ (g/kg)	COM (g/kg)	COV (g/kg)
SA	1,12	2,51	55	11,5	9,3	1,9	1,8	8,4
MA	1,24	2,48	49	12,2	9,8	2,4	1,5	6,5
TA	1,01	2,20	54	15,6	24,2	11,9	4,7	12,3
GA	1,14	2,21	48	10,1	12,0	4,9	2,9	6,7
JA	1,34	2,41	44	4,5	4,5	1,3	0,4	1,3
CA	1,21	2,05	41	12,3	10,4	3,0	1,1	11,0
VA	1,29	2,30	43	3,4	6,8	2,3	0,7	5,5
SF	0,92	2,13	56	12,1	24,3	3,0	2,0	10,5
MF	0,94	1,97	52	17,8	33,5	11,9	3,2	18,5
TF	0,84	1,82	53	20,7	53,3	31,7	4,6	16,8
GF	0,87	1,68	48	12,6	45,3	27,9	2,6	7,8
JF	1,32	2,38	44	3,9	3,2	0,6	0,3	0,8
CF	0,97	1,73	43	13,2	30,0	18,2	2,3	10,8
VF	1,05	2,11	50	8,0	30,3	11,0	1,0	5,3
SC	0,94	2,30	58	12,5	22,5	11,2	3,0	10,0
MC	0,73	1,51	51	21,5	76,5	49,6	11,5	16,6
TC	0,65	1,59	59	25,6	95,5	56,7	7,4	27,7
GC	0,89	2,08	57	12,9	29,0	14,4	3,6	12,1
JC	1,27	2,35	45	4,3	4,2	1,2	0,6	1,8
CC	0,99	1,94	49	16,9	28,4	15,1	2,6	12,5
VC	1,22	2,27	46	6,4	20,0	5,2	1,5	5,1

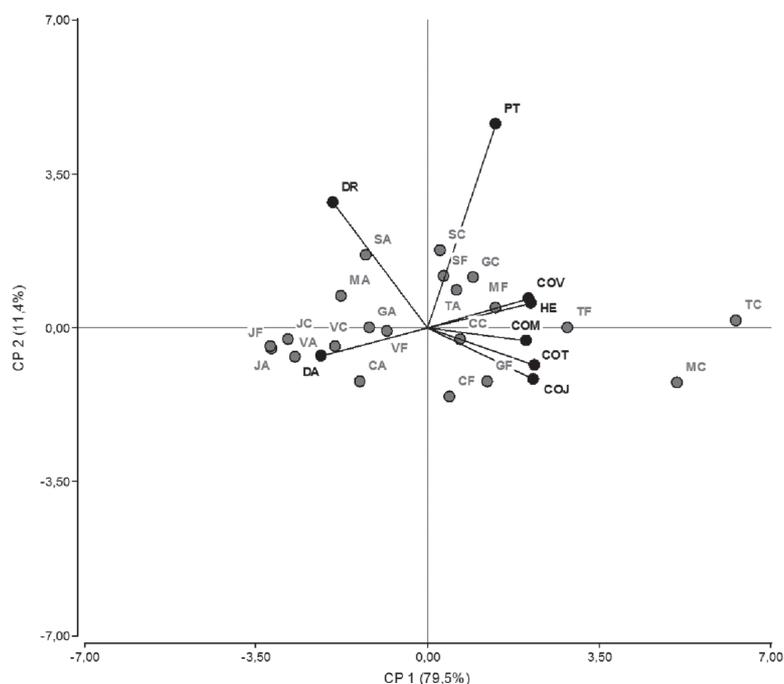


Figura 2: Biplot para las dos primeras componentes principales.

DISCUSIÓN

El análisis de componentes principales muestra que existe estrecha relación entre los contenidos de carbono orgánico y sus fracciones con los niveles alcanzados por las propiedades físicas evaluadas, principalmente DA y HE.

Los tratamientos (sitio-manejo) han influenciado de manera importante sobre las propiedades edáficas, las cuales muestran un amplio rango de variación: DA (0,65 g/cm³-1,34 g/cm³), HE (3,9 %-25,6 %), COT (3,2 g/kg-95,5 g/kg), COJ (0,6 g/kg -56,7 g/kg), COM (0,3 g/kg -11,5 g/kg), COV (0,8 g/kg -27,7 g/kg). Estas propiedades han resultado más sensibles a la influencia del manejo y granulometría entre sitios.

Considerando cada sitio en particular, los tratamientos PH y C se diferencian de sus pares agrícolas en mayor grado en aquellos suelos de granulo-

metrías más finas. De esta manera se comprueba que de no considerar la influencia de la granulometría, suelos agrícolas pueden presentar mayores contenidos de CO, mayor capacidad de almacenar agua y menores densidades que suelos vírgenes. Esta influencia dada por variaciones en las fracciones granulométricas más finas, limita la extrapolación de resultados donde se evalúan los efectos del manejo y también el poder establecer umbrales críticos en propiedades edáficas.

También puede inferirse que el efecto de la forestación como práctica de recuperación en molisoles y entisoles de la RSP, resultará dependiente también de la granulometría de los sitios estudiados. En la medida que los suelos son granulométricamente más finos, las diferencias entre C y PH, son mayores, lo que significa que en estos sitios no se ha llegado aún a la máxima capacidad de acumulación y secuestro de CO.

BIBLIOGRAFÍA

- Blanco-Canqui, H., R. Lal, L. B. Owens, W. M. Post, R. C. Izaurralde. 2005. *Strength Properties and Organic Carbon of Soils in the North Appalachian Region*. *Soil Sci Soc Am J* 69:663-673.
- Cambardella, C.A. and Elliott, E.T. 1992. *Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence*. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:777-783.
- Johnson, D.W. 1992. *Effects of forest management on soil carbon storage*. *Water Air Soil Pollut.* 64:83-120.
- López-Ulloa, M., E. Veldkamp, G. H. J. de Koning. 2005. *Soil Carbon Stabilization in Converted Tropical Pastures and Forests Depends on Soil Type*. *Soil Sci Soc Am J* 69:1110-1117.
- Lugo, A. E., and M. J. Sanchez. 1986. *Land use and organic carbon content of some tropical soils*. *Plant Soil* 96:185-196.
- Noellemeyer, E., D. Estelrich, A. Quiroga. 2006. *Soil quality in three range soils of the semiarid Pampa of Argentina*. *Journal of Arid Environments*.
- Paul, K. I., Polglase, P. J., Nyakuengama, J. G., Khanna, P. K., 2002. *Change in soil carbon following afforestation*. *For ecol manage* 168: 241-57.
- Riestra, D., P. Zalba, A. Quiroga, E. Noellemeyer. 2008. *Distribución del tamaño de agregados en sistemas forestales: Efectos del sistema de muestreo*. *Actas y CD, XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. 37.
- Six, J., P. Callewaert, S. Lenders, S. De Grize, S. J. Morris, E. G. Gregorich, E.A. Paul and K. Paustian. 2002. *Measuring and understanding Carbon Storage in Afforested Soils by Physical Fractionation*. *Soils Science Society of America Journal*. 66:1981-1987.
- Soon, Y., S. Abboud. 1991. *Comparison of some methods for soil organic carbon determination*. *Commun. Soil Sci. Plant. Anal.* 22:943-954.
- Young, A. 1989. *Agroforestry for soil conservation*. CAB Internacional, Londres. 276 p.

APORTE DE LA FORESTACIÓN A LA ACUMULACIÓN DE CO EN SUELOS DE DIFERENTE TEXTURA DE LA REGIÓN SEMIÁRIDA PAMPEANA

Riestra, D.^{1,2}; P. Zalba²; A. Quiroga^{1,3} & E. Noellemeyer¹

¹Facultad de Agronomía de la UNLPam, CC 300, CP 6300, Santa Rosa -La Pampa. e-mail: diegoriestra@cpenet.com.ar ²Departamento de Agronomía UNS, ³EEA INTA Anguil

Trabajo Presentado en el XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, San Luis 2008.

RESUMEN

Durante la última década se ha incrementado el interés por la forestación de tierras agrícolas, ya que dicha práctica ha sido reconocida como un cambio de uso de la tierra que podría contribuir a mitigar el incremento de CO₂ atmosférico, debido a que puede incrementar el C₀ (carbono orgánico) especialmente en suelos que han sufrido procesos de degradación por el efecto de labranzas y uso agrícola. Según varios estudios, dos de los factores que más influyen sobre la acumulación y secuestro de C es el tipo de suelo y el manejo del sitio. El objetivo de nuestro trabajo fue evaluar el aporte plantaciones forestales (*Pinus Halepensis* y *Eucalyptus spp*) sobre la acumulación de CO comparado con una situación agrícola y una situación virgen, representada por el bosque de Caldén (*Prosopis Caldenia*), en diferentes ambientes de la RSP, diferenciados principalmente por la textura de sus suelos. A medida que la textura de los suelos es más fina, los contenidos de CO aumentan. El bosque de Caldén tendría la mayor capacidad de aporte de CO, seguido por las plantaciones forestales, lo cual indicaría diferencias en la capacidad de cada sistema para acumular CO en el suelo. Las diferencias en la acumulación de CO se hacen mayores entre las distintas prácticas de uso del suelo, en la medida que aumenta el contenido de partículas finas del mismo. Se concluye, que las plantaciones forestales tienen una mayor capacidad de aporte de CO en los suelos, en comparación a suelos agrícolas, por lo que dicha práctica puede recuperar suelos degradados por labranzas y uso agrícola en cuanto a contenidos de CO en el mediano a largo plazo.

Palabras clave: forestación, carbono orgánico, textura.

INTRODUCCIÓN

Durante la última década se ha incrementado el interés por la forestación de tierras agrícolas, ya que dicha práctica ha sido reconocida como un cambio de uso de la tierra que podría contribuir a mitigar el incremento de CO₂ atmosférico (IPCC, 2000).

La implantación de bosques puede incrementar el carbono orgánico (CO) especialmente en suelos que han sufrido procesos de degradación por el efecto de labranzas y uso agrícola (Johnson, 1992; Six et al., 2002).

Varios autores han estudiado la contribución de la forestación sobre el contenido de CO en suelos provenientes de tierras agrícolas (Huntington, 1995; Ellert & Gregorich, 1996; Bashkin & Binkley, 1998; Post & Kwon, 2000). Al respecto, Six et al., (2002) en estudios conducidos sobre Alfisoles y Molisoles de régimen údico comprobaron incrementos del 37 y 52% en los contenidos de CO de suelos forestados respecto de suelos bajo agricultura.

De acuerdo a varios estudios realizados, los factores que más influyen sobre el secuestro de C son el tipo de suelo (Lal, 2001; Jandl, R., 2001), el uso previo de la tierra (Paul et al., 2002), la especie forestal utilizada (Lal, 2001; Paul et al.; 2002; Laméni et al., 2004), el clima (Lal, 2001; Paul et al., 2002) y el manejo del sitio (Zinn et al., 2002; Lal, 2001, Six et al., 2002; Blanco-Canqui et al., 2005).

En Argentina en general, y en la Región Semiárida Pampeana (RSP) en particular, existe muy poco

conocimiento acerca del impacto de la forestación sobre el secuestro de CO en los suelos, y los factores que afectan este proceso.

Por lo tanto el objetivo de nuestro trabajo es evaluar el aporte las plantaciones forestales sobre la acumulación de CO comparado con una situación agrícola y una situación virgen, representada por el bosque de Caldén (*Prosopis Caldenia*), en diferentes ambientes de la RSP, diferenciados principalmente por la textura de sus suelos.

Por todo lo expuesto, se desprende que la cantidad de CO acumulado y estabilizado en el suelo por una misma especie forestal resultaría dependiente de la textura del mismo. Por otra parte se esperaba que bajo sistemas forestales, dicha acumulación de CO sea mayor que en la situación agrícola e inferior a la situación virgen.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio se llevó a cabo en seis sitios con condiciones edafoclimáticas contrastantes (Tabla

1 y Figura 1), correspondientes a los viveros forestales que conduce el Ministerio de la Producción de la Provincia de La Pampa. En los mismos se cuenta con parcelas forestadas de aproximadamente 7000 m² de superficie y de 35 a 40 años de edad.

Las especies forestales utilizadas en el presente trabajo, fueron *Eucalyptus* spp. y *Pinus halepensis*. Dentro de cada sitio se seleccionó un lote bajo agricultura y un espacio cubierto por bosque de caldén, cercanos a los viveros forestales, y con suelos de textura similar a los de las parcelas forestales.

En cada uno de los sitios se tomaron muestras de suelo de 0-20 cm de profundidad, y se determinó el contenido de CO por digestión ácida con Dicromato de potasio a 120 °C por 1 hora y cuantificación colorimétrica (Soon & Abboud, 1991) y la composición granulométrica de los mismos mediante el método de la pipeta de Robinson.

Con los datos obtenidos, se llevó a cabo un análisis de regresión entre las variables estudiadas.

Tabla 1. Caracterización de los sitios de estudio.

Sitio	Coordenadas	Paisaje predominante	Tipo de suelo	Pp anual
Santa Rosa	36°37' S y 64°37' O	Planicie con tosca	<i>Haplustoléntico</i>	706,7
General Acha	37°22' S y 64°35' O	Mesetas y v. transv.	<i>Torrripsammentústico</i>	608,1
Trenel	35°41' S y 64°08' O	Pl con tosca	<i>Haplustoléntico</i>	796,1
Victorica	36°12' S y 65°26' O	Médanos	<i>TorrripsammentTípico</i>	628,2
Jaguel del Monte	36°40' S y 65°41' O	Médanos	<i>TorrripsammentTípico</i>	643,9
Caleufú	35°35' S y 64°33' O	Pl. medanosa c/ tosca	<i>Haplustoléntico</i>	844,4

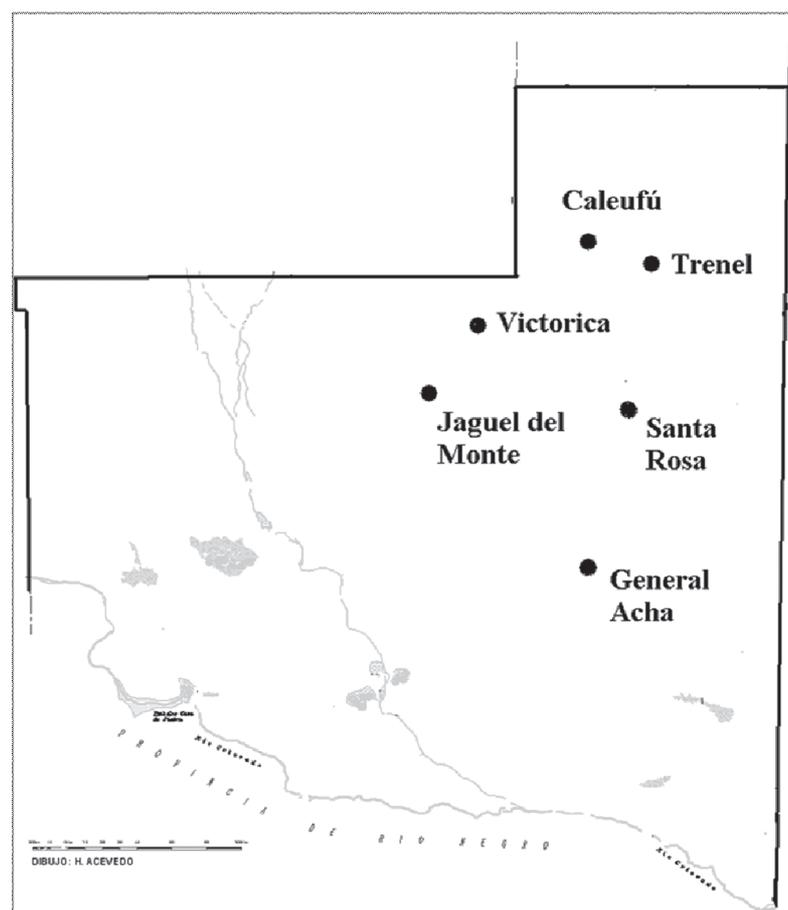


Figura 1: Ubicación de los diferentes sitios.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con el fin de comparar el aporte de la forestación en cuanto a la acumulación de CO al suelo respecto de suelos agrícolas y vírgenes, se utilizó los datos de las dos especies forestales en forma conjunta. De la Figura 2 se puede apreciar que los suelos bajo estudio abarcan un amplio rango de textura, representado en este caso por los contenidos de (L+A). Por otra parte, los contenidos de CO presentaban también variaciones importantes.

Desde un análisis más preciso, se observa a medida que la textura de los suelos es más fina, los contenidos de CO aumentan. Es importante notar que los niveles de CO en los suelos de las plantaciones forestales fueron significativamente mayo-

res que en los suelos agrícolas ($p < 0,0148$), y que a niveles bajos de L+A fueron similares a los de los suelos vírgenes. Se observó que las pendientes de las tres líneas de regresión fueron diferentes entre sí, lo cual indicaría diferencia en la capacidad del sistema para acumular CO en el suelo. El bosque de Caldén tendría la mayor capacidad de aporte de CO, seguido por las plantaciones forestales, con pendientes muy altas en comparación con suelos bajo cultivos agrícolas con una pendiente tendiente a 0 (0,016), lo cual podría ser explicado por el grado de remoción de los suelos bajo esta última situación. Las diferencias en la acumulación de CO se hacen mayores entre las distintas prácticas de uso del suelo, en la medida que aumenta el contenido de fracciones granulométricas finas del mismo.

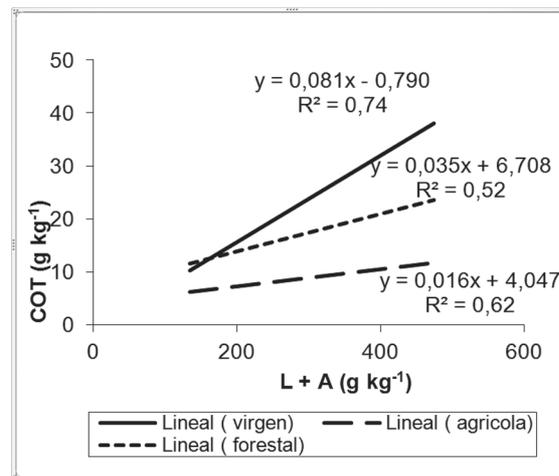


Figura 2. Contenido de CO en función del contenido de limo más arcilla de los diferentes suelos.

CONCLUSIONES

La textura del suelo influyó sobre la capacidad de acumulación de CO. A partir de las pendientes de las curvas de regresión se desprende que las plantacio-

nes forestales tienen una mayor capacidad de aporte de CO en los suelos, en comparación a suelos agrícolas, por lo que dicha práctica puede recuperar suelos degradados por labranzas y uso agrícola en cuanto a contenidos de CO en el mediano a largo plazo.

BIBLIOGRAFÍA

- Bashkin, M. A. y D. Binkley. 1998. Changes in soil carbon following afforestation in Hawaii. *Ecology* 79:828-833.
- Ellert, B., and E. G. Gregorich. 1996. Storage of C, N, and P in cultivated and adjacent forest soils of Ontario. *Soil Sci.* 1619:587-603.
- Hungtinton, T. G. 1995. Carbon sequestration in an agrgrading forest ecosystem in the Southeastern USA. *Soil Sci. Soc. Am J.* 59:1459-1467.
- Jandl, R. 2001. Medición de tendencias en el tiempo del almacenamiento de carbono del suelo. Centro de Investigación Forestal. Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en los Ecosistemas Forestales.
- Johnson, D.W. 1992. Effects of forest management on soil carbon storage. *Water Air Soil Pollut.* 64:83-120.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2000. *Land use, Land-use Change and Forestry*. Cambridge University Press, Cambridge, 377 pp.
- Lal, R. 2001. The Potencial of soil carbon sequestration in forest ecosystem to mitigate the greenhouse effect. In Lal, R. (ed), *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect*. Soil Science Society of America. Special publication, VOL. 57. Madison, WI.
- Lamenih, M., M. Olsson, E. Karlum. 2004. Comparison of soil attributes under *Cupressus lusitanica* and *Eucalyptus saligna* established on abandoned farmlands whit continuously cropped farmlands and natural forest in Ethiopia. *Forest ecology and management*. 195: 57-67.
- López-Ulloa, M., E. Veldkamp, G. H. J. de Koning. 2005. Soil Carbon Stabilization in Converted Tropical Pastures and Forests Depends on Soil Type. *Soil Sci Soc Am J* 69:1110-1117.
- Lugo, A. E., and M. J. Sanchez. 1986. Land use and organic carbon content of some tropical soils. *Plant Soil* 96:185-196.
- Paul, K. I., polglase, P. J., Nyakuengama, J. G., Khanna, P. K., 2002. Change ion soil carbon following afforestation. *For ecol manage* 168: 241-57
- Post, W. M., and K. C. Kwon. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potencial. *Global Change Biol.* 63:317-327.
- Six, J., P. Callewaert, S. Lenders, S. De Grize, S. J. Morris, E. G. Gregorich, E.A. Paul and K. Paustian. 2002. Measuring and understanding Carbon Storage in Afforested Soils by Physical Fractionation. *Soils Science Society of America Journal.* 66:1981-1987.
- Soon, Y., S. Abboud. 1991. Comparison of some methods for soil organic carbon determination. *Commun. Soil Sci. Plant. Anal.* 22:943-954.
- Zinn, Y. L., Resck, D. V. S., da Siolva, J. E. 2002. Soil Organic Carbon as affected by afforestation with *Eucalyptus* and *Pinus* in Cerrado region of Brazil. *For Ecol Manage* 166: 285-294.

FRACCIONES DE CARBONO ORGÁNICO POR TAMAÑOS DE AGREGADOS EN DOS SUELOS BAJO MANEJOS CONTRASTANTES

Roldán, M.F.^{1, 2}; G.A. Studdert²; C.C. Videla²; L. Picone² & S. San Martino²

¹ INTA EEA Sáenz Peña, Ruta Nac. 95 km 1108, (3700) Pcia. Roque Sáenz Peña, Chaco; ² Fac. Ciencias Agrarias (UNMdP), Unidad Integrada Balcarce; C.C. 276; (7620) Balcarce, Buenos Aires. mariaflores_rolan@hotmail.com; Ruta 95 km 1108, (3700) Pcia. R. Sáenz Peña, Chaco; 03732-15401407

Trabajo Presentado en el XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo Mar del Plata, Argentina.2012

RESUMEN

El carbono orgánico particulado (COP) está físicamente protegido en los agregados del suelo, lo que influye en procesos que tienen un profundo efecto sobre su dinámica, la estabilidad de los agregados y el ciclo de los nutrientes. El conocimiento de la distribución del COP en los agregados y de su dinámica, relacionados con los sistemas de labranza y la textura del suelo, es necesario para comprender mejor la dinámica del C para un manejo sustentable de los agroecosistemas. Se tomaron muestras (0-5 y 5-20 cm) de dos ensayos de larga duración sobre suelos con diferente textura y contenido de carbono orgánico, representativos del Sudeste Bonaerense (Balcarce y Barrow). Ambos ensayos fueron iniciados en 1997 sobre una pastura de 4 años con una rotación girasol-trigo-maíz bajo siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Las muestras se re-humedecieron por sumergimiento o mojado violento (MV) y por capilaridad (MC) y se tamizaron en agua por distintos tamices. Se determinó carbono orgánico total (COT), asociado a la fracción mineral (COA), COP fino (COPf) y grueso (COPg). Bajo SD se produjo mayor acumulación de COT en la capa superficial, tanto en los macroagregados (MA) como en los microagregados (MI), que bajo LC. Las diferencias se deberían a cambios en las concentraciones de las fracciones de COP. El COPf estuvo más protegido en los agregados que el COPg, y especialmente en los MA, proporcionando a éstos mayor estabilidad. Por otra parte, el suelo de Balcarce expuso mayor capacidad para secuestrar C que el de Barrow.

Palabras clave: carbono orgánico particulado; siembra directa, labranza convencional.

INTRODUCCIÓN

Las prácticas agrícolas inapropiadas son la causa principal de la degradación del suelo que lleva a la disminución de la productividad agrícola, al deterioro de recursos y ecosistemas básicos, y a la pérdida de biodiversidad (Doran et al., 1996). Para revertir estas tendencias es necesaria la elección de sistemas de manejo en el largo plazo adecuados para el suelo y los cultivos, que permitan restaurar sus propiedades (Lal, 1998).

Se ha observado que el carbono (C) orgánico particulado (COP) está correlacionado con la rápida disminución de los contenidos del C orgánico total (COT) al cultivar suelos vírgenes (Puget & Lal, 2005). Asimismo, esta fracción es muy sensible a los cambios producidos por las prácticas de manejo (Cambardella & Elliott, 1992), ocasionando variaciones en la disponibilidad de nutrientes para los cultivos y en la estabilidad de la estructura del suelo (Carter, 2002; Bouajila & Gallali, 2010). El COP está físicamente protegido en los agregados del suelo, lo que influye en diferentes procesos que tienen un profundo efecto sobre su dinámica, la estabilidad de los agregados y el ciclo de los nutrientes (Six et al., 2004).

En el Sudeste de la Provincia de Buenos Aires (SEBA) se ha comprobado que la variación del COP es más

sensible que la del COT ante prácticas de manejo de suelo y cultivos contrastantes (Eiza et al., 2005). Sin embargo, a pesar de la relación entre el COP y la capacidad del suelo de proveer nutrientes a los cultivos, los contenidos de esta fracción de C no se relacionaron con los rendimientos y las respuestas a la fertilización de los cultivos bajo siembra directa (SD) o bajo labranza convencional (LC) (Domínguez et al., 2009). La posible localización física diferencial del COP en los agregados bajo ambos sistemas de labranza podría ser condicionante de su mineralización y de la expresión de la capacidad del suelo de proveer nutrientes. La distribución del COP en diferentes categorías de agregados bajo diferentes sistemas de labranza, no ha sido estudiada en suelos del SEBA. El conocimiento de la distribución del COP en los agregados del suelo y de su dinámica, relacionadas con los sistemas de labranza y la textura del suelo, contribuirá a comprender mejor la dinámica del C para un manejo sustentable. El objetivo de este trabajo fue evaluar la distribución de los contenidos de las fracciones de C orgánico en los distintos tamaños de agregados en dos sitios representativos del SEBA (Barrow y Balcarce) y bajo dos sistemas de labranza (SD y LC).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizaron muestras de suelo de dos ensayos de larga duración, ubicados sobre suelos representativos del SEBA. El Sitio 1 fue el ensayo de Labranzas, ubicado en la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) INTA Balcarce, sobre un complejo de suelos de Argiudol Típico y Paleudol Petrocálcico con textura superficial franca (238, 347, 424 g kg⁻¹ de arcilla, limo y arena, respectivamente), y un contenido inicial de 3,56 g COT 100 g⁻¹ de suelo. El Sitio 2 fue el ensayo de Labranzas y Rotaciones ubicado en EEA Integrada INTA Barrow, Tres Arroyos, sobre un suelo Paleudol Petrocálcico con textura franco-arcillo-arenosa (259, 269, 472 g kg⁻¹ de arcilla, limo y arena, respectivamente), y un contenido inicial de 2,26 g COT 100 g⁻¹ de suelo. Ambos ensayos fueron iniciados en 1997 sobre una pastura de 4 años, con una rotación girasol (*Helianthus annuus* L.) – trigo (*Triticum aestivum* L.) – maíz (*Zea mays* L.) bajo SD y LC y un diseño en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones.

En ambos sitios, en parcelas bajo SD y LC, se to-

maron muestras compuestas a 0 - 5 y 5 - 20 cm de profundidad con un muestreador de 4,5 cm de diámetro. Cada muestra fue tamizada en fresco por un tamiz de 8 mm y luego secada a 50 °C. En 150 g de cada muestra seca se realizó el fraccionamiento por tamaño de agregados, luego de utilizar dos métodos de re-humedecimiento: mojado violento (MV) y por capilaridad (MC) (Six et al., 1998). Tamizando las muestras sometidas a cada una de ellos sucesivamente a través de tamices de distinta malla (2000 µm, 250 µm y 50 µm), se separan agregados sometidos a diferentes fuerzas de disrupción.

A cada una de las fracciones de tamaño de agregados se le realizó otro fraccionamiento físico para obtener la fracción orgánica asociada a limos más arcillas y la fracción orgánica particulada (> 50 µm). Se utilizó el método descrito por Cambardella y Elliott (1992), con modificaciones propuestas por Six et al. (1998), quienes propusieron dividir la fracción orgánica particulada en gruesa (> 250 µm) y fina (250 - 50 µm) debido al distinto rol de cada una de ellas en el suelo.

Los contenidos de COT y de C orgánico asociado (COA) y particulado fino (COPf) de cada fracción de agregados se determinaron por el método de oxidación húmeda con mantenimiento de la temperatura de reacción (Schlichting et al., 1995). Los contenidos de C orgánico particulado grueso (COPg) se determinaron por diferencia. Los contenidos de las distintas fracciones de C orgánico en las fracciones por tamaño de agregados, se expresaron en unidades de concentración referidas a la masa de la fracción de agregados correspondiente (g 100 g⁻¹ fracción de agregado). Los resultados se presentan para las capas superficial (0 - 5 cm) y arable (0 - 20 cm, promedio ponderado de 0 - 5 cm y 5 - 20 cm) y para las fracciones por tamaño de agregados: macroagregados (MA) (>250 µm, suma de >2000 µm y 2000 - 250 µm), microagregados (MI) (250 - 50 µm) y fracción < 50 µm.

Los resultados fueron analizados mediante un análisis de varianza para un modelo mixto en el cual los sistemas de labranza y los sitios fueron considerados como efectos fijos y los bloques como aleatorios. Se utilizó el procedimiento MIXED del sistema SAS (Statistical Analysis System, SAS Institute, 2009). En todos los casos se consideró un nivel de significación del 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la capa superficial del suelo (Tabla 1) las concentraciones de COT en los MA y los MI fueron, en general, mayores ($p < 0,05$) bajo SD que bajo LC, independientemente del método de humedecimiento. Por otro lado, en la capa arable (Tabla 1) no se detectaron diferencias ($p > 0,05$) en los contenidos de COT entre los sistemas de labranza en las distintas fracciones de agregados. Asimismo, los contenidos de COT en las diferentes fracciones de agregados mostraron, en general, diferencias significativas ($p < 0,05$) a favor de Balcarce en ambas capas de suelo. Los contenidos de COA (Tabla 2) en los MA de la capa superficial luego del MC, no fueron diferentes ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza. Sin em-

bargo, los de los MI fueron mayores ($p < 0,05$) bajo LC que bajo SD. Contrariamente, luego del MV, los MA de la capa superficial presentaron mayores ($p < 0,05$) concentraciones de COA bajo SD que bajo LC, mientras que en los MI, no hubo diferencias ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza. Por otra parte, en toda la capa arable, luego del MC la tendencia fue la misma que en los primeros 5 cm. El mismo comportamiento se verificó, luego del MV, excepto en los MA y en los MI de Balcarce, en los que los contenidos de COA fueron iguales ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza, y mayores ($p < 0,05$) bajo LC que bajo SD, respectivamente. Asimismo, los contenidos de COA en ambas capas luego del MV, fueron mayores ($p < 0,05$) en Balcarce que en Barrow tanto, en los MA como en los MI.

Tabla 1. Comparaciones de medias de COT en cada fracción de agregados. Letras minúsculas o mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza (dentro de cada sitio o independientemente del sitio, según corresponda) o entre los sitios (dentro de cada labranza o independientemente de la misma, según corresponda), respectivamente, dentro de cada fracción de agregados, método de humedecimiento y profundidad.

	COT (g C . 100 g de FA ¹)					
	Métodos de Mojado					
	Violento			Por Capilaridad		
	Fracción de Agregados (μm) (FA)					
	> 250	250-50	< 50	> 250	250-50	< 50
0 - 5 cm						
Promedio SD	6,56 a	-	3,68 a	6,51 a	-	3,81 a
Promedio LC	5,67 b	-	3,60 a	5,48 b	-	3,65 a
Promedio Balcarce	6,78 A	-	4,04 A	6,54 A	-	4,14 A
Promedio Barrow	5,46 B	-	3,24 B	5,44 B	-	3,32 B
SD-Balcarce	-	2,53 aA	-	-	2,76 aA	-
SD-Barrow	-	1,88 aB	-	-	2,11 aB	-
LC-Balcarce	-	2,20 bA	-	-	2,06 bA	-
LC-Barrow	-	1,77 aB	-	-	1,85 bA	-
0 - 20 cm						
Promedio SD	5,48 a	1,99 a	3,43 a	5,52 a	1,99 a	3,43 a
Promedio LC	5,51 a	1,91 a	3,54 a	5,34 a	1,89 a	3,60 a
Promedio Balcarce	6,18 A	2,28 A	3,90 A	6,02 A	2,16 A	3,92 A
Promedio Barrow	4,81 B	1,62 B	3,07 B	4,84 B	1,72 B	3,11 B

Los contenidos de COPf (Tabla 2) en la capa superficial fueron mayores ($p < 0,05$) bajo SD que bajo LC, utilizando cualquiera de los métodos de humedecimiento. En la capa arable, sólo se detectaron diferencias en COPf entre los sistemas de labranza en los MA luego del MV, siendo el

contenido superior ($p < 0,05$) bajo LC que bajo SD, y en los MI luego del MC, siendo las concentraciones mayores ($p < 0,05$) bajo SD que bajo LC. Por otro lado, las concentraciones de COPg sólo fueron mayores ($p < 0,05$) bajo SD que bajo LC luego del MC en los primeros 5 cm de suelo. En

las otras situaciones, las concentraciones de COPg no difirieron ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza. Los contenidos de COPf y de COPg luego del MC (Tabla 2) fueron, en general, iguales ($p > 0,05$) entre sitios, en ambas capas de suelo. Por otro lado, luego del MV, los contenidos de COPf y COPg fueron mayores ($p < 0,05$) en Balcarce que en Barrow en las dos capas de suelo.

Coincidiendo con Elliott (1986), en este trabajo los MI presentaron menores concentraciones de COT que los MA y en la capa superficial mayo-

res contenidos bajo SD que bajo LC (Tabla 1). Por otra parte, si bien en coincidencia con otros autores (Denef et al., 2004; Yamashita et al., 2006), de 0 - 5 cm las concentraciones de COA en los MA fueron también mayores ($p < 0,05$) bajo SD que bajo LC, el COA representó una alta proporción del COT (~ 69 %), similar para ambos sistemas de labranza. Es decir que las mayores concentraciones de COT, especialmente en los MA bajo SD con respecto a LC, estarían relacionadas a cambios en las concentraciones de las fracciones de COP.

Tabla 2. Comparaciones de medias de las fracciones del COT en cada fracción de agregados. Letras minúsculas o mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza (dentro de cada sitio o independientemente del sitio, según corresponda) o entre los sitios (dentro de cada labranza o independientemente de la misma, según corresponda), respectivamente, dentro de cada fracción de agregados, método de humedecimiento y profundidad.

	Método de Mojado									
	Violento					Por Capilaridad				
	COPg		COPf		COA	COPg		COPf		COA
	g C . 100 g de FA ⁻¹									
FA (µm)										
	> 250	> 250	250-50	> 250	250-50	> 250	> 250	250-50	> 250	250-50
0 - 5 cm										
Promedio SD	0,52 a	1,54 a	0,57 a	4,52 a	1,60 a	0,93 a	1,37 a	-	4,22 a	1,03 b
Promedio LC	0,41 a	1,33 b	0,34 b	3,95 b	1,64 a	0,54 b	0,93 b	-	4,01 a	1,28 a
Promedio Balcarce	0,59 A	1,50 A	0,57 A	4,69 A	1,82 A	0,84 A	1,01 A	-	4,69 A	1,20 A
Promedio Barrow	0,33 B	1,36 B	0,35 B	3,78 B	1,43 B	0,63 A	1,28 A	-	3,54 B	1,11 A
SD-Balcarce	-	-	-	-	-	-	-	1,66 aA	-	-
SD-Barrow	-	-	-	-	-	-	-	1,05 aB	-	-
LC-Balcarce	-	-	-	-	-	-	-	0,62 bA	-	-
LC-Barrow	-	-	-	-	-	-	-	0,61 bA	-	-
0 - 20 cm										
Promedio SD	0,32 a	0,97 b	0,41 a	-	-	0,61 a	0,91 a	1,04 a	4,00 a	0,86 b
Promedio LC	0,36 a	1,13 a	0,32 a	-	-	0,52 a	0,79 a	0,61 b	4,03 a	1,22 a
Promedio Balcarce	0,44 A	1,15 A	0,49 A	-	-	0,63 A	0,72 A	0,92 A	4,68 A	1,15 A
Promedio Barrow	0,23 B	0,95 B	0,23 B	-	-	0,50 A	0,98 A	0,73 A	3,36 B	0,94 A
SD-Balcarce	-	-	-	4,60 aA	1,72 bA	-	-	-	-	-
SD-Barrow	-	-	-	3,78 aB	1,39 aB	-	-	-	-	-
LC-Balcarce	-	-	-	4,60 aA	1,85 aA	-	-	-	-	-
LC-Barrow	-	-	-	3,50 bB	1,33 aB	-	-	-	-	-

En la capa superficial, si bien se observó una mayor concentración de COPf bajo SD que bajo LC, tanto en los MA como en los MI, se observó además que, independientemente del sistema de labranza, las concentraciones de COPf en los MA estables que persistieron luego del MV se incrementaban respecto a las observadas luego del MC (Tabla 2). Six et al. (1998) informaron una mayor proporción de COPf bajo SD que bajo LC retenida en los MI dentro de los MA, por lo cual concluyeron que el turnover lento de los MA bajo SD conduce al secuestro de

C, principalmente como COPf. Asimismo, la menor concentración de COPg en los agregados luego del MV, pusieron en evidencia que el COPf estuvo mejor protegido dentro de los MA o que el COPf es químicamente más recalcitrante, con menor tasa de descomposición bajo SD que bajo LC. Por otro lado, Roldán et al. (2010) informaron que los MA en la capa superficial de los suelos analizados fueron más estables bajo SD que bajo LC. Por lo tanto, se confirma que el sistema de labranza menos agresivo favoreció la acumulación de COPf dentro de MA más

estables, protegiéndolo con ello de la degradación por microorganismos (Six et al., 2002). Las menores concentraciones de COPf (Tabla 2) y de COA en los MA bajo LC, ponen en evidencia que este sistema de labranza alteró el proceso de formación y estabilización de MA. Por lo tanto, debido al turnover más lento de los agregados bajo SD, se puede afirmar que el COPf es la fracción que se pierde bajo LC, pero que en el caso de la SD, queda secuestrada probablemente en los MI dentro de los MA estables. Asimismo, en la capa arable, la distribución de las concentraciones de COPf y COPg en los MA y los MI, siguió, en general, el mismo patrón que en superficie independiente del método de humedecimiento. Sin embargo, se observó que bajo SD, estas concentraciones fueron, en general, menores en toda la capa arable que a 0 - 5 cm de profundidad, mientras que bajo LC fueron muy similares en ambas las capas (Tablas 2). La similitud en las concentraciones de COT en la capa arable de los dos sistemas de labranza era esperable, dado que la SD incrementa los contenidos de COT en los diferentes tamaños de agregados en los primeros 0 - 5 cm del suelo pero, en general, ese incremento se diluye en toda la capa arable (Beare et al., 1994; Six et al., 1998). Por otra parte, el laboreo mezcla la capa arable del suelo, por lo que, en general, los contenidos de COT son similares entre las dos profundidades analizadas (Franzluebbers, 2002).

Por otra parte, los resultados presentados en las Tablas 1 y 2 pusieron en evidencia la mayor capacidad de los suelos de Balcarce para secuestrar C, con respecto a los de Barrow. Estas desigualdades en los contenidos de C entre los sitios, podrían estar asociadas con los contenidos originales de COT y las características texturales de cada sitio, ya que éstos afectan la cantidad, la calidad y la distribución de las fracciones de C. Por otro lado, también podrían estar relacionadas a las condiciones ambientales del

suelo, las que condicionan a los microorganismos y su grado de protección en el suelo (Balesdent et al., 2000; Galantini et al., 2008), como así también a la productividad de los cultivos (Domínguez et al., 2009). En Balcarce, las mayores concentraciones de COA, COPg y COPf determinadas en los agregados (Tablas 2), comprueban que los factores intervinientes en los procesos de descomposición, formación y estabilización de estas fracciones de C tuvieron condiciones físicas, químicas y biológicas más favorables, que le permitieron ser más eficientes en el secuestro de C que en Barrow.

CONCLUSIÓN

En los suelos bajo estudio, la SD permitió una mayor acumulación de COT, tanto en los MA como en los MI, que un sistema más agresivo, especialmente en la capa superficial. La mayor concentración en ésta se debió, principalmente, a cambios en las concentraciones de las fracciones de COP, especialmente de COPf. El COPf estuvo más protegido que el COPg en los agregados, especialmente en los MA, proporcionando a éstos, mayor estabilidad. Asimismo, esas diferencias en C orgánico entre los sistemas de labranza no se detectaron en la capa arable. Por otra parte, la mayor capacidad del suelo de Balcarce para secuestrar C en relación al suelo de Barrow estaría asociada a la diferencia en textura y en contenido inicial de COT entre los mismos.

AGRADECIMIENTOS

La información presentada son datos parciales de la Tesis de Maestría de la primera autora. El presente trabajo fue financiado con fondos de los Proyectos del INTA AERN-294451 y PNCER-022411 y de la UNMdP AGR-336/10.

BIBLIOGRAFÍA

- Balesdent, J; C Chenu & M Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Till. Res.* 53(3-4):215-230.
- Beare, MH; ML Cabrera; PF Hendrix & DC Coleman. 1994. Aggregate-protected and unprotected organic matter pool in conventional and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58(3):787-795.
- Bouajila, A & T Gallali. 2010. Land use effect on soil and particulate organic carbon, and aggregate stability in some soils in Tunisia. *Afr. J. Agric. Res.* 5(8):764-774.
- Cambardella, CA & ET Elliott, 1992. Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56(3):777-783.
- Carter, MR. 2002. Soil quality for sustainable land management; organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agron. J.* 94(1):38-47.
- Denef, K; J Six; R Merckx & K Paustian. 2004. Carbon sequestration in micro-aggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68(6):1935-1944.
- Domínguez, GF; NV Diovisalvi; GA Studdert & MG 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, JW; M Sarrantonio & MA Liebig. 1996. Soil health and sustainability. In: Sparks, D.L. ed. *Advances in Agronomy*. Academic Press Inc., San Diego, California pp.1-54.
- Eiza, MJ; N Fioriti; GA Studdert & HE Echeverría. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: Efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. *Ci. Suelo* 23(1):59-67.
- Elliott, ET. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50(3):627-633.
- Franzluebbers, AJ. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Till. Res.* 66(2):95-106.
- Galantini, JA; J Iglesias; M Landriscini; L Suñer & G Minoldo. 2008. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en sistemas naturales y cultivados. En Galantini, J.A. ed. *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. Ed. UNS Bahía Blanca, Argentina. pp.71-95.
- Lal, R. 1998. Soil Quality and Sustainability. En Lal, R.; Blum, W.; Valentine, C.; Stewart, B.A. (eds.), *Methods for Assessment of Soil Degradation*. CRC Press, Boca Raton, Florida, EEUU. pp. 17-30.
- Puget, P & 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(1-2):201-213.
- Roldán, MF; GA Studdert & CC Videla. 2010. Distribución de tamaños de agregados en dos suelos del Sudeste Bonaerense bajo manejos contrastantes. En actas "XXII CACS, Rosario, Santa Fe. CD-Rom.
- SAS Institute Inc. 2009. SAS OnlineDoc® 9.2. Cary, NC: SAS Institute Inc. [en línea] <<http://www.sas.com>>[consulta: 5 de mayo de 2010].
- Schlichting, E; HP Blume & K Stahr. 1995. *Bodenkundliches Praktikum*. Paul Parey. Hamburg, Berlin. 209 p.
- Six, J; ET Elliott; K Pautian & JW Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62(5):1367-1377.
- Six, J; RT Conant; EA Paul & K Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil* 241(2):155-176.
- Six, J.; H Bossuyt; S Degryze & K Denef. 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Till. Res.* 79(1):7-31.
- Yamashita, T; H Flessa; B John; M Helfrich & B Ludwig. 2006. Organic matter in density fractions of water-stable aggregates in silty soils: Effect of land use. *Soil Biol. Biochem.* 38(11):3222-3234.

CAMBIOS DE DISTRIBUCIÓN DE LAS FRACCIONES DE CARBONO ORGÁNICO EN AGREGADOS DEL SUELO EN RELACIÓN A SU SITUACIÓN PRÍSTINA

Roldán, M.F.^{1, 2 *}; G.A. Studdert²; C.C. Videla²; L. Picone² & S. San Martino²

¹ INTA EEA Sáenz Peña, Ruta Nac. 95 km 1108, (3700) Pcia. Roque Sáenz Peña, Chaco; ² Fac. Ciencias Agrarias (UNMdP), Unidad Integrada Balcarce; C.C. 276; (7620) Balcarce, Buenos Aires. mariaflores_rolan@hotmail.com; 03732-15401407.

Trabajo Presentado en el XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo Mar del Plata, Argentina, 2012

RESUMEN

El contenido de carbono orgánico (CO) del suelo es un parámetro importante para seguir la dinámica de las propiedades edáficas relacionadas con el uso. La dinámica y el equilibrio de la fracción orgánica en el suelo pueden ser modificados por factores naturales y antrópicos. La magnitud y oportunidad de estos cambios pueden ser diferentes entre suelos y entre formas de uso, y resultan frecuentemente dependientes de la condición inicial de los mismos, y de los efectos de distintos sistemas de labranza. Se tomaron muestras (0-5 y 5-20 cm) de dos ensayos de larga duración sobre suelos con diferente textura y contenidos de carbono orgánico, representativos del Sudeste Bonaerense (Balcarce y Barrow) y su situación pseudo-prístina correspondiente (Parque). Ambos ensayos fueron iniciados en 1997 sobre una pastura de 4 años con una rotación girasol-trigo-maíz bajo siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Las muestras se re-humedecieron por sumergimiento o mojado violento y se tamizaron en agua por distintos tamices. Se determinó CO total (COT), asociado a la fracción mineral (COA), CO particulado (COP) y sus disminuciones porcentuales relativas al Parque. A pesar de su menor concentración de COP en los macroagregados (MA) estables en la capa superficial, el suelo con textura más gruesa (Barrow) sufrió menores pérdidas con respecto a la situación pseudo-prístina, lo cual sugiere una mayor protección del COP en el mismo debido a su mayor contenido de arcilla en la fracción menor que 50µm.

Palabras clave: carbono orgánico particulado; siembra directa; labranza convencional.

INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso natural no renovable en la escala de tiempo humano, dinámico y propenso a una rápida degradación por el mal uso. La degradación del suelo involucra cambios negativos que además de amenazar a la seguridad alimentaria, lo hace con la calidad del medio ambiente. El conocimiento de métodos de evaluación de la degradación y de la tecnología de restauración del suelo puede ser ampliamente mejorado si se comprenden los umbrales críticos de las propiedades del suelo que influyen en la salud del mismo (Lal, 1998).

El contenido y la variación del CO del suelo puede dar indicios tempranos (Cambardella & Elliott, 1992; Eiza et al., 2005) de los efectos producidos por las prácticas de manejo en suelos sometidos a cambios en su uso o del sistema de producción (Rosell, 2008), debido a su marcado efecto sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas edáficas (Studdert & Echeverría 2000; Gasparoni, 2008). La dinámica y el equilibrio de la fracción orgánica en el suelo pueden ser modificados por factores naturales y antrópicos, por lo cual es vital conocer la magnitud y las implicancias de los cambios. La dimensión y la oportunidad de esos cambios pueden ser diferentes entre suelos y entre formas de uso, y resultan frecuentemente dependientes de la condición inicial de los mismos, y de los efectos de distintos sistemas de labranza y secuencias de cultivos sobre los contenidos de CO y de las propiedades físicas más estrechamente relacionadas con la productividad de los cultivos (Quiroga et al., 1998). Golchin et al. (1995) comprobaron que la diferen-

cia entre suelos cultivados y no cultivados, reside principalmente en las cantidades de COP ocluidas dentro de los agregados, mientras que el COA con partículas de arcilla muestra pequeños cambios. De esta manera la mineralogía del suelo junto con la distribución de partículas de distintos tamaños, regulan la capacidad del suelo de preservar el C y, por consiguiente, su agregación (Six et al., 2000; Christensen, 2001) contribuyendo al secuestro de carbono. Por ello, para las condiciones ambientales del Sudeste Bonaerense (SEBA) se hipotetiza que la disminución de los contenidos de COP, relativa a situaciones no disturbadas, es mayor bajo LC que bajo SD en a) suelos de textura más gruesa, b) en su capa superficial y c) dentro de los MA.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizaron muestras de suelo de dos ensayos de larga duración, ubicados sobre suelos representativos del SEBA. El Sitio 1 fue el ensayo de Labranzas, ubicado en la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) INTA Balcarce, sobre un complejo de Argiudol Típico y Paleudol Petrocálcico con textura superficial franca (238, 347, 424 g kg⁻¹ de arcilla, limo y arena, respectivamente), y un contenido inicial de 3,56 g COT 100 g⁻¹ de suelo. El Sitio 2 fue el ensayo de Labranzas y Rotaciones ubicado en EEA Integrada INTA Barrow, Tres Arroyos, sobre un suelo Paleudol Petrocálcico con textura franco-arcillo-arenosa (259, 269, 472 g kg⁻¹ de arcilla, limo y arena, respectivamente), y un contenido inicial de 2,26 g COT 100 g⁻¹ de suelo. Ambos ensayos fueron iniciados en 1997 sobre una pastura de 4 años, con una rotación girasol (*Helianthus annuus* L.) – trigo (*Triticum aestivum* L.) – maíz (*Zea mays* L.) bajo SD y LC y un diseño en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Además, en cada uno de los sitios experimentales, se tomaron muestras de suelo de una situación pseudo-prístina que se denominó Parque. Dada su prolongada condición sin disturbar, los Parques, tanto de Balcarce como de Barrow, se asumieron como similares a la situación original de cada suelo y se consideraron como referencia para evaluar el estado actual de los suelos laboreados.

En ambos sitios, se tomaron muestras compuestas a 0-5 y 5-20 cm de profundidad con un muestreador de 4,5 cm de diámetro. Cada muestra fue tamizada en fresco por un tamiz de 8 mm y luego secada a

50 °C. En 150 g de muestra seca se realizó el fraccionamiento por tamaño de agregados, luego de re-humedecer al suelo seco por sumergimiento en agua (mojado violento, MV) (Six et al., 1998). Las muestras sometidas a este mojado se tamizaron sucesivamente a través de tamices de distinta malla (2000 µm, 250 µm y 50 µm).

A cada una de las fracciones de agregados se les realizó otro fraccionamiento físico para obtener la fracción orgánica asociada a limos más arcillas y la fracción orgánica particulada (> 50 µm). Se utilizó el método descrito por Cambardella & Elliott (1992), dividiendo la fracción orgánica particulada en gruesa (> 250 µm) y fina (250-50 µm) debido al distinto rol de cada una de ellas en el suelo (Six et al., 1998). Los contenidos de COT, COA y COP de cada fracción de agregados se determinaron por el método de oxidación húmeda con mantenimiento de la temperatura de reacción (Schlichting et al., 1995). Los contenidos de las distintas fracciones de C orgánico en las fracciones por tamaño de agregados, se expresaron en unidades de concentración referidas a la masa de la fracción de agregados correspondiente (g 100 g⁻¹ fracción de agregado). A los efectos de evaluar los cambios en la concentración de las distintas fracciones de C en cada uno de los tamaños de agregados en relación a la situación no disturbada, se calculó la disminución porcentual relativa (%) de la concentración de una determinada fracción de C en un determinado tamaño de agregado, respecto a la concentración de dicha fracción en el mismo tamaño de agregado del Parque de cada sitio.

Los resultados se presentan para las capas superficial (0–5 cm) y subsuperficial (5–20 cm) y para las fracciones por tamaño de agregados: macroagregados (MA) (>250 µm, suma de >2000 µm y 2000–250 µm), y microagregados (MI) (250–50 µm). Los resultados fueron analizados mediante un ANOVA para un modelo mixto en el cual los sistemas de labranza y los sitios fueron considerados como efectos fijos y los bloques como aleatorios. Se utilizó el procedimiento MIXED del sistema SAS (Statistical Analysis System, SAS Institute Inc., 2009). En todos los casos se consideró un nivel de significación del 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se pueden observar las concen-

traciones de las distintas fracciones de C en los diferentes tamaños de agregados del Parque y los sistemas de labranza correspondientes a cada sitio, luego del MV a las dos profundidades evaluadas. Los contenidos de COT en el Parque, independientemente del sitio, fueron en general, superiores a los determinados bajo SD y LC tanto en los MA como en los MI, en las capas superfi-

cial y subsuperficial. Esto puso en evidencia que los contenidos originales de C de los suelos estudiados disminuyeron al ser puestos en producción pero, por otra parte, que esa disminución fue mayor en la capa superficial y bajo LC. Asimismo, se puede observar (Figura 1) que el contenido de COT fue, en todos los casos, mayor en los MA que en los MI.

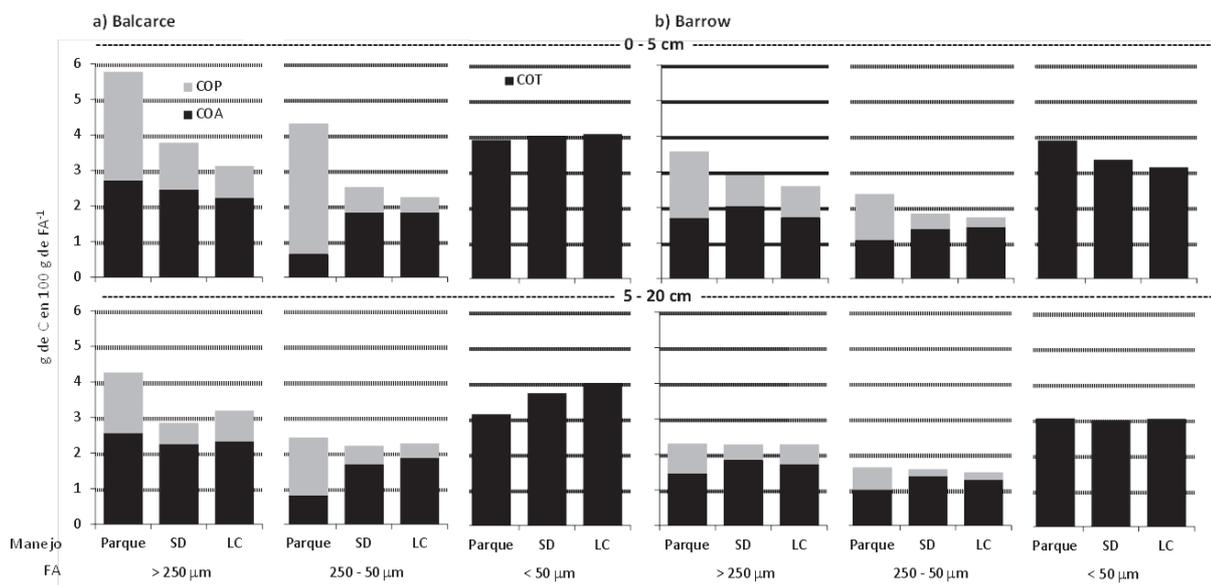


Figura 1. Concentraciones absolutas de carbono orgánico particulado (COP), asociado (COA) y total (COT) (columna de COP + columna de COA en >250 μm y 250-50 μm) del Parque, Siembra Directa (SD) y Labranza convencional (LC) y para los sitios Balcarce (a) y Barrow (b) en cada fracción de agregados (FA), a dos profundidades.

Se evidenció una mayor protección de C, en los MA que en los MI luego del disturbio del suelo debido al MV. Sin embargo, las diferencias en las concentraciones de COT entre el Parque y los sistemas de labranza, tanto en los MA como en los MI (Figura 1), se debieron a cambios en las concentraciones de COP, dado que las concentraciones de COA fueron en general, similares entre el Parque y los sistemas de labranza. Esto confirma lo informado por numerosos autores, quienes observaron, que las caídas de los contenidos de COT al cultivar suelos vírgenes, se debían a cambios en los contenidos de COP (Golchin et al., 1995; Puget & Lal, 2005).

Por otra parte, puede observarse que las concentraciones de COT en el Parque de Balcarce fueron superiores a las determinadas en el de Barrow tanto en los MA como en los MI, y muy similares en la

fracción < 50 μm, a las dos profundidades evaluadas (Figura 1). Estos resultados están en línea con los valores de COT originales reportados para Balcarce (3,56 g COT 100 g⁻¹ de suelo) y Barrow (2,26 g COT 100 g⁻¹ de suelo), y con los contenidos de COT determinados en la masa total del suelo de cada sitio en las distintas profundidades (datos no mostrados).

Los resultados mostrados en la Figura 1 ponen de manifiesto que las labranzas menos agresivas como la SD, favorecieron el secuestro de C, especialmente como COP, en los MA y en menor medida en los MI en la capa superficial del suelo en relación a la situación sin disturbar. Asimismo, el mayor contenido de COT y de COP en los MA de los Parques se relacionó con una mayor estabilidad de los mismos con respecto a la observada bajo los dos sistemas de labranza en ambos sitios (Roldán, 2012). Por otra

parte, la mayor capacidad del suelo de Balcarce con respecto al de Barrow para secuestrar C, puso en evidencia que además del sistema de labranza, el contenido de C secuestrado depende del sitio, es decir de la textura de los suelos. Sin embargo, el análisis de las disminuciones porcentuales de las

concentraciones de COP de cada sistema de labranza con respecto al Parque luego del MV (Tabla 1), puso de manifiesto que, en la capa superficial, la mayor disminución relativa ($p < 0,05$) se produjo en Balcarce, siendo significativamente mayor ($p < 0,05$) bajo LC en los MI y especialmente en los MA.

Tabla 1. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) y de las comparaciones de medias en las disminuciones porcentuales relativas al Parque del contenido de carbono orgánico particulado (COP), en las distintas fracciones agregados según el sistema de labranza (SD: siembra directa y LC: convencional) y el sitio (Balcarce y Barrow) a dos profundidades. Letras minúsculas o mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza (dentro de cada sitio o independientemente del sitio, según corresponda) o entre los sitios (dentro de cada labranza o independientemente de la misma, según corresponda), respectivamente, dentro de cada fracción de agregados y profundidad.

Fuentes de Variación	Fracción de Agregados (μm)			
	MA		MI	
	> 250	250-50	> 250	250-50
	0 - 5 cm		5 - 20 cm	
	Valores p del ANOVA			
Labranza	0,019	< 0,001	0,001	0,502
Sitio	0,017	< 0,001	0,071	0,386
Labranza x Sitio	0,009	0,193	0,777	0,221
	Comparaciones de Medias			
Promedio SD	-	73,36 b	56,97 a	68,98 a
Promedio LC	-	83,98 a	41,77 b	71,16 a
Promedio Balcarce	-	84,58 A	56,63 A	68,65 A
Promedio Barrow	-	72,76 B	42,11 A	71,49 A
SD-Balcarce	56,52 bA	-	-	-
SD-Barrow	54,05 aA	-	-	-
LC-Balcarce	70,24 aA	-	-	-
LC-Barrow	52,81 aB	-	-	-

Por otro lado, en las capas subsuperficiales, las disminuciones relativas de las concentraciones de COP en los MA de cada sistema de labranza con respecto al Parque (Tabla 1), fueron mayores ($p < 0,05$) bajo SD. Contrariamente, en los MI, las disminuciones relativas en las concentraciones de COP no difirieron ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza. Además, tanto en los MA como en los MI, no se detectaron diferencias significativas ($p > 0,05$) en los cambios relativos de COP con respecto al Parque entre los sitios a 5 – 20 cm de profundidad.

Es decir que, a pesar de los mayores contenidos de COT en las distintas fracciones de agregados en Balcarce, los mayores contenidos de arcillas en la fracción mineral fina de los suelos de Barrow, estarían permitiendo una mayor protección del COP en los MI y los MA de Barrow con respecto a los de Balcarce,

aun cuando fueran expuestos a labranzas agresivas (Tabla 1). Por lo tanto, se reafirma que las diferencias en granulometría de estos suelos, estarían aparentemente regulando la capacidad del suelo de estabilizar el C, especialmente el COP en MI dentro de MA (Six et al., 2000; Christensen, 2001). Numerosos autores han informado que los mayores contenidos de arcilla permiten una mayor estabilización del C y lo protegen de la acción de los microorganismos, por lo que hay una menor oxidación del mismo y, por lo tanto, menores cambios entre sistemas de labranza (Hassink, 1997; Steffens et al., 2010).

CONCLUSIÓN

El suelo con textura más gruesa (Barrow) a pesar de su menor concentración de COP en los MA estables

en la capa superficial del suelo sufrió menores pérdidas con respecto a la situación pseudo-prístina, lo cual sugiere una mayor protección del COP en el mismo. Ésta podría estar relacionada al rol de una mayor proporción de arcillas dentro de la fracción mineral fina del suelo, a pesar de que esta última fue menor que la fracción mineral gruesa. Por lo tanto, hay evidencias suficientes para rechazar los tres ítems (a, b y c) de la hipótesis planteada.

Los resultados de este trabajo sugieren que dentro de clases texturales similares, diferencias en la fracción mineral más activa del suelo (arcillas), pueden estar asociadas a cambios de importancia en

los efectos esperados de los sistemas de labranza sobre los agregados y la dinámica de las fracciones lábiles del C en relación a la situación original de los suelos, lo que debería ser tenido en cuenta para futuras investigaciones.

AGRADECIMIENTOS

La información presentada son datos parciales de la Tesis de Maestría de la primera autora. El presente trabajo fue financiado con fondos de los Proyectos del INTA AERN-294451 y PNCER-022411 y de la UNMdP AGR-336/10.

BIBLIOGRAFÍA

- Cambardella, CA & ET Elliott, 1992. Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56(3):777-783.
- Christensen, BT. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *Eur. J. Soil Sci.* 52(3):345-353.
- Eiza, MJ; N Fioriti; GA Studdert & HE Echeverría. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: Efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. *Ci. Suelo* 23(1):59-67.
- Gasparoni, JC. 2008. Determinación de la materia orgánica del suelo. En Galantini, JA. ed. *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. Ed. UNS Bahía Blanca, Argentina. pp.41-50.
- Golchin, A; P Clarke; J Oades & J Skjemstad. 1995. The effects of cultivation on the composition of organic matter and structural stability of soil. *Aust. J. Soil Res.* 33(6):975-993.
- Hassink, J. 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt. *Plant Soil* 191(1):77-87.
- Lal, R. 1998. Soil Quality and Sustainability. En Lal, R; Blum, W; Valentine, C; Stewart, BA (eds), *Methods for Assessment of Soil Degradation*. CRC Press, Boca Raton, Florida, EEUU. pp. 17-30.
- Puget, P & 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(1-2):201-213.
- Quiroga, A; O Ormeño & N Peinemann. 1998. Efectos de la siembra directa sobre propiedades físicas de los suelos. En Siembra Directa. Panigatti, JL; Marelli, H; Buzchiazzo D; Gil R. (eds) 333 p.
- Roldán, M.F. 2012. Distribución del carbono orgánico particulado por tamaño de agregados bajo distintos sistemas de labranza. Tesis Magister Scientiae. Área de Posgrado en Ciencias de las Plantas y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Rosell, RA. 2008. Trabajos publicados sobre materia orgánica y humus en suelos de Argentina. En Galantini, J.A. ed. *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. Ed. UNS Bahía Blanca, Argentina. pp. 11-15.
- SAS Institute Inc. 2009. SAS OnlineDoc® 9.2. Cary, NC: SAS Institute Inc. [en línea] <<http://www.sas.com>>[consulta: 5 de mayo de 2010].
- Schlichting, E; HP Blume & K Stahr. 1995. *Bodenkundliches Praktikum*. Paul Parey. Hamburg, Berlin. 209 p.
- Six, J; ET Elliott & JW Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62(5):1367-1377.
- Six, J.; ET Elliott & K Pautian. 2000. Soil structure and soil organic matter. II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64(3):1042-1049.
- Steffens, M; A Kölbl, E Schörk, B Gschrey; I Kögel-Knabner. 2010. Distribution of soil organic matter between fractions and aggregate size classes in grazed semiarid steppe soil profiles. *Plant Soil.* 338(1-2):63-81.
- Studdert, GA & HE Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64(4):1496-1503.

VARIABILIDAD DEL CARBONO ORGÁNICO TOTAL EN ROTACIONES EN SIEMBRA DIRECTA DEL CENTRO SUR BONAERENSE

Ron, M. M.¹; M. E. Mandolesi¹; R. Storniolo¹; M. L. Manso² & H. Forján²

¹Dpto. de Agronomía. Universidad Nacional del Sur. ²Chacra Experimental Integrada Barrow
E-mail: mmron@criba.edu.ar

RESUMEN

El objetivo de este trabajo es realizar un estudio comparativo del carbono orgánico total (COT) y su variabilidad en el estrato superior, al final de dos ciclos de un ensayo de larga duración de secuencias de cultivos y rotaciones bajo siembra directa (SD) en el centro sur bonaerense. El experimento se inició en 1998 y los tratamientos consisten en cinco secuencias de cultivo con distinta intensidad de uso del suelo bajo siembra directa, con una duración de seis años. En el año 2003 y 2009 todas las unidades fueron cultivadas con trigo y luego de la cosecha se tomaron muestras compuestas de las parcelas. Se determinó el COT y se estimó la tendencia lineal ($\Delta\text{COT}/\text{cm}$) en los primeros 20 cm para cada tratamiento y año. Esta variable se analizó por ANOVA y diferencia mínima significativa (DMS). Además se comparó el COT y $\Delta\text{COT}/\text{cm}$ obtenidos al finalizar cada ciclo con secuencias diferentes mediante una prueba *t* bilateral de medias apareadas. Dentro de la alta variabilidad de las observaciones sólo se registraron diferencias significativas de $\Delta\text{COT}/\text{cm}$ por tratamientos en el muestreo del 2003, atribuible al hecho que las proporciones de cultivos densos y de verano de las distintas secuencias fueron más contrastantes. En la comparación de dos ciclos sucesivos sólo se comprobó aumento del COT (0-20 y 5-20 cm) en # 1 (tratamientos 1 de los dos ciclos), mientras que se detectó una disminución significativa en 0-5 cm para # 5. El COT se confirma como un indicador sensible para detectar - en el mediano plazo - los efectos del manejo bajo SD, en particular en muestras muy superficiales. Las secuencias de cultivos en ciclos de seis años dejaron su impronta en la concentración de COT, tanto en su magnitud como en su variabilidad vertical dentro de 0-20 cm.

INTRODUCCIÓN

El monitoreo de los componentes orgánicos del suelo constituye una herramienta para evaluar la sustentabilidad física de los agroecosistemas. En la evaluación ambiental de la agricultura a escala regional se cuantifican, por ejemplo, cambios en la reserva de carbono (Viglizzo et al., 2003). Para una investigación prospectiva se realizan ensayos de larga duración que proveen de información para dicho monitoreo.

En el centro sur bonaerense se evalúan distintos indicadores de calidad de suelos en ensayos de secuencias de cultivos y rotaciones, desde hace 30 años (Forján & Manso, 2012). El estudio del carbono orgánico total (COT) se realiza en los estratos superiores del suelo, con atención a su variabilidad vertical, en particular bajo siembra directa (SD). El objetivo de este trabajo es realizar un estudio comparativo del COT y su variabilidad en el estrato superior, al final de dos ciclos de un ensayo de larga duración en SD.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó sobre un ensayo de larga duración establecido en la Chacra Experimental Integrada Barrow (38°19'25" S; 60°14'33" O), cercana a la ciudad de Tres Arroyos, (provincia de Buenos Aires). Climáticamente el área presenta un régimen hídrico subhúmedo, predominantemente primavero-estival, con una precipitación anual promedio de 764 mm. La temperatura media anual es de 14,7°C.

El ensayo se inició en 1998 sobre un suelo de la serie Tres Arroyos (Paleudol Petrocálcico). El diseño fue en bloques completos al azar con cuatro repe-

taciones y un tamaño de parcela de 420 m² (14 x 30). Los tratamientos consisten en cinco secuencias de cultivo bajo SD, con una duración de seis años

cada ciclo (Tabla 1). En los dos ciclos se diferencian las secuencias en cuanto a la intensidad de uso del suelo y a la participación de la ganadería.

Tabla 1. Cultivos empleados en cada secuencia, durante los dos ciclos de rotación

Trat.	Ciclo 1					
	1998	1999	2000	2001	2002	2003
1	Maíz	Girasol	Trigo	Maíz	Girasol	Trigo
2	Soja	Trigo c/pastura	Pastura***	Pastura***	Pastura***	Trigo
3	Girasol	Trigo	Girasol	Trigo	Girasol	Trigo
4	Trigo	Av*/Girasol	Trigo	Av*/Girasol	Trigo	Trigo
5	Trigo	Cebada/Soja	Colza/Soja	Av*/Soja	Trigo/Soja	Trigo
Trat.	Ciclo 2					
	2004	2005	2006	2007	2008	2009
1	Girasol	Trigo	Sorgo	Trigo	Soja	Trigo
2	Soja	Colza/Soja	Trigo	Sorgo	Soja	Trigo
3	Colza/Soja	Trigo	Cebada/Soja	Colza/Soja	Cebada/Soja	Trigo
4	Av Vi**/Girasol	Trigo	Av Vi**/Girasol	Trigo	Av Vi**/Soja	Trigo
5	Soja	Cebada/Soja	Colza/Soja	Cebada/Soja	Colza/Soja	Trigo

*:avena, **:avena y vicia consociada, verdeo de invierno. ***: alfalfa y pasto ovido, pastoreada.

En el año 2003 y 2009 todas las unidades fueron cultivadas con trigo y luego de la cosecha se tomaron muestras compuestas de las parcelas. En 2003 se muestreó a las profundidades 0-5 y 0-20 cm., mientras que en 2009 éstas fueron 0-5 y 5-20 cm.

Las muestras de suelo fueron secadas al aire y tamizadas por 2000 µm y se determinó por duplicado el contenido de carbono oxidable por combustión húmeda mediante el método de Walkley & Black (Carreira, 2005). Para estimar el COT se adoptó el factor de oxidación de 0,79, reportado por Galanti et al. (1994). Se estimaron COT (5-20 cm) y COT (0-20 cm), para 2003 y 2009, respectivamente.

Para estudiar la variabilidad espacial en cada muestreo y tratamiento se ajustaron regresiones lineales del COT en función de la profundidad, asignando a la variable regresora el punto medio de las profundidades de muestreo de 0-5 y 5-20 cm. Las pendientes de las rectas ajustadas ($\Delta\text{COT}/\text{cm}$) representan la tendencia lineal del COT en profundidad dentro del estrato de 20 cm. El $\Delta\text{COT}/\text{cm}$ fue analizado por ANOVA y diferencia mínima significativa para cada

año. Se comparó el COT y $\Delta\text{COT}/\text{cm}$, obtenidos al finalizar cada ciclo con secuencias diferentes, mediante una prueba t bilateral de medias apareadas. Esta contrasta el efecto de las secuencias 1 a 5 del segundo ciclo, tomando como estado inicial el del 2003. En la sección siguiente se designa conjuntamente (# 1 al # 5) a los tratamientos de los dos ciclos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el ANOVA del $\Delta\text{COT}/\text{cm}$ para cada año se observó una alta variabilidad (coeficientes de variación 33,8% y 35,1%, para 2003 y 2009). Sólo se registraron diferencias significativas por tratamientos en el primer muestreo ($p= 0,0047$). Al finalizar el primer ciclo la caída en la concentración del COT por profundidad, fue mayor para el tratamiento 1 que para el 2, 3 y 4, ocupando el 5 una posición intermedia (Tabla 2). Esto es coherente con el menor contenido en 5-20 cm de las secuencias más intensivas (Mandolesi et al., 2005). En el segundo ciclo las proporciones de cultivos densos y de verano de las distintas secuencias fueron menos con-

trastantes, lo que explicaría la estratificación más homogénea entre tratamientos.

En cuanto a la variabilidad temporal, sólo en # 1 y # 5 se encontraron diferencias significativas entre muestreos (Tabla 3). En # 1 se verificó para todas las variables estudiadas, mientras que en # 5 sólo se modificó significativamente el COT en 0-5 cm y por ende el Δ COT/cm. Las pérdidas de COT en la se-

cuencia 2 del segundo ciclo (sin pastura) no llegaron a comprobarse estadísticamente. Manso & Forjan (2012) reportaron un incremento del contenido de COT con respecto al valor inicial en todas las secuencias evaluadas para el mismo ensayo. Sin embargo, en la comparación de dos ciclos sucesivos realizada en este trabajo, sólo se comprobó aumento del COT (0-20 y 5 -20 cm) en # 1, mientras que se detectó una disminución significativa en 0-5 cm para # 5.

Tabla 2. Medias de Δ COT/cm según tratamientos y año de muestreo.

Tratamientos	2003		2009	
1	-1,25	C	-0,32	A
2	-0,71	AB	-0,62	B
3	-0,33	A	-0,65	B
4	-0,70	AB	-0,46	AB
5	-1,03	BC	-0,47	AB

Medias con letras distintas en cada columna difieren significativamente ($p < 0,05$) por DMS

Tabla 3. Prueba t de medias apareadas en el tiempo para el COT en distintas profundidades y Δ COT/cm.

Variable	Muestreo	# 1	# 2	# 3	# 4	# 5
COT (g kg ⁻¹)	2003	32,9	34,1	30,3	32,5	33,7
0-5 cm	2009	29,3	30,8	31,1	30,1	30,5
P (T<=t) dos colas		0,007	0,233	0,233	0,221	0,024
COT (g kg ⁻¹)	2003	20,4	27,0	27,0	25,5	23,3
5-20 cm	2009	26,1	24,6	24,6	25,6	25,7
P (T<=t) dos colas		0,006	0,058	0,152	0,953	0,089
COT (g kg ⁻¹)	2003	23,5	28,8	27,8	27,3	25,9
0-20 cm	2009	26,9	26,1	26,2	26,7	26,9
P (T<=t) dos colas		0,006	0,071	0,226	0,215	0,295
Δ COT/cm (g kg ⁻¹ cm ⁻¹)	2003	-1,25	-0,71	-0,33	-0,70	-1,03
Pendiente	2009	-0,32	-0,62	-0,65	-0,46	-0,47
P (T<=t) dos colas		0,006	0,700	0,065	0,371	0,012

BIBLIOGRAFIA

- Carreira, D. 2005. *Carbono oxidable: Una forma de medir la materia orgánica del suelo*. In: Marbán L, Ratto SE, editors. *Tecnologías en análisis de suelos. Alcance a laboratorios agropecuarios, Buenos Aires (Argentina): Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo*. pp. 91-98.
- Galantini, JA; RA Rosell & JO Iglesias. 1994. *Determinación de materia orgánica empleando el método de Walkley y Black en fracciones granulométricas del suelo*. *Ciencia del Suelo* 12:81-83.
- Forján, HJ & ML Manso. 2012 (eds.). *Rotaciones y secuencias de cultivos en la región mixta cerealera del centro-sur bonaerense: 30 años de experiencias*. Ediciones INTA. Tres Arroyos, Argentina. 102 pp.
- Mandolesi, ME; MM. Ron; PE Vidal & HJ Forjan. 2005. *Efecto de las rotaciones en siembra directa sobre el carbono orgánico en un suelo del centro sur bonaerense*. *Jornadas Nacionales: Materia Orgánica y Sustancias Húmicas del suelo*. CRIBABB, en CD.
- Viglizzo, EF; AJ Pordomingo; MG Castro & FA Hértora. 2003. *Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the pampas of Argentina*. *Environmental Monitoring and Assessment* 87:169-195.

EFFECTO DE DIFERENTES MANEJOS SOBRE LAS FRACCIONES ORGÁNICAS EN UN ARGIUJOL

Sá Pereira E. de¹; M. Duval²; J. Iglesias³ & J.A. Galantini⁴

¹INTA Coronel Suárez (EEA Bordenave); ²Becario CONICET, CERZOS-UNS; ³Departamento de Agronomía, UNS; ⁴Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), CERZOS-UNS.

RESUMEN

Los cambios de uso del suelo provocan alteraciones en los aportes y dinámica del carbono orgánico (CO), modificando el nivel de equilibrio. Para conocer los cambios a corto plazo producidos por las prácticas de manejo en el CO total es necesario identificar las fracciones más sensibles. El objetivo fue evaluar el impacto de diferentes prácticas de manejo sobre las fracciones orgánicas. Se analizaron lotes de productores con diferentes sistemas de manejo. En cada situación se tomaron 3 muestras compuestas (10 a 15 submuestras) de 0-5, 5-10, 10-20 y 20-60 cm. Se determinó: carbono orgánico total, particulado grueso (COPg, 0,1-2 mm), particulado fino (COPf, 0,05-0,1 mm) y asociado a la fracción mineral (COM, 0-0,05 mm). Las prácticas agrícolas disminuyeron significativamente los niveles de las diferentes fracciones orgánicas, principalmente las fracciones más lábiles como el COPg. El COPf fue la fracción orgánica que permitió detectar diferencias entre prácticas agrícolas (rotación vs monocultivo).

Palabras clave: fracciones orgánicas; prácticas de manejo

INTRODUCCIÓN

El suelo es un componente importante de los ecosistemas terrestres y desempeña un papel fundamental en los sistemas de producción agrícola. Los marcados cambios de uso del suelo, específicamente la conversión de suelos naturales a cultivados, puede resultar en cambios significativos en los procesos y propiedades del suelo y, por lo tanto, en el funcionamiento del mismo (Post & Kwon,

2000; Walker & Desanker, 2004; Dawson & Smith, 2007). Dichos cambios provocan notables alteraciones en los aportes y dinámica del CO (Celik, 2005; Raiesi, 2006), que posteriormente regulan las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Li et al., 2009). La materia orgánica del suelo (MOS) es heterogénea y consiste en diferentes grupos funcionales y biológicos que varían químicamente y dinámicamente (Christensen, 1996; von Lützwow et al., 2007). Los cambios en la MO debidos a los usos del suelo son difíciles de detectar, ya que estos cambios se producen lentamente y son relativamente pequeños en comparación con el amplio stock de MO existente en el suelo, que varía tanto espacial como temporalmente (Purakayastha et al., 2008). La identificación de fracciones más sensibles, como el CO soluble en agua, carbono de la biomasa microbiana, carbono orgánico particulado (COP) y CO fácilmente oxidable, contribuyen a dilucidar los cambios en el carbono orgánico total (COT) a corto plazo por cambios en las prácticas de manejo (Gong et al., 2009; Purakayastha et al., 2008). Por lo tanto, estas fracciones se han considerado como indicadores sensibles tempranos de las prácticas de manejo sobre la calidad del suelo (Blair et al., 1995; Rudrappa et al., 2006). Dentro de estas fracciones más lábiles, las asociadas con la fracción de arena y materia orgánica particulada (MOP) íntimamente muestran alteraciones tempranas resultantes de los cambios de uso del suelo y manejo del suelo (Christensen, 2001; von Lützwow et al., 2007).

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el partido de Coronel Suárez (latitud 37° 02' 12.04" S, longitud 61° 59'

11.13" O) sobre un suelo Arguidol típico de textura franco limosa en lotes de productores con diferentes sistemas de manejo. La temperatura media anual y las precipitaciones son 14,2 °C y 864 mm, respectivamente. Los manejos y usos del suelo consistieron en:

Rot 1: Lote bajo rotación de cultivos. (M/T/VI/G/T/VI) 5 años

Rot 2: Lote bajo rotación de cultivos. (S/T/VI/G-M (pastoreo)/T/VI).

Siendo: (M, maíz; T, trigo; G, girasol; VI, verdeo de invierno; S, sorgo)

Monoc 1: Lote bajo 7 años de monocultura de soja.

Monoc 2: Lote bajo 5 años monocultura de soja.

Past: Pastura a base de alfalfa, pasto ovillo, cebadilla, festuca y trébol.

AN: Parcela no cultivada por más de 30 años con la vegetación natural de la región.

Se realizó un muestreo de suelos a las profundidades: 0-5, 5-10, 10-20 y 20-60 cm. En cada uno de los sistemas de producción se tomaron 3 muestras compuestas (10 a 15 submuestras) de dichas profundidades. En las muestras de suelo secadas al aire y tamizadas por 2 mm se determinó COT, por el método de combustión seca (1500°C, LECO C Analyser).

Se realizó un fraccionamiento por tamaño de partícula (Galantini, 2005). El tamizado se realizó con un par de tamices de 53 µm y 105 µm de diámetro de malla obteniendo 3 fracciones: fracción gruesa (FG, 105-2000 µm) en la que se encuentra la MO particulada o joven (MOP) y las arenas medias y gruesas; fracción media (FM, 53-105 µm) constituida por MOP más transformada y las arenas medias y la fracción fina (FF < 53 µm) la cual consiste en MO asociada a la fracción mineral (MOM) más limo y arcilla. El CO en dichas fracciones fue determinado por combustión seca a 550°C durante 2 horas. Para el análisis estadístico de los datos obtenidos se utilizó ANOVA y el test DMS para la comparación de medias ($p < 0,05$) a través del INFOSTAT Software estadístico versión 2008. Para

el análisis de los cambios en los niveles de carbono se plantean contrastes a priori a fin de determinar:

- Efecto de las prácticas agrícolas.
- Efecto de las rotaciones de cultivos en relación al monocultivo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los contrastes ortogonales permitieron establecer que, las prácticas agrícolas disminuyeron significativamente los niveles de las diferentes fracciones orgánicas, principalmente las fracciones más lábiles como el COPg, encontrándose las mayores diferencias en los primeros 5 cm. En los agroecosistemas el tipo de adiciones de carbono por la producción primaria neta es a menudo inferior a la tasa de pérdidas del COT por la descomposición microbiana (Guo & Gifford, 2002; Martens et al., 2003). También es posible que las pérdidas netas COT se deban especialmente a la MOS muy sensible a la oxidación microbiana tal como COPg (Tabla 1). En cambio, las principales diferencias debido a las prácticas de manejo (rotación vs monocultivo) se observaron en el COPf, con diferencias significativas en todas las profundidades evaluadas. Esta fracción representa un material de transición, por lo que no fue tan variable como el COPg y más en equilibrio como el COM. Estos resultados son consistentes con un estudio de sistemas de labranza realizado por Galantini et al. (2012), quienes encontraron que el COPf presentó las mayores diferencias bajo siembra directa en relación a labranza convencional.

Las diferencias en los niveles de COT se observaron principalmente en los primeros 10 cm superficiales (0-5 y 5-10 cm) (Tabla 2). Las mayores concentraciones de COT se observaron en AN y Past, respecto de Rot y Monoc, con diferencias variables entre estos últimos ($AN = Past < Rot \leq Monoc$). Las pérdidas por el uso agrícola fueron del 29, 19 y 15% para 0-5, 5-10 y 10-20 cm respectivamente. Dichas pérdidas fueron más marcadas en el caso de monocultivo. Los factores que contribuyen a las pérdidas de C y ganancias incluyen, entre otros: la preparación del suelo, la secuencia de cultivos, estado inicial de degradación, la textura del suelo, la pendiente y el clima.

Tabla 1: Análisis de contrastes de las fracciones orgánicas en las diferentes profundidades.

Frac org.	Prof.	Natural vs Cultivados	Rotación vs Monocultivo
COT	0-5	***	*
	5-10	**	ns
	10-20	*	ns
	0-20	***	ns
COP _f	0-5	***	***
	5-10	***	***
	10-20	ns	*
	0-20	***	***
COP _g	0-5	***	ns
	5-10	***	ns
	10-20	***	ns
	0-20	***	ns
COM	0-5	***	***
	5-10	ns	ns
	10-20	ns	ns
	0-20	ns	ns

ns: no significativo; (*): $p < 0,05$; (**): $p < 0,01$; (***): $p < 0,001$ COT, carbono orgánico total; COP_f, carbono orgánico particulado fino; COP_g, carbono orgánico particulado grueso; COM, carbono orgánico asociado a la fracción mineral

Los niveles de COT en la pastura fueron significativamente superiores al resto de los manejos agrícolas en todas las profundidades analizadas, sin diferencias significativas con el AN. La pastura presentó un 24% más de COT en 0-20 cm con respecto a los manejos agrícolas. Estudios realizados en Uruguay han reportado que la rotación de cultivos con pasturas (con una alta proporción de pasturas perennes) presentó un 17% mayor de C en relación a la rotación continua de cultivos 0-15 cm de profundidad después de 8 años (Terra et al., 2006).

Fraciones orgánicas

El fraccionamiento por tamaño de partícula puede indicar cómo diferentes fracciones de C varían con el uso del suelo y las prácticas agrícolas (Christensen, 1992; Balesdent et al., 2000; Von Lützw et al., 2007). Numerosos estudios sugieren que el COP es un buen indicador de calidad del suelo y es más sensible a manejos del suelo tales como la labranza y la fertilización que el COT (Ouedraogo et al., 2006). El COP está compuesto por residuos de plantas, así como restos microbianos y micro fauna, incluyendo hifas y esporas de hongos (Janzen et al., 1992), y por lo tanto está compuesto de un gran proporción

de materiales orgánicos lábiles, a menudo de origen reciente (Purakayastha et al., 2008). El COP_g presentó menos sensibilidad que el COT, las mayores concentraciones se encontraron en el AN y Past, sin diferencias entre los sistemas de cultivos. Estos resultados son opuestos a numerosas investigaciones donde afirman que el COP fue un indicador más sensible que COT, y capaz de detectar los efectos de las prácticas de manejo (Sharifi et al., 2008; Tan et al., 2007; Sequeira et al., 2011). Por lo tanto, los resultados sugieren que los efectos de diversos usos del suelo sobre las fracciones orgánicas más lábiles dependen de otros factores como el clima, tipo de suelo, prácticas de manejo de residuos, rotación de cultivos y la duración de los estudios en cuestión (Puget & Lal, 2005; Galantini & Rosell, 2005).

El COP (COP_f+COP_g) representa casi el 30% del COT en el caso de AN, mientras que los demás sistemas, este porcentaje se reduce al 17%. Esto refleja la disminución de las fracciones más lábiles en los sistemas de manejo agrícola. Estos resultados son similares a los reportados por otros autores en diferentes sistemas de labranza y rotaciones de cultivos donde el COP no supera el

25% (Carter et al., 2003; Gregorich et al., 2006; Sequeira et al., 2011).

Las mayores diferencias se observaron en el COP_f donde en 0-20 cm, el AN y Rot 2 presentaron los mayores niveles, valores intermedios en Past y Rot 1 y menores valores en Monoc (Tabla 2).

El carbono orgánico asociado a la fracción mineral (COM) tuvo un comportamiento similar al COT. Los mayores valores en superficie se observaron en AN y Past respecto de Rot y Monoc, con diferencias variables entre estos últimos (AN=Past<Rot≤Monoc).

Tabla 2: Concentración de carbono orgánico total (COT) y sus fracciones en las diferentes profundidades.

	Prof.	Rot 1	Rot 2	Monoc 1	Monoc 2	Past	AN
COT	0-5	2,668 ab	3,033 b	2,209 a	2,654 ab	3,616 c	3,870 c
	5-10	2,453 ab	2,744 bc	2,161 a	2,599 b	3,095 c	3,064 c
	10-20	2,184 ab	2,388 abc	2,010 a	2,327 abc	2,586 bc	2,664 c
	0-20	2,372 ab	2,639 bc	2,098 a	2,477 ab	2,971 cd	3,066 d
COP _f	0-5	0,362 b	0,471 c	0,261 a	0,253 a	0,485 c	0,570 d
	5-10	0,313 bc	0,406 d	0,241 a	0,267 ab	0,325 c	0,397 d
	10-20	0,263 ab	0,358 c	0,249 ab	0,244 ab	0,221 a	0,301 bc
	0-20	0,300 ab	0,398 c	0,250 a	0,252 a	0,313 b	0,392 c
COP _g	0-5	0,223 a	0,239 a	0,141 a	0,181 a	0,650 b	0,821 b
	5-10	0,109 a	0,105 a	0,102 a	0,116 a	0,309 b	0,479 b
	10-20	0,039 a	0,040 a	0,050 a	0,050 a	0,120 a	0,339 b
	0-20	0,102 a	0,106 a	0,086 a	0,099 a	0,300 b	0,495 c
COM	0-5	2,083 b	2,324 cd	1,807 a	2,220 bc	2,480 d	2,479 d
	5-10	2,031 ab	2,233 bc	1,818 a	2,217 bc	2,462 c	2,188 b
	10-20	1,882 a	1,990 ab	1,711 a	2,033 ab	2,246 b	2,024 ab
	0-20	1,969 ab	2,135 bc	1,762 a	2,126 bc	2,358 c	2,179 bc

Para cada profundidad, letras diferentes indican diferencias significativas ($p<0,05$).

CONCLUSIONES

El efecto de las prácticas agrícolas en los suelos de este estudio presentó una caída de casi 20% en los niveles de COT.

El COP_g fue la fracción orgánica más afectada por el uso agrícola, sin embargo, el COP_f fue la fracción más sensible para detectar diferencias generadas por diferentes manejos agrícolas.

BIBLIOGRAFIA

- Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Till. Res.* 53, 215–230.
- Blair, G.J., Lefory, R.D.B., Lise, L., 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation and the development of a carbon management index for agricultural system. *Aust. J. Agric. Res.* 46, 1459–1466.
- Carter, M.R., Angers, D.A., Gregorich, E.G., Bolinder, M.A., 2003. Characterizing organic matter retention for surface soils in eas-

- tern Canada using density and particle size fractions. *Canadian Journal of Soil Science* 83, 11-23.
- Celik, I., 2005. Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey. *Soil Till. Res.* 83, 270–277.
- Christensen, B.T., 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Adv. Agron.* 20, 1–90.
- Christensen, B.T., 1996. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: Carter, M.R., Stewart, B.A. (Eds.), *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils. Advances in Soil Science.* CRC Press/Lewis, Boca Raton, FL, pp. 97–165.
- Christensen, B.T., 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *Eur. J. Soil Sci.* 52, 345–353.
- Dawson, J.J.C., Smith, P., 2007. Carbon losses from soil and its consequences for and use management. *Sci. Total Environ.* 382, 165–190.
- 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
- Galantini, J.A. & Rosell, R.A. 2005. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil Till. Res.*
- Galantini, J.A.; Iglesias J.O.; Duval M. 2012. Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense: efectos sobre las fracciones orgánicas. XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Trabajo en CD-ROM. ISBN 978-987-1829-11-8.
- Gong, W., Yan, X.Y., Wang, J.Y., Hu, T.X., Gong, Y.B., 2009. Long-term manuring and fertilization effects on soil organic carbon pools under a wheat–maize cropping system in North China Plain. *Plant Soil* 314, 67–76.
- Gregorich, E.G., Beare, M.H., McKim, U.F., Skjemstad, J.O., 2006. Chemical and biological characteristics of physically uncomplexed organic matter. *Soil Science Society of America Journal* 70, 975-985.
- Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Glob. Change Biol.* 8, 345–360.
- Janzen, H.H., Campbell, C.A., Brandt, S.A., Lafond, G.P., Townley-Smith, L., 1992. Light fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 1799-1806.
- Li, X.G., Li, Y.K., Li, F.M., Ma, M., Zhang, P.L., Yin, P., 2009. Changes in soil organic carbon, nutrients and aggregation after conversion of native desert soil into irrigated arable land. *Soil Till. Res.* 104, 263–269.
- Martens, D.A., Reedy, T.E., Lewis, D.T., 2003. Soil organic carbon content and composition of 130-year crop, pasture and forest land-use managements. *Glob. Change Biol.* 10, 65–78.
- Post, W.M., Kwon, K.C., 2000. Soil carbon sequestration and land use change: processes and potential. *Glob. Change Biol.* 6, 317–327.
- Puget, P., Lal, R., 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.
- Purakayastha, T.J., Rudrappa, L., Singh, D., Swarup, A., Bhadraray, S., 2008. Long-term impact of fertilizers on soil organic carbon pools and sequestration rates in maize–wheat–cowpea cropping system. *Geoderma* 144, 370-378.
- Raiesi, F., 2006. Carbon and N mineralization as affected by soil cultivation and crop residue in a calcareous wetland ecosystem in Central Iran. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 13–20.
- Rudrappa, L., Purakayastha, T.J., Singh, D., Bhadraray, S., 2006. Long-term manuring and fertilization effects on soil organic carbon pools in a Typic Haplustept of semi-arid sub-tropical India. *Soil Till. Res.* 88, 180–192.
- Sequeira, C.H., Alley, M.M., Jones, B.P., 2011. Evaluation of potentially labile soil organic carbon and nitrogen fractionation procedures. *Soil Biology & Biochemistry* 43: 438-444.
- Sharifi, M., Zebarth, B.J., Burton, D.L., Grant, C.A., Bittman, S., Drury, C.F., McConkey, B.G., Ziadi, N., 2008. Response of potentially mineralizable soil nitrogen and indices of nitrogen availability to tillage system. *Soil Science Society of America Journal* 72, 1124-1131.
- Tan, Z., Lal, R., Owens, L., Izaurralde, R.C., 2007. Distribution of light and heavy fractions of soil organic carbon as related to land use and tillage practice. *Soil and Tillage Research* 92, 53-59.
- Terra, J.A., García-Prechac, F., Salvo, L., Hernández, J., 2006. Soil use intensity impacts on total and particulate soil organic matter in no-till crop-pasture rotations under direct grazing. In: Horn, R., Fleige, H., Peth, S., Peng, X. (Eds.), *Sustainability – Its Impact on Soil Management and Environment.* Adv. Geocol., vol. 38. pp. 233–241.
- Ouédraogo, E., Mando, A., Stroosnijder, L., 2006. Effects of tillage, organic resources and nitrogen fertilizer on soil carbon dynamics and crop nitrogen uptake in semi-arid West Africa. *Soil Tillage Res.* 91, 57–67.
- von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B., 2007. SOM fractionation methods: relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biol. Biochem.* 39, 2183–2207.
- Walker, S.M., Desanker, P.V., 2004. The impact of land use on soil carbon in Miombo Woodlands of Malawi. *Forest Ecol. Manage.* 203, 345–360.

SECUENCIAS DE CULTIVO Y FRACCIONES DE CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS BAJO SIEMBRA DIRECTA CONTINUA

Schmidt, E.^{1*}; N. Amiotti^{1,2} & M.B. Villamil³

¹Dpto. de Agronomía-UNS; ²CERZOS – CONICET; ³UIUC; *eschmidt@criba.edu.ar

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue determinar los efectos de distintas secuencias de cultivos en siembra directa (SD) sobre las fracciones de carbono orgánico en suelos de textura superficial franco-arenosa de la región pampeana semiárida. Los tratamientos fueron: Trigo-trigo-trigo (TT), b) Trigo - girasol - trigo (TG), c) Trigo - barbecho - trigo (TB). Se cuantificaron los contenidos de carbono orgánico total (CO) y particulado (COP), determinándose por diferencia el contenido de carbono en la fracción fina (COR). La secuencia TT presentó contenidos más elevados de CO, COP y relaciones COP/CO, posiblemente, asociados a los mayores volúmenes de cobertura y residuos de menor tamaño del trigo respecto al girasol, lo que favorecería su rápida incorporación a la fracción particulada. Por otra parte, no se observaron diferencias en los contenidos de COR. Los resultados obtenidos indican que la introducción de girasol en la rotación no tuvo efectos beneficiosos sobre los parámetros evaluados en los suelos de la región.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años se observa una creciente preocupación por parte de investigadores, técnicos y productores referida a la búsqueda de un adecuado planeamiento de uso del suelo, lo que resulta esencial tanto para cubrir la demanda creciente de alimentos, como para preservar el ambiente. En la exploración de nuevas opciones surgieron las prácticas agronómicas conocidas como Agricultura de Conservación (AC), las que tienen como objetivo promover una alternativa sustentable para sustituir los usos tradicionales que incluyen la

labranza del suelo y conducen a su degradación. La AC se basa en tres principios: la mínima perturbación del suelo, la retención de niveles racionales de rastrojos y el uso de rotaciones agrícolas adecuadas (Hobbs et al., 2008).

En este contexto, la siembra directa (SD) como herramienta que persigue la sustentabilidad de los sistemas productivos ha adquirido una dimensión particular, alcanzando en el mundo 100 millones de has, de las cuáles la mitad se ubican en América del Sur (Kassam et al., 2009). Asimismo, la necesidad de detectar rotaciones agrícolas que aumenten la fertilidad del suelo y el secuestro de carbono atmosférico, son también tema de debate entre científicos y productores, tanto a nivel regional como global (Olivera et al., 2010). En nuestro país, las investigaciones referidas al efecto de distintas rotaciones sobre el comportamiento de variables edáficas han sido habitualmente realizadas en sistemas mixtos o agrícolas de zonas húmedas con soja y/o maíz interviniendo en la rotación (Fabrizzi et al., 2005; Agostini et al., 2010). En el caso de agrosistemas de regiones más secas, se ha establecido que algunos tipos de rotaciones pueden afectar tanto positiva como negativamente la cantidad y calidad de la materia orgánica (MO), siendo el efecto de secuencias trigo-trigo o trigo-girasol, muy poco estudiado. Se propuso como objetivo de este trabajo determinar los efectos de distintas secuencias de cultivos en SD continua sobre los contenidos de carbono orgánico (CO) y sus fracciones en suelos de la región semiárida sur.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se desarrolló en establecimientos

agrícolas de la región pampeana sur. La precipitación media anual para el área se encuentra entre 580 y 660 mm (serie histórica 1900-2009) y la temperatura media anual es de 15 °C. (Scian, 2010). Los suelos estudiados clasifican como Paleustoles petrocálcicos siendo la textura del horizonte superficial franco-arenosa con contenidos de arcilla del orden de 170 a 198 gr kg⁻¹ (Soil Survey Staff – USDA, 2006). Las unidades experimentales constituyen lotes en producción bajo SD continua por más de 15 años y los tratamientos son secuencias de cultivos normalmente utilizadas en la zona: a) Trigo- trigo-trigo (TT), b) Trigo - girasol – trigo (TG) y c) Trigo – barbecho – trigo (TB). Se trabajó con muestras compuestas del horizonte superficial (epipedón) tomadas a tres profundidades: 0-5 cm, 5-10 cm y 10-18 cm utilizando un diseño completamente aleatorizado (n=4). Se efectuó el fraccionamiento granulométrico (Galantini, 2005) y se cuantificó carbono orgánico (CO y COP) por el método de Walkey & Black. Por cálculo se determinó el contenido de CO en la fracción fina (COR). Las variables se sometieron al análisis de varianza (ANOVA doble; INFOS-TAT), siendo el Factor 1 la secuencia de cultivos y el Factor 2 la profundidad de muestreo. Las densidades aparentes fueron para TT: 1,27, 1,47, 1,48; TG: 1,34, 1,48, 1,48 y TB: 1,38, 1,37, 1,50, para 0-5 cm, 5-10 cm y 10-18 cm, respectivamente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En sistemas bajo agricultura continua se afirma que a través de las rotaciones es posible lograr residuos de diferente calidad, cantidad y forma física que afectarán mayormente a la cantidad de CO aportado (Luo et al., 2010) y que la inclusión de gramíneas mejora su balance en el suelo (García, 2011). En concordancia con la bibliografía citada, los contenidos medios de CO en los horizontes superficiales de los suelos estudiados fueron mayores en TT (15,0 g kg⁻¹, B) con respecto a TG (12,9 g kg⁻¹, A), presentando TB valores intermedios (14,0 g kg⁻¹, AB) (p< 0,05; p-valor Interacción: 0,19). Al expresar los resultados por ha se observó el mismo comportamiento, con los mayores contenidos de CO en la rotación TT (Tabla 1). Las diferencias observadas en los contenidos de CO en los lotes donde no se realiza girasol podrían asociarse al mayor aporte de rastrojos y biomasa radical del trigo con respecto a la oleaginosa (Andrade et al., 1996). Si

se consideran todos los tratamientos, la distribución de esta variable muestra estratificación dentro del epipedón con mayores contenidos en superficie (15,9 g kg⁻¹, b), disminuyendo los mismos en profundidad (5-10 cm: 13,5 g kg⁻¹, a; 10-18 cm: 13,0 g kg⁻¹, a) debido a la acumulación superficial de residuos inherente a la SD. Por el contrario, al considerar el CO en Mg ha⁻¹, los valores obtenidos reflejan los cambios en la densidad aparente a las distintas profundidades, observándose los contenidos más elevados para todos los tratamientos en los 10-18 cm (Tabla 1), asociado a la densificación registrada en esta capa con respecto a las suprayacentes, y al mayor espesor considerado.

El COR del suelo no tuvo diferencias entre los tratamientos evaluados (p= 0,50), presentando valores semejantes bajo TT (10,6), TB (10,1) y TG (9,7) (Tabla 1). Estos resultados coinciden con lo reportado por algunos autores, quienes afirman que por su baja labilidad, los valores de COR no deberían ser muy diferentes entre suelos de texturas similares (Eiza et al., 2005).

Al analizar el comportamiento del COP, se encontraron diferencias estadísticamente significativas (p<0,05) entre tratamientos (Figura 1), lo cual confirma que la proporción de la fracción más activa del CO resulta ser un indicador sensible cuando se evalúa el efecto del manejo sobre los suelos (Loveland & Webb, 2003). TT presentó los mayores valores de CO asociado a la fracción > 100 en todas las profundidades, si bien en superficie no se diferenció estadísticamente del tratamiento TB. Considerando el promedio ponderado del epipedón, los valores registrados en TT (2,9 Mg ha⁻¹) resultaron entre un 26% y un 45% superiores a los obtenidos en TB (2,3 Mg ha⁻¹) y TG (2,0 Mg ha⁻¹), respectivamente. En todos los tratamientos se observó estratificación en los contenidos de COP con mayores valores en superficie, donde se acumula el material vegetal (Roldán et al., 2012).

Las relaciones COP/CO resultaron más elevadas en el epipedón de los suelos bajo TT (23%, B) con respecto a TB (19%, A) y TG (18%, A), y considerando todos los tratamientos, se observaron las mayores relaciones en la capa de 0-5 cm (27%) disminuyendo en los 5-10 cm (23%) y 10-18 cm (14%) (p-valor Interacción: 0,33). En promedio para todos los lotes, el COP representó el 20% del COT en

el epipedón. Este valor de asemeja al informado por Quiroga et al. (2008) para rotaciones de pasturas perennes con agricultura (19%) y es inferior al 50% mencionado para sistemas sin disturbar de la región semiárida (Quiroga et al., 2005).

CONCLUSIONES

La implementación de distintas rotaciones de cultivos bajo SD continua y prolongada tuvo un efecto diferencial en los contenidos de CO de Paleustoles petrocálcicos con textura franco arenosa en el horizonte superficial. La rotación TT

presentó los contenidos más elevados de CO, COP y relaciones COP/CO, posiblemente asociados a los mayores volúmenes de cobertura y residuos de menor tamaño que presenta el trigo respecto al girasol, lo que favorecería su rápida incorporación a la fracción particulada. No se observaron diferencias en los contenidos de COR, pues debido a sus estructuras complejas y mayor grado de transformación éstos resultan menos sensibles a las prácticas de manejo en suelos de texturas similares. Los resultados obtenidos indican que la introducción de girasol en la rotación no tuvo efectos beneficiosos sobre los parámetros evaluados en la región semiárida.

Tabla 1. Contenidos de carbono orgánico total (CO) y asociado a la fracción fina (COR) bajo distintas rotaciones: trigo-trigo-trigo (TT), trigo-barbecho-trigo (TB), trigo-girasol-trigo (TG) y profundidades del epipedón (0-5 cm, 5-10 cm, 10-18 cm, 0-18 cm: promedio ponderado)

Profundidad	-----CO (Mg ha ⁻¹)-----			-----COR (Mg ha ⁻¹)-----		
	TT	TG	TB	TT	TG	TB
0-5 cm	11,2	9,4	11,1	7,8	7,3	8,0
5-10 cm	9,6	9,6	10,1	6,8	7,5	8,1
10-18 cm	17,3	14,4	14,7	14,7	12,4	12,7
PP: 0-18 cm	13,5 B	11,7 A	12,4 AB	10,6 A	9,7 A	10,1 A
<i>Factor Rotación: p-value 0,03</i>			<i>Factor Rotación: p-value 0,50</i>			
\bar{X} 0-5 cm	10,6 a		7,7 a			
\bar{X} 5-10 cm	9,7 a		7,5 a			
\bar{X} 10-18 cm	15,5 b		13,3 b			
<i>Factor Profundidad: p-valor <0,001</i>			<i>Factor Profundidad: p-valor <0,01</i>			
<i>Interacción Rot.*Prof.: p-valor 0,17</i>			<i>Interacción Rot.*Prof.: p-valor 0,28</i>			

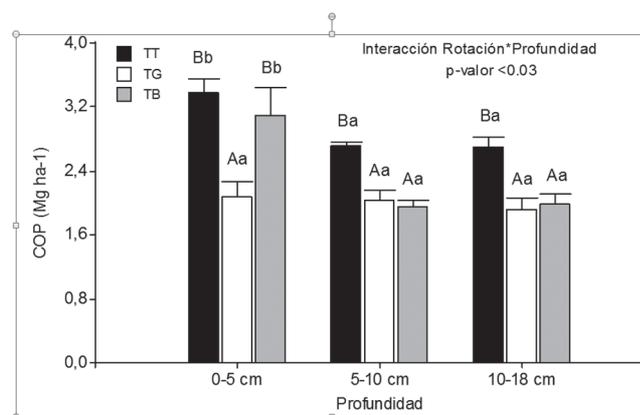


Figura 1: Contenidos de carbono orgánico particulado (COP) en las rotaciones TT (trigo-trigo-trigo), TG (trigo-girasol-trigo) y TB (trigo-barbecho-trigo), Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas, para cada profundidad, entre rotaciones ($p < 0,05$) y letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre profundidades para cada rotación ($p < 0,05$). Las barras indican el error estándar de la media.

BIBLIOGRAFÍA

- Agostini, M; G Studdert y G Domínguez, 2010, Cambios en algunas propiedades físicas de un suelo del sudeste bonaerense asociados a distintos sistemas de cultivo, En Actas XXII CACS,
- Andrade, F; H Echeverría; N González; S Uhart y N Darwich, 1996, Requerimientos de nitrógeno y fósforo de los cultivos de maíz, girasol y soja, INTA Balcarce, Boletín técnico N° 134, 17 pp,
- Eiza, M; N Fioriti; G Studdert y H 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: 59-67,
- Fabrizzi, K; F García; J Costa & L 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,
- Galantini, J, 2005, Separación y análisis de las fracciones orgánicas, En: Marban, L y S Ratto (Eds.), "Tecnología en análisis de suelos: Alcance a laboratorios agropecuarios", AACs, Capítulo IV: 95-106,
- García, F, 2011, Siembra directa, rotaciones y fertilidad para una agricultura sostenible con énfasis en las condiciones de Santa Cruz de la Sierra, Bolivia, Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica 1: 14-21,
- Hobbs, P; K Sayre & R Gupta, 2008, The role of conservation agriculture in sustainable agriculture, Philos, T, R, Soc, B, 363: 543-555,
- Kassam, A; T Friedrich; F Shaxson & J Pretty, 2009, The spread of Conservation Agriculture: Justification, sustainability and uptake, Int, J, Agr, Sustain, 7, 292-320,
- Loveland, P & J Webb, 2003, Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review, Soil Till, Res, 70: 1-18,
- Luo, Z; E Wang & O Sun, 2010, Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments, Agric, Ecosyst, Environ, 139: 224-231,
- Mandolesi, M; M Ron; P Vidal y H Forjan, 2004, Carbono orgánico y sus fracciones según uso del suelo en un Argiudol típico del Centro Sur Bonaerense, En Actas XIX CACS,
- Olivera, Y; M Robertson & C Weeks, 2010, A new look at an old practice: Benefits from soil water accumulation in long fallows under Mediterranean conditions, Agric, Water Manag, 98: 291 - 300,
- Quiroga, A; R Fernández y D Funaro, 2005, Materia orgánica en Molisoles de la región semiárida pampeana, Influencia sobre propiedades físicas y productividad, Jornadas Nacionales "Materia orgánica y sustancias húmicas", Bahía Blanca,
- Quiroga, A; R Fernández; D Funaro y N Peinemann, 2008, Materia orgánica en Molisoles de la región semiárida pampeana, Influencia sobre propiedades físicas y productividad, En J Galantini (Ed.), "Estudio de las Fracciones Orgánicas en Suelos de Argentina", AACs, pp, 97-116,
- Roldán, M; G Studdert; C Videla; L Picone y S San Martino, 2012, Fracciones de carbono orgánico por tamaños de agregados en dos suelos bajo manejos contrastantes, En Actas XXIII CACS,
- Scian, B, 2010, Capítulo I: Clima- Bahía Blanca y Sudoeste Bonaerense, En: Ambientes y Recursos Naturales del Partido de Bahía Blanca: Clima, Geomorfología, Suelos y Aguas, J, D, Paoloni, Compilador, 1° Ed, Bahía Blanca, UNS, EdiUNS, p, 27-67; 240pp,
- Soil Survey Staff – USDA, 2006, Soil Taxonomy, A basic system for classifying soils, Agric Handbook 436, US Government Printing Office, Washington, DC, 863 p.

MODELO TECNOLÓGICO PARA LA INCORPORACIÓN SUSTENTABLE DE "CÁSCARA" DE GIRASOL AL SUELO

Silenzi, J.C.¹; A.G. Vallejos¹; N.E. Echeverría¹ & M.P. De Lucia¹

¹Conservación y Manejo de Suelos, Departamento de Agronomía - UNS, Bahía Blanca. jsilenzi@uns.edu.ar San Andrés 800, 8000-Bahía Blanca, Buenos Aires; 54-0291-4595102 int: 4377.

RESUMEN

El modelo permite abonar el suelo con "cáscara" de girasol en forma sustentable con el medio ambiente a escala industrial. Los objetivos principales, son: evitar la quema directa de la "cáscara" –residuo industrial– y la consiguiente emisión de CO₂; impedir el vertido en fosas sumidero y la contaminación con Boro y Arsénico de aguas subterráneas; aumentar la producción de biomasa mediante la mejora de la productividad del suelo y elevar los niveles de humus del suelo.

Palabras clave: suelo, cáscara de girasol, abono, sustentabilidad ambiental.

INTRODUCCIÓN

La producción mundial de girasol es algo superior a los 30 millones de toneladas. Rusia y Ucrania son los principales productores, y junto a nuestro país cosechan en conjunto más de la mitad de esa cantidad. Argentina llegó a obtener más de 7 millones de t en 1998/99, actualmente no sobrepasa los 3,5 millones de t año⁻¹. No obstante seguimos siendo el mayor exportador de aceite de girasol del mundo. Por nuestros puertos salen más de 1 millón de t año⁻¹ de este producto agroindustrial, lo cual representa el 70 % del aceite de girasol consumido en todo el mundo.

La "cáscara" (pericarpio) representa alrededor del 17 % del peso de la "semilla" (aquenio) del girasol de calidad aceitera. Cargill Bahía Blanca emplea una cantidad de la cáscara como combustible de las calderas de su propia industria aceitera; el remanente, que se incrementa notablemente durante la época

que la planta trabaja a pleno, constituye un residuo costoso para transportar y almacenar que motivó su acumulación en fosas sumidero.

La quema de cáscara de girasol produce una emisión de gases de efecto "invernadero" del orden de 152 t de CO₂ por cada 100 t de residuo y su acumulación en fosas sumidero puede provocar la contaminación de aguas subterráneas, principalmente con Boro y Arsénico, y también puede ocasionar otros tipos de accidentes ambientales y sociales.

PROBLEMA

La planta aceitera de Cargill Bahía Blanca en los meses de producción "pico" ha tenido excedentes de 150-180 t diarias de cáscara (1500-1800 metros cúbicos). En 1995 la empresa decidió usar el suelo como sumidero del residuo. La operación fue impensada y finalmente desafortunada, los fuertes vientos produjeron la deflación de la cáscara vertida en el campo y su acumulación en la ruta, lo cual provocó un accidente de tránsito fatal para varias personas. En otras ocasiones hubo incendios de cáscara que comprometieron la seguridad de campos vecinos y la visibilidad en caminos.

La quema de cáscara de girasol produce una emisión de gases de efecto "invernadero" del orden de 152 t de CO₂ por cada 100 t de residuo, y su acumulación en fosas sumidero puede provocar la contaminación de aguas subterráneas con Boro y Arsénico.

VINCULACIÓN TECNOLÓGICA UNS-CARGILL

En 1995, debido a los acontecimientos mencionados, la empresa Cargill decidió consultar a la UNS. La Unidad de Conservación y Manejo de Suelos asu-

mió la responsabilidad y en 1996 comenzó a desarrollar una metodología que permitiese incorporar la cáscara al suelo en forma "amigable" con el medio ambiente y la sociedad. El proyecto demandó más de 7 años de investigación, desarrollo, monitoreo y correcciones, y como resultado final se obtuvo el modelo que se presenta aquí en forma muy sucinta.

METODOLOGÍA

La metodología consiste en abonar el suelo con cantidades sustentables de "cáscara" de girasol con los objetivos de:

- Evitar la quema directa del residuo y la consiguiente emisión de CO₂.
- Impedir el vertido en fosas sumidero y la contaminación con Boro y Arsénico de aguas subterráneas.
- Aumentar la producción de biomasa mediante la mejora de la productividad del suelo como consecuencia del:
 - o Aporte de nutrimentos solubles, principalmente fósforo.
 - o La recuperación de la fertilidad física (estructura, porosidad y disponibilidad de agua para las plantas).
- Elevar considerablemente los niveles de humus y retardar la emisión de CO₂ por reciclaje biológico.

Para que la tecnología sea sustentable con todo el ambiente, se debe evitar que la "cáscara" se vuele mientras se realizan las operaciones de vuelco de los camiones en el campo y su posterior distribución sobre la superficie del terreno. Seguidamente, durante las labranzas para incorporar la cáscara al suelo, es necesario reducir al mínimo el riesgo de erosión eólica, en una región caracterizada por la gran agresividad de sus vientos.

Para lograr los objetivos señalados, la "cáscara" se aplica en franjas de terreno protegidas a barlovento por franjas de terreno con vegetación (cultivo en franjas contra viento). El dimensionamiento de las franjas surge a partir de un modelo que toma como base la WEE (Wind Erosion Equation), y que fue convalidado a campo durante varios años. El mismo

considera las variables climáticas en forma mensual, la erodabilidad del suelo, su cobertura y rugosidad, y el efecto "rompe viento" que realiza el cultivo protector ubicado a barlovento.

La cantidad de cáscara que se aplica por hectárea es función del ritmo de descomposición de la cáscara, de los factores capacidad, intensidad y flujo de renovación de Nitrógeno del suelo y de la operatividad de los equipos utilizados en las labranzas de incorporación. De las 1.350 ha abonadas con cáscara en forma experimental, las cantidades más usadas resultaron del orden de las 45 a 60 t ha⁻¹ para los Haplustoles Énticos, 55 a 65 t ha⁻¹ en Paleustoles Petrocálcios y de 60 a 80 t ha⁻¹ en los suelos de mayor receptividad, Haplustoles Típicos.

Durante los años posteriores a la incorporación de la cáscara, los suelos fueron monitoreados en todos los parámetros que hacen a su fertilidad física y química. Sólo en eventuales ocasiones, adjudicadas a acciones operativas no planificadas, se ha detectado inmovilización de Nitrógeno y en esas circunstancias se subsanó el inconveniente apelando a la fertilización.

RESULTADOS

La tecnología respondió correctamente en las 1.350 hectáreas abonadas con "cáscara" en el denominado "campo experimental", ubicado en la Ruta 35, km 18. Todas las pautas tecnológicas desarrolladas en el marco del proyecto fueron verificadas y aprobadas sistemáticamente por la Secretaría de Política Ambiental de la Provincia de Buenos Aires. En este sentido, debe destacarse la rigurosidad de los controles por tratarse de un modelo inédito a nivel mundial.

Los controles realizados por varios años en forma sistemática indicaron que el suelo mejoró su calidad debido a la incorporación de cáscara. Cuando el abonado fue de 55 t ha⁻¹, los resultados mostraron subas del carbono orgánico del 5-7 %, aumento del fósforo disponible para las plantas del 80 %, mejoras de porosidad del 20 % y de resistencia a la erosión del 30 %. Consecuentemente aumentó su productividad. Mediciones en trigo indicaron incrementos de rendimiento de 300-500 kg ha⁻¹ sin fertilizante y un sinergismo de 200-400 kg ha⁻¹ más como respuesta al nitrógeno, respecto del suelo sin cáscara.

BIBLIOGRAFÍA

- Echeverría NE; JC Silenzi; AG Vallejos & MP De Lucia. 2010. Evaluación de la densidad aparente y penetrometría de un suelo abonado con cáscara de girasol y/o barro de maltería en condiciones de campo. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Silenzi JC & AG Vallejos. 2000. Conservación de la humedad y productividad de un suelo abonado con cáscara de girasol. Congreso Argentino de Ingeniería Rural (Bs. As., Oct. 2000).
- Silenzi JC & AG Vallejos. 2000. Efecto de la cáscara de girasol sobre propiedades físicas y químicas de un suelo del SO bonaerense. Congreso Argentino de Ingeniería Rural (Bs. As., Oct. 2000).
- Silenzi JC & AG Vallejos. 2000. Evaluación de la incorporación de cáscara de girasol a un suelo mediante labranzas. Congreso Argentino de Ingeniería Rural (Bs. As., Oct. 2000).
- Silenzi JC & AG Vallejos. 2000. Incorporación de cáscara de girasol al suelo mediante el empleo de franjas contra el viento. Congreso Argentino de Ingeniería Rural (Bs. As., Oct. 2000).
- Silenzi JC.; NE Echeverría & AG Vallejos. 2001. Productividad de un suelo abonado con cáscara de girasol y sometido a tráfico reiterado. Trabajo presentado en forma oral en el IV Congreso Internacional de Ingeniería Agrícola (mayo 2001) en Chillán, Chile.
- Silenzi JC.; NE Echeverría & AG Vallejos. 2000. Comportamiento de un suelo abonado con cáscara de girasol y sometido a tráfico reiterado. Parte II: Evaluación de la compactación. ISCO 2000 (11° International Soil Conservation Conference).
- Silenzi JC.; AG Vallejos & NE Echeverría. 2001. Compactación de un suelo abonado con cáscara de girasol y sometido a tráfico reiterado. IV Congreso Internacional de Ingeniería Agrícola (mayo 2001), Chillán, Chile.
- Silenzi JC.; AG Vallejos & NE Echeverría. 2000. Comportamiento de un suelo abonado con cáscara de girasol y sometido a tráfico reiterado. Parte I: evaluación de la productividad. ISCO 2000 (11° International Soil Conservation Conference).
- Silenzi JC.; AG Vallejos; NE Echeverría & MP De Lucia. 2006. Productividad de un suelo abonado con cáscara de girasol y barro de maltería. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy (Argentina), Setiembre 2006.
- Silenzi JC.; AG Vallejos; NE Echeverría & MP De Lucia. 2008. El uso de residuos agroindustriales como abono del suelo para la producción de trigo. VII Congreso Nacional del Trigo y I Encuentro del Mercosur. Santa Rosa, La Pampa.
- Silenzi JC.; AG Vallejos; NE Echeverría & MP De Lucia. 2006. Efecto del "barro" de maltería sobre la condición física de un suelo abonado con cáscara de girasol. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy (Argentina), Setiembre 2006.
- Silenzi JC.; NE Echeverría; AG Vallejos & MP De Lucia. 2010. Comportamiento hídrico de un suelo tratado con cáscara de girasol y/o barro de maltería. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Vallejos AG.; JC Silenzi; NE Echeverría & MP De Lucia. 2012. Utilización de cáscara de girasol (*Helianthus annuus L.*) como enmienda orgánica y sus efectos sobre propiedades del suelo. *Agro-Ciencia, Chilean J. Agric. Anim. Sci* (2121) 28(2): 117-126. ISSN0716-1689 impreso; ISSN 0718-3216 electrónico.
- Vallejos AG & JC Silenzi. 2002. Emergencia de trigo en suelos abonados con cáscara de girasol. XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Puerto Madryn, 16 al 19 de abril del 2002.
- Vallejos AG; JC Silenzi; NE Echeverría & MP De Lucia. 2004. Fertilización nitrogenada de un cultivo de trigo en un suelo sumidero de "cáscara" de girasol. VI Congreso Nacional de Trigo y IV Simposio Nacional de Siembra Otoño Invernal. 20 al 22 de Octubre de 2004. Universidad Nacional del Sur. Departamento de Agronomía, Bahía Blanca.

STOCK DE CARBONO Y RELACIONES DE ESTRATIFICACIÓN COMO ÍNDICES DE CALIDAD EN OXISOLES SUBTROPICALES

Toledo, D.M.¹; J.A. Galantini²; S.M. Contreras Leiva¹ & S. Vazquez¹

¹ Cátedra de Edafología, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Nordeste, Sargento Cabral 2131, 3400 Corrientes, Argentina. marcelatoledo94@hotmail.com ² Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), CERZOS (UNS-CONICET)-Dpto. Agronomía (UNS), San Andrés 800, 8000 Bahía Blanca, Argentina. juangalantini@gmail.com

RESUMEN

En la actualidad, existe la necesidad de comprender los efectos de la agricultura sobre el carbono orgánico del suelo (C) y las existencias a nivel regional, no sólo porque puede ser una fuente de emisiones como C-CO₂ hacia la atmósfera sino también por ser un indicador sensible a los cambios en el uso de las tierras. El objetivo del trabajo fue examinar el stock de C (SC) y las relaciones de estratificación como indicadores de calidad de suelos para determinar los efectos del desmonte y posterior uso agrícola en suelos rojos subtropicales. En Oxisoles de Misiones (Argentina), se ubicaron 6 tratamientos: selva subtropical (S) sin disturbio antrópico (tomada como referencia de alta calidad de suelo), cultivo de tabaco, *Nicotiana tabacum* L. (T); cultivo de mandarina, *Citrus unshiu* (C); cultivo de té, *Camelia sinensis* (T); cultivo de yerba mate, *Ilex paraguariensis* (Y). Se tomaron muestras compuestas a 0-0,10; 0,10-0,20 y 0,20-0,30 m. Las variables determinadas fueron: densidad aparente (Da) y concentraciones de carbono orgánico. Los SC fueron calculados para 0,30 m de profundidad, aplicando el método de cálculo basado en un sistema coordinado de material (SCM). Las tasas de estratificación fueron calculadas a partir de las concentraciones de C de 0-0,10 m respecto de 0,20-0,30m (COS_{r1}) y de 0-0, 10-0,10-0,20 (COS_{r2}). Los resultados fueron evaluados mediante ANOVA, Test LSD (P <0,05) y correlación de Pearson. El desmonte y posterior uso agrícola continuo, produjeron disminuciones en las reservas de carbono. Los SCs y las tasas de estratificación presentaron una correlación positiva y significativa ($r^2 = 0,87$ y $0,89$). Tasas de COS_{r1} > 2 y COS_{r2} >1,5 corresponden a situaciones de alta calidad del suelo, en tanto que valores menores están asociados a procesos de degradación

denotando pérdidas de calidad en Oxisoles bajo los diferentes sistemas de cultivos evaluados. El stock de carbono y las relaciones de estratificación aplicadas resultaron índice de calidad sensibles a los cambios en el uso de las tierras. Ambos indicaron que todos los sistemas agrícolas bajo estudio produjeron pérdida de calidad de suelo. La relación de estratificación COS_{r1}, resultó un índice más sensible otorgando el siguiente orden de calidad de suelo; Y<T<C<S.

Palabras claves: Oxisoles, stock de carbono, relaciones de estratificación, calidad de suelos, uso de las tierras.

INTRODUCCIÓN

La calidad de suelo (CS) se define como su capacidad para funcionar dentro de ciertos límites del ecosistema, sustentar la productividad biológica, mantener la calidad del agua y del aire, además de promover la salud de plantas, animales y humanos (Karlen et al., 1997). La frecuencia e intensidad de las labranzas alteran las propiedades del suelo, la distribución de la MO y de los nutrientes en la profundidad laboreada. Estos cambios en el largo plazo pueden reflejarse en la disponibilidad de nutrientes, en la productividad de los cultivos y en la sustentabilidad del sistema (Galantini et al., 2008).

La influencia de un sistema puede ser evaluada en base a estudios de calidad de suelo, ésta no puede medirse directamente pero puede inferirse a través de la medida de atributos o parámetros del suelo que sirven de indicadores de calidad (Bredja et al., 2000). "Indicador" proviene del verbo latino "indicare", que significa revelar, señalar. Así, la evaluación de la calidad consiste en valorar y explicar los cambios sucedidos en el suelo en el espacio y

en el tiempo (Doran & Parkin, 1994), a través de parámetros que valoran su funcionamiento.

La provincia de Misiones se caracteriza por una morfología general definida por una cadena montañosa, que disminuye su altura hacia el sur y queda prácticamente delimitada por los ríos Paraná y Uruguay. El elemento dominante de la litología y consecuentemente de la forma del paisaje local, son las coladas de basalto provenientes de centros efusivos situados más al norte (Geomap, 1965). En estas condiciones se formaron un conjunto de suelos ácidos denominados comúnmente "tierras coloradas", donde predominan Alfisoles, Ultisoles y Oxisoles. La acidez del suelo es uno de los principales factores limitantes del desarrollo y la productividad de los cultivos, y ello es debido por un lado, a la muy baja disponibilidad que estos suelos presentan en bases de cambio y en otros nutrientes como el fósforo, y por otro, a la acción tóxica para la mayoría de los cultivos de ciertos iones comúnmente presentes en los suelos muy ácidos, como el hidrógeno, aluminio y manganeso (Dalurzo, 2002; Mariscal Sancho, 2008), como resultado de la fuerte meteorización, y lavado que experimentan, por las altas temperaturas y elevadas precipitaciones.

El uso de las tierras tiene un importante impacto sobre el carbono (C) del suelo y su dinámica, produciendo alteraciones en las reservas de C en relación a su condición original (Carvalho et al., 2009). La evaluación de los cambios en el uso de las tierras a partir de los SC, generalmente son determinados por comparación de los SC correspondientes a los diferentes sistemas, considerando las masas de suelo y el efecto del uso sobre las Da y el COS (Baldesdent et al., 2000). A nivel internacional, el IPCC recomienda que la cuantificación de las reservas de C del suelo se efectúe hasta los 0,30 m de profundidad, expresándolo en masa de C por unidad de superficie para esa profundidad. Esta cuantificación del stock de carbono (SC), aparentemente sencilla, presenta inconvenientes cuando no se tienen en cuenta los cambios en la densidad aparente del suelo (Da) por efecto del uso, por efecto de la compresión y expansión de arcillas con la humedad del suelo, por efecto de la erosión ó por efecto de la oxidación de la MO en el caso de humedales drenados (Gifford & Roderick, 2003).

Cuando existen diferencias significativas entre las densidades aparentes (Da) de los distintos siste-

mas a comparar, es necesario emplear algún método de cálculo del SC, que incluyan correcciones de masa, siendo el método gráfico basado en un sistema coordinado de material (Mc Bratney & Minasny, 2010), recomendado para Oxisoles cuando el objeto de estudio es la evaluación de la calidad de los suelos frente a cambios en el uso de las tierras (Toledo et al., 2013).

La materia orgánica del suelo (MO) es considerada un importante indicador de CS y sustentabilidad sin embargo el simple valor de MO no en todos los casos es un indicador sensible del estado y evolución del sistema (Galantini et al., 2006). Es por ello que para evaluar la CS, resulta necesario establecer diferentes índices y relaciones vinculadas a la MO, entre ellos la relación MOP/MO (Galantini et al., 2004); MOP/RES, el stock de carbono del suelo y los índices de estratificación del carbono orgánico del suelo (COS) propuesto por Franzluebbers, 2002. Para este último la estratificación del COS es un índice válido para estudiar la calidad de suelo o el funcionamiento de el ecosistema suelo, considerando que la materia orgánica en superficie es esencial para el control de la erosión, favorece la infiltración y la conservación de nutrientes (Nieto et al., 2012).

El objetivo del trabajo fue evaluar el stock de C (SC) y determinar las relaciones de estratificación como indicadores de calidad de suelos para determinar los efectos del desmonte y posterior uso agrícola en suelos rojos subtropicales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y diseño empleado: el trabajo se llevó a cabo en la Provincia de Misiones, sobre suelos Oxisoles caracterizados por una baja fertilidad natural, alta acidez, y predominancia de arcillas de baja capacidad de intercambio. El área bajo estudio corresponde a una planicie discontinua de relieve ondulado con lomas de pendientes medias, con altitudes de 350 a 500 m s.n.m. (Peña Zubiarte et al., 1990). La región, se caracteriza por presentar clima subtropical sin estación seca marcada, temperatura media anual oscila entre 20,5 y 21,5°C, precipitación media anual de 1500 a 1700 mm y evapotranspiración potencial media anual de 1050 a 1100 mm (tipo climático "Cfa" en el Sistema de clasificación climática Köppen-Geiger), (Peel et al., 2007).

El estudio fue conducido en 4 aéreas: Alem (27° 36' 38" S; 55° 17' O), Oberá (27° 28' 43" S; 55° 07' O), Dos de Mayo (27° 01' 28" S; 54° 38' 30" O), y El Soberbio (27° 14' 47" S; 54° 20' 26" O). Cada área fue considerada un bloque. Los tratamientos incluyeron suelos sin disturbación antrópica: Selva subtropical (S), suelos agrícolas bajo cultivo de tabaco, *Nicotiana tabacum* L. (T); cultivo de manadrina Satsuma, *Citrus unshiu* Marc (C) y cultivo de yerba mate, *Ilex paraguariensis* St. Hil. (Y), todos ellos con 15 a 20 años de cultivos de escarda previos.

El tratamiento testigo fue S, tomado como tratamiento de referencia de alta CS, para comparar los cambios producidos por el uso agrícola. El tratamiento S correspondió a a selva subtropical prístina, con abundancia de arboles de gran porte y de lianas y epifitas. Entre los árboles predominantes se destacan especies como timbó, *Enterolobium contortisiliquum* (Vell) Morong, guatambú, *Balfourodendron riedelianum* Engl., lapacho rosado, *Tabebuia ipé* (Mart) Standley y el laurel, *Nectandra lanceolata* Ness et Mart, peteribí, *Cordia trichotoma*, (Vell), la grapia, *Apuleia leiocarpa* (Vog) Macbr., el ambay, *Cecropia pachystachya* y en el estrato de bambuseas la tacuara guazú, *Guadua angustifolia* Kuntz.

El tratamiento T, correspondió a lotes de productores bajo labranza convencional con cultivo de tabaco *Nicotiana tabacum* L. (Tabaco tipo Burley), con una densidad de 30.000 plantas ha⁻¹ y con fertilizaciones anuales con fósforo (P) (55 kg P ha⁻¹ año⁻¹).

El tratamiento C, correspondió a lotes de productores con cultivos de mandarina Satsuma (*Citrus unshiu* Marc), de 8 años de edad, con control mecánico de malezas en las calles, con aplicación de herbicidas entre plantas y fertilizaciones anuales (114 kg de N; 55 kg de P; 128 kg de K y 35 kg de Ca ha⁻¹ año⁻¹).

El tratamiento Y correspondió a lotes de productores con cultivo de yerba mate (*Ilex paraguariensis* St. Hil.), con 15 años de edad, una densidad de plantas de 2200 plantas ha⁻¹, control mecánico de malezas con azada entre plantas y repetidas pasadas de ras-tras de discos en las calles.

Muestreo de suelo y variables evaluadas: fueron seleccionadas por bloque, tres parcelas de 15 x 51 m para cada tratamiento. En cada parcela, se tomaron

tres muestras compuestas de suelo (por tres muestras simples) a las profundidades 0-0,10, 0,10-0,20 y 0,20-0,30 m para el análisis del COS. Se extrajeron un total de 108 muestras de suelo. Se determinó el contenido de humedad de las muestras gravimétricamente, para lo cual fueron secadas en estufa a 105°C por 24 horas. Para determinar densidad aparente, en cada tratamiento se extrajeron 3 muestras simples, para cada una de las profundidades consideradas, manteniendo intacta la estructura del suelo utilizando cilindros de Kopecki (Forsythe, 1975).

Las muestras de suelos fueron secadas al aire, molidas y tamizadas por malla de 2 mm. Posteriormente se determinó la concentración de COS por el método de oxidación húmeda aplicando Walkey and Black modificado (Nelson & Sommers, 1996), la textura por el método de Bouyoucos (Dewis & Freitas, 1970) y el pH, por el método potenciométrico en solución salina con ClK 0,1 M, aplicando una relación 1:2,5 (Jackson, 1970).

Los SCs fueron calculados para los primeros 0,30 m de profundidad (Toledo et al., 2013b), aplicando el método de cálculo basado en un sistema coordinado de material (SCM) propuesto por Mc Bratney & Minasny, 2010. Se calcularon las relaciones de estratificación del COS a partir de las concentraciones del mismo obtenidas a la profundidad de 0-0,10m, dividida la correspondiente a 0,20-0,30m (COSr1) (Franzluebbers, 2002), como así también las relaciones de estratificación considerando las profundidades 0-0,10m y 0,10-0,20m (COSr2) (Toledo et al., 2013a).

Análisis estadístico: los resultados obtenidos fueron analizados mediante un ANOVA y se efectuaron comparaciones de medias utilizando el Test LSD ($p < 0,05$). Para evaluar las relaciones entre variables, se realizó un análisis de correlación de Pearson entre pares de variables ($p < 0,05$). Los datos fueron procesados mediante el programa estadístico Infostat 2011 (Di Rienzo et al., 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de los atributos determinados se observan en la Tabla 1. Los suelos evaluados presentaron reacción fuertemente ácida y clase textural arcillosa, con valores superiores al 60% de arcilla.

El uso agrícola produjo un aumento de la Da, en las tres profundidades, en el orden C>T>Y, con diferencias significativas. El aumento de la densidad aparente con el uso agrícola atribuyó a los repetidos pases de maquinarias e implementos agrícolas utilizados. Similares resultados fueron hallados en suelos caoliniticos bajo cultivo de maíz por Ohep et al. (2002), y en Oxisoles bajo cultivo de yerba por Dalurzo (2002).

En todos los casos los mayores contenidos orgánicos correspondieron a los suelos sin disturbio antrópico. En las tres profundidades estudiadas el contenido fue mayor en superficie y disminuyó con la profundidad. Entre los suelos agrícolas, los suelos bajo Citrus presentaron los mayores valores en los primeros 0,20 m del perfil lo cual se atribuyó al aporte de hojarasca, el cual no se produce bajo yerba mate como tampoco bajo tabaco, por ser las hojas el producto de cosecha. Como consecuencia del desmonte disminuyen drásticamente los aportes orgánicos (Fernández, 1987), la remoción del suelo promueve los procesos de descomposición de la materia orgánica, aumenta las pérdidas de CO² a la atmósfera y favorece la mineralización del N (Hernández- Hernández & López Hernández, 2002).

El índice de estratificación COSr1, permitió distinguir entre suelos naturales y cultivados (Fig. 2). Los suelos sin disturbar, considerados de alta calidad, presentaron un índice COSr1 superior a 2, en tanto que los suelos agrícolas presentaron un COSr1<2. Estos valores coinciden con lo encontrado por Franzluebbbers (2002), quien sostuvo que independientemente del tipo de suelo y del régimen climático, índices de estratificación de COS>2 indican que se está proveyendo de calidad al suelo y valores <2 corresponderían a suelos bajo condiciones de degradación.

Nieto et al. (2012) y Toledo et al. (2013a) determinaron índices COSr1<2 para suelos bajo cultivos agrí-

colas con labranza convencional e índices >2 en el primer caso, para suelos bajo cultivos de cobertura y bajo labranza cero y en el segundo para suelos prístinos y asociaron estos valores a una mayor calidad de suelo y a un mayor potencial para secuestrar carbono.

El índice de estratificación COSr2, fue desarrollado a partir del índice de estratificación de carbono propuesto por Franzluebbbers (2002), pero con una modificación en las profundidades consideradas ya que se relacionaron los primeros centímetros del perfil (0-0,10 m) con la profundidad subsuperficial (0,10-0,20 m). En este caso el índice aplicado resultó menos sensible que el COSr1, distinguiendo suelos prístinos, de cultivados y dentro de éstos el orden: C y T>Y (Fig. 3).

En suelos cultivados el valor del índice COSr2 hallado fue <1,5 coincidiendo éste con lo determinado por Toledo et al. 2013a, en Oxisoles bajo cultivo de té (*Camellia sinensis* L.) y de maíz (*Zea mays* L.) con labranza convencional y sin agregado de enmiendas orgánicas quienes indicaron que valores de COSr2<1,5 corresponderían a situaciones de pérdida de calidad de suelo por efecto del uso.

El índice de estratificación de COS aumentó con el aumento de la profundidad considerada para su cálculo, siendo mayores los valores de COSr1 respecto a COSr2., en coincidencia con lo hallado en Oxisoles por Moraes Sá & Lal (2009).

Las relaciones de estratificación (COSr1 y COSr2), presentaron correlaciones positivas y significativas con el stock de carbono (r²:0,87 y 0,89 respectivamente).

CONCLUSIONES

Las relaciones de estratificación del COS están positivamente asociadas a la calidad de suelo. Tasas de COSr1 >2 y COSr2 >1,5 corresponden a situa-

Tabla 1: Valores medios de densidad aparente (Da) y de carbono orgánico del suelo (COS) obtenidos para los distintos tratamientos.

	Prof.	S	C	T	Y	CV	p-valor
Da (Mg m ⁻³)	1	0,75c	1,14a	1,19a	0,96b	9,16	<0,0001
	2	0,81d	1,08b	1,16a	0,91c	8,23	<0,0001
	3	0,82d	1,06b	1,18a	0,97c	7,83	<0,0001
COS (%)	1	4,03a	2,35b	2,16bc	1,89c	16,70	<0,0001
	2	2,17a	1,72b	1,62b	1,72b	10,34	<0,0001
	3	1,75a	1,24c	1,35bc	1,48b	11,86	<0,0001

ciones de alta calidad de suelo, en tanto que valores menores están asociados a procesos de degradación denotando pérdidas de calidad en Oxisoles bajo los diferentes sistemas de cultivo evaluados. Los stocks de carbono y las relaciones de estratifica-

ción aplicadas resultaron índices de calidad sensibles a los cambios en el uso de las tierras. Ambos indicaron que todos los sistemas agrícolas bajo estudio produjeron pérdida de calidad del suelo en el orden: Y<T<C<S.

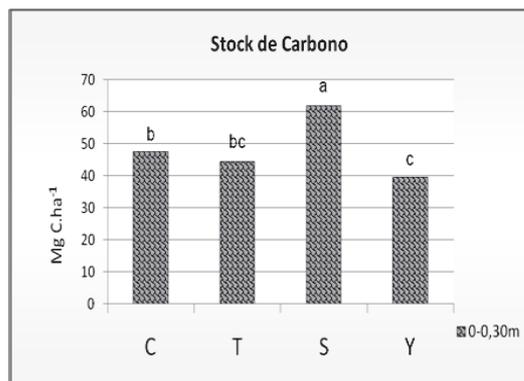


Figura 1. Stocks de carbono orgánico en Oxisoles bajo los diferentes usos de suelo: S: Selva subtropical; C: Citrus; T: Tabaco y Y: Yerba mate. Fuente: Toledo et al., 2013b

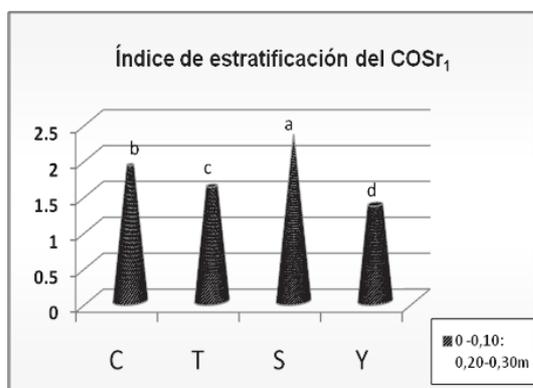


Figura 2. Relaciones de estratificación del COSr1 bajo los diferentes tratamientos en Oxisoles de Misiones. S: Selva subtropical; C: Citrus; T: Tabaco y Y: Yerba mate.

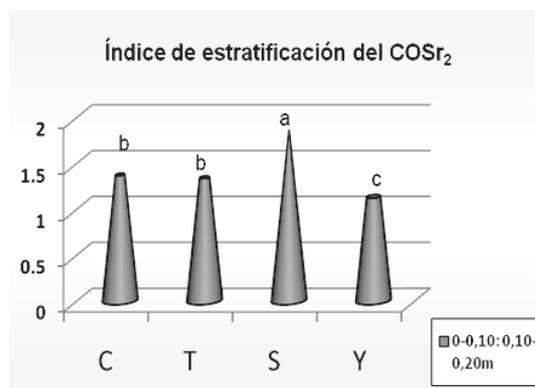


Figura 3. Relaciones de estratificación del COSr2 bajo los diferentes tratamientos en Oxisoles de Misiones. S: Selva subtropical; C: Citrus; T: Tabaco y Y: Yerba mate.

BIBLIOGRAFÍA

- Balesdent, J., C. Chenu, and M. Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Tillage Res.* 53:215-230.
- Brejda, JJ; TB Moorman; DL Karlen & TH Dao. 2000. Identification of regional soil quality factors and indicators, I Central and Southern High Plains. *Soil Sci Soc Am J.* 64:2115-2124.
- Carvalho, J.L.N., C.E. Pelegrino Cerri, B.J. Feigl, M.C. Piccolo, V. de P. Godinho, U. Herpin, and C.C. Cerri, 2009. Conversion of Cerrado into agricultural land in the south-western Amazon: carbon stocks and soil fertility. *Sci. Agric.* 66:233-241.
- Dalurzo, HC. 2002. Agregado de Residuos orgánicos en suelos ferralíticos. Efecto sobre variables que estiman sustentabilidad. Tesis de Maestría. Universidad de Buenos Aires.
- Dewis J & F Freitas. 1970. Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. *Boletín sobre suelos N° 10.* FAO. Roma. Pp. 36-57.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2011. *InfoStat, Versión 2011.* Grupo InfoStat. FCA, UNC, Córdoba, Argentina.
- Doran, JW & TB Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. In Doran, JW et al. (ed) *Defining soil quality for a sustainable environment.* SSSA Spec. Publ. 35. SSSA Madison, WI
- Fernández, RA. 1987. Influencia del sistema desmonte-reforestación con *Pinus sp.* sobre algunas características químicas de los suelos de Misiones. *Ci del Suelo.* 5 (2) 1987.
- Forsythe, W. 1975. *Física de Suelos.* IICA. San José. Costa Rica, 212 p.
- Gifford, R.M., and M.L Roderick. 2003. Soil carbon stocks and bulk density: spatial or cumulative mass coordinates as a basis of expression? *Globe Change Biol.* 9:1507-1514.
- Geomap. 1965. *Informe Geológico.* Provincia de Misiones. República Argentina.
- Galantini, J.A.; J.O. Iglesias; C. Maneiro; L. Santiago & Kleine C. 2006. Sistemas de labranza en el Sudoeste Bonaerense. Efectos de largo plazo sobre las fracciones orgánicas y el espacio poroso del suelo. *RIA 35 (1)* 15-30. Abril 2006. INTA, Argentina.
- Galantini, JA; J. Iglesias.; M. Landriscini; L. Suñer & G. Minoldo. 2008. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en sistemas naturales y cultivados. En: Galantini, JA (Ed.). *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina.* Pp. 71-93. Editorial Universidad Nacional del Sur.
- Hernández- Hernández RM & D López Hernández. 2002. El tipo de labranza como agente modificador de la materia orgánica: Un modelo para suelos de sabana De los llanos centrales venezolanos. *Interciencia.* Vol.27, N°10.
- Jackson, M.L. 1970. *Análisis Químico de los Suelos.* Segunda Edición. Ediciones Omega. Barcelona 662 p.
- Karlen, DL; MJ Mausbach; JW Doran; RG Cline; RF Harris & GE Schuman. 1997. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 4-10.
- Franzluebbers, AJ. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil & Tillage Res.* 66: 95-106
- McBratney, A.B., and B. Minasny. 2010. Comment on "Determining soil carbon stock changes: Simple bulk density corrections fail" [*Agric. Ecosyst. Environ.* 134 (2009) 251-256]. *Agric. Ecosyst. Environ.* 136:185-186.
- Mariscal Sancho, I. 2008. Recuperación de la calidad de Ultisoles mediterráneos degradados, mediante la aplicación de enmiendas y formas alternativas de uso. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid.
- Moraes Sá, JC & R Lal. 2009. Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol. *Soil Till. Res.* 103: 46-56.
- Nelson, DW & LE Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: JM Bigham (ed.). *Methods of soil analysis, Part. 3. Chemical Methods.* Pp. 961-1010. Am. Soc. Agron. & Soil Sci. Soc. Am. J., Madison, WI.
- Nieto, OM; J Castro & E. Fernández Ondoño. 2012. Sustainable agricultural practices for Mediterranean olive groves. The effect of soil management on soil properties. *Spanish Journal of Soil Science* 2: 70-77.
- Ohep, C; F Marcano; S Pudzzar & C Colmenárez. 2002. Efectos de la labranza conservacionista en los atributos físicos del suelo que influyen sobre el rendimiento de maíz. *Bioagro 14 (1)* 37:45.
- Toledo, D.M.; J.A. Galantini; E. Ferreccio; S. Arzuaga; L. Gimenez & S. Vazquez. 2013a. Indicadores e índices de calidad en suelos rojos bajo sistemas naturales y cultivados. *Ci del Suelo.* Vol. 31 (2). 201-212
- Toledo, D.M.; J.A. Galantini; H. Dalurzo; S. Vazquez & G. Bollero. 2013b. Methods for Assessing the Effects of Land Use Changes on Carbon Stocks of Subtropical Oxisols. *Soil Science Society of America Journal*, 77:1542-1552. Doi:10.2136/sssaj2013.03.0087.

ACTIVIDAD AGROPECUARIA Y CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO TOTAL EN TRES SUELOS DEL SO BONAERENSE

Zilio J.; F. Frolla & H. Krüger

EEA INTA Bordenave. Pcia. Buenos Aires.

RESUMEN

El presente trabajo se realizó con la finalidad de evaluar el COT (Carbono Orgánico Total) de tres suelos del SO bonaerense: Argiustol, Argiudol y Hapludol, ubicados en San Germán, Coronel Suárez y Leubucó, respectivamente. En cada uno de ellos se analizaron tres manejos: Inalterado (I), Moderado (M) y Agresivo (A). La definición de los mismos contempló diferencias en el tipo de rotación y secuencia de cultivos, cantidad de cultivos de cosecha y fertilización. Se evaluó COT en dos profundidades (0-10 y 10-20 cm). El diseño fue Factorial Triple con Bloque Anidado dentro del factor Suelo. Los resultados indicaron que el comportamiento del COT fue diferente en cada uno de los suelos ($S*M*P$, $p=0,117$). Para el Argiustol, fue necesario un análisis por profundidad: en ambas capas el manejo I mostró mayor contenido de COT que M y A, aunque en la capa inferior, A mostró una tendencia a menores valores que M. En el Argiudol el manejo I mostró mayor contenido de COT que M y A. Además, en todos los manejos la capa superior tuvo mayor contenido que la inferior, indicando estratificación del COT. En el Hapludol, el manejo I tuvo mayor COT que M y A en la capa superficial, mientras que en 10-20 cm, M presentó contenidos intermedios entre I y A. En resumen, el manejo I fue claramente distinto a M y A. Hubo diferencias entre suelos, en el comportamiento del COT en cada profundidad. En el Argiudol, la estratificación del COT fue marcada en todos los manejos, situación que sólo se detectó en el manejo I del Hapludol. En el Argiustol, existe una tendencia de M a mostrar valores intermedios de COT. Otros indicadores complementarios serán necesarios para confirmar las tendencias descriptas.

INTRODUCCIÓN

El conocimiento del estado actual de los suelos y la magnitud de su eventual degradación, como consecuencia de la intensificación de las actividades productivas en los últimos años, resulta importante para redireccionar el manejo de suelos y cultivos. El presente trabajo se enmarca en un proyecto de tesis más amplio, que investiga indicadores de calidad de suelos, e índices derivados, para determinar aquellos más apropiados para este tipo de evaluaciones en el área de influencia de la EEA INTA Bordenave, en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires.

La materia orgánica ha sido el parámetro más utilizado como indicador de calidad del suelo y sustentabilidad agronómica, por su influencia sobre variables físicas, químicas y biológicas (Reeves, 1997). Sin embargo el carbono orgánico total (COT) constituye un reservorio de gran tamaño y con una amplia variabilidad. Esto sólo lo haría apto para la detección de cambios a largo plazo, mientras que fracciones más lábiles como el carbono orgánico joven o particulado, resultan más adecuadas para la caracterización de cambios a corto plazo (Gregorich et al., 1994; Upendra et al., 2007). Dado que los efectos acumulativos de la intensificación del uso agrícola en la región registran un número relativamente prolongado de años, se plantea la hipótesis que el COT puede ser un indicador sensible a los mismos. El objetivo de este trabajo es comparar los contenidos de COT en tres grandes grupos de suelos característicos y tres situaciones de manejo.

MATERIALES Y MÉTODOS

En base al Mapa de Suelos de la Provincia de Buenos

Aires (escala 1:500 000), se seleccionaron tres grupos de suelos representativos del área de influencia de la EEA Bordenave: Argiustol (Suelo 1: San Germán), Argiudol (Suelo 2: Coronel Suárez) y Hapludol (Suelo 3: Leubucó). Sobre dichos suelos se evaluó el efecto de tres manejos, en dos profundidades de muestreo (Prof.1: 0-10 cm y Prof.2: 10-20 cm). Los criterios para seleccionar las distintas situaciones de manejo respetaron las características tecnológicas de cada zona. A saber: Agresivo (A): alta proporción de cultivos anuales de cosecha, escaso aporte de residuos, labranza mecánica intensiva, y/o baja a nula reposición de nutrientes; Moderado (M): baja presión productiva, rotación de cultivos, SD, y/o fertilización en función de la extracción; e Inalterado (I): áreas con escaso nivel de disturbio antrópico, ya sea cascos o potreros con pasturas perennes longevas. Cada uno de los manejos contó con tres repeticiones. El diseño estadístico fue Factorial Triple con Bloque Anidado dentro del Factor Principal Suelo. Los factores son: Suelo (S), Manejo (M) y Profundidad (P). Para la comparación de medias se utilizó LSD ($p < 0,05$). Dentro de cada suelo y para cada bloque en particular, se agruparon suelos con porcentaje similar de arcilla+lino, para eliminar efectos sobre el COT asociados a la textura del suelo. En cada muestra se determinó el contenido de carbono orgánico total (COT) según la técnica de Walkley-Black.

RESULTADOS

La figura 1 muestra los contenidos medios de COT determinados en la capa 0-20 cm de los tres suelos estudiados que resultaron diferentes entre sí.

El modelo general mostró interacción triple significativa ($S \times M \times P$, $p = 0,117$), por lo que se desagregó el análisis estadístico para cada suelo. Para el Argiustol de la localidad de San Germán se detectó, a su vez, interacción $M \times P$ ($p = 0,032$), realizándose el análisis por profundidad. En ambas capas el manejo Inalterado mostró mayor contenido de COT que Moderado y Agresivo (figura 1). La interacción implica que en la capa 10-20 cm el manejo Agresivo mostró tendencia a menores valores que Moderado. Esto se verifica con menores niveles de significación estadística (LSD; $p < 0,07$).

En el Argiudol de Coronel Suárez, tanto el manejo como la profundidad mostraron efectos significativos sin interacción ($p = 0,777$). El manejo Inalterado mostró mayor contenido de COT que Moderado y Agresivo (figura 2). Además, en todos los manejos la capa 0-10 cm tuvo mayores contenidos que 10-20 cm ($p = 0,002$), indicando estratificación del COT.

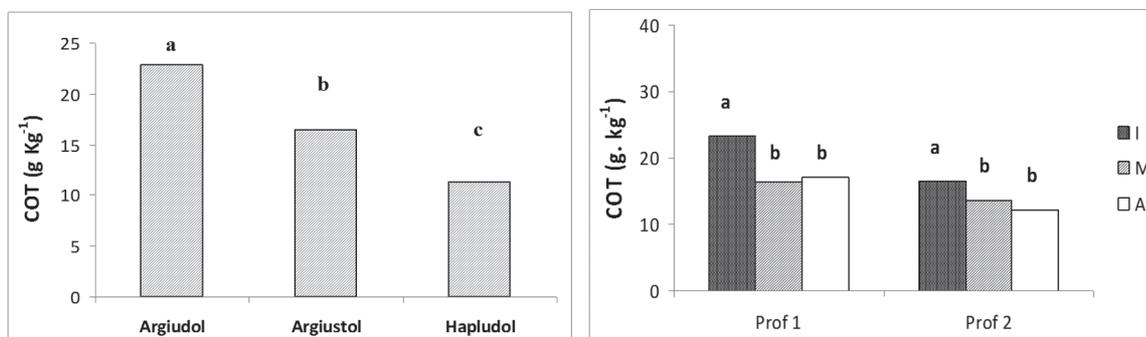


Figura 1. (izq.) Contenido de COT 0-20 cm para cada tipo de suelo. Letras distintas indican diferencias significativas (LSD $< 0,05$). (der.) Variación del COT según profundidad y manejo en el Argiustol, San Germán. Para cada profundidad letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

En el Hapludol de Leubucó el manejo Inalterado mostró mayor COT que Moderado y Agresivo en ambas capas (LSD, $p < 0,05$), (figura 2). El valor de probabilidad de la interacción $M \times P$ ($p = 0,312$) se encuentra sobre el límite de rechazo por lo que no puede descartarse. Implica que Inalterado tuvo mayor COT que Moderado y Agresivo en la capa

superficial, mientras que en 10-20 cm, Moderado presentó contenidos intermedios entre Inalterado y Agresivo. Por otra parte, el manejo Inalterado es el único que mostró estratificación, con mayor COT en la capa superficial que en la profunda, a diferencia de Moderado y Agresivo que presentaron contenidos similares en ambas capas.

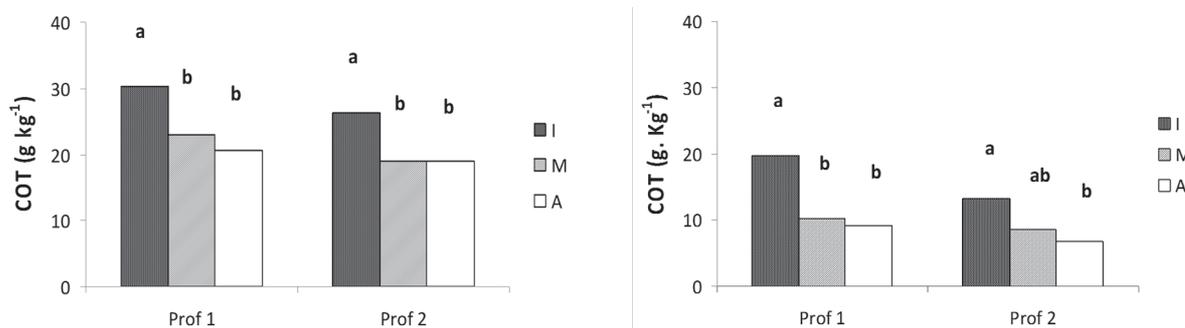


Figura 2. Contenido de COT según profundidad y manejo: (izq.) Argiudol, Cnel. Suárez, (der.) Hapludol, Leubucó. Para cada profundidad letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

DISCUSIÓN

Como era previsible, los valores de COT del Argiudol, con régimen de humedad údico y mayor contenido relativo de arcilla, resultaron mayores en 0-20 cm que los del Argiudol, en un ambiente más seco (ústico), y que los del Hapludol, con régimen údico pero textura más arenosa. En todos los suelos los contenidos de COT fueron mayores en el manejo Inalterado respecto de Moderado y Agresivo. La concentración de COT en la capa 0-20cm de los suelos Inalterados se aproxima a 20, 28 y 17 g kg⁻¹ en el Argiudol, Argiudol y Hapludol respectivamente. La misma habría sido reducida por los manejos Moderado o Agresivo a valores cercanos a 15, 17 y 8,5 g kg⁻¹ respectivamente. Estas pérdidas equivalen al 25, 40 y 50% de la concentración inicial en cada uno de los suelos. Las mayores pérdidas registradas en el Hapludol se corresponden con su textura arenosa donde las fracciones de carbono orgánico se encuentran relativamente menos protegidas contra la degradación que en los suelos arcillosos (Quiroga & Bono, 2007). El hecho que suelos con altos contenidos de COT resultan más susceptibles a su degradación (Campbell et al. 1991), justificaría las pérdidas del Argiudol en relación con el Argiudol. Valores de pérdida de COT del 35% del contenido del suelo inalterado han sido reportados por Krüger et al. (2004), para un Hapludol típico de la región, bajo un manejo comparable al Agresivo.

La estratificación del COT parece ser característica del manejo Inalterado, y no tan evidente en los restantes, hecho que ha contribuido a determinar la interacción SxMxP. Algo similar fue reportado por Urioste et al. (2002) para suelos prístinos de La Pampa. La estratificación en todos los manejos del Ar-

giudol estaría asociada a la concentración del COT en las capas superficiales por la siembra directa. Por el contrario, la falta de estratificación en los manejos Moderado y Agresivo del Hapludol se explicaría por antecedentes de labranzas profundas en los lotes estudiados y por una mayor migración de COT en el suelo arenoso. Barraco et al., (2004) trabajando en Hapludoles del NO de la provincia luego de 12 años de tratamiento sólo encontró estratificación del COT en sistemas de SD y pastura de gramíneas, en relación con labranzas. Los COT mostraron diferencias entre manejos en 0-10 cm y no en 10-20 cm.

La falta de diferenciación estadística entre los manejos intermedios de este estudio puede deberse a la falta de sensibilidad del indicador utilizado, a efectos débiles de tratamientos cada vez más parecidos, a una insuficiente estratificación en la profundidad de muestreo, o a características intrínsecas de cada grupo de suelos.

En numerosos trabajos el contenido de COT permitió separar tratamientos contrastantes pero no casos intermedios (Barraco et al., 2004; Krüger et al., 2013). De la misma forma estos estudios muestran que la diferenciación del COT progresa lentamente hacia capas más profundas requiriendo un considerable tiempo para modificar la capa arable. Posiblemente la estratificación del muestreo en capas de menor espesor resultaría más eficiente para detectar dichos efectos. Esto indica una falta de sensibilidad del COT para este tipo de situaciones. Otros indicadores como la fracciones lábiles del carbono orgánico son señalados como más adecuados para detectar cambios en el suelo, especialmente aquellos relacionados con el manejo (Galantini & Rosell, 1997; Quiroga et al., 2001).

Una mayor duración del período de estabilidad en Inalterado contribuyó a magnificar las diferencias con los restantes manejos. Por otra parte la similitud de contenidos de COT entre Moderado y Agresivo tiene diferente justificación según el suelo considerado. En el Argiustol observaciones realizadas durante el muestreo indican que, cuando se interviene con labranzas sobre el pastizal natural (manejo Inalterado), se producen cambios en el suelo que dificultan la reaparición del mismo, al abandonarse el cultivo. Así, los aportes de carbono orgánico se reducen considerablemente por la baja cobertura de vegetación espontánea, frecuentemente pastoreada, y por la escasa frecuencia de cultivo. En Agresivo el aporte y humificación de residuos derivados de los cultivos anuales, contribuyen a reducir las diferencias con Moderado. En el Argiudol el uso de la tierra registró importantes cambios en los últimos 15 años con el incremento de la presión productiva, el avance de la siembra directa, y la virtual desaparición de la rotación pastura-agricultura. Estos cambios redujeron las diferencias conceptuales entre los manejos Moderado y Agresivo, cuya discriminación se realizó entonces atendiendo a una mayor proporción de cultivos de maíz, trigo y cebada en la secuencia Moderado. Posiblemente estos aportes adicionales de carbono no fueron suficientes para establecer di-

ferencias en el suelo en el mediano plazo.

En el Hapludol las características del manejo Moderado lo diferenciaron en mayor medida del Agresivo. La historia de SD es reciente, existiendo intercalación de labranzas y mayor proporción de pasturas perennes en la secuencia. En este suelo, sin embargo, el impacto de las labranzas sobre fracciones lábiles del carbono orgánico, menos protegidas por los agregados en el suelo arenoso sería más importante que en suelos con mayor contenido de arcilla. Además, la oxidación del COT estaría limitada a la capa arable donde también se genera el mayor aporte de residuos. En la capa 10-20 cm la dinámica es relativamente menor explicando el contenido de COT ligeramente mayor, no significativo, de Moderado.

CONCLUSIÓN

El contenido de COT bajo las condiciones del estudio sólo permitió diferenciar entre el manejo Inalterado y los restantes, en tres suelos diferentes del sudoeste bonaerense. Se espera que, en el futuro próximo, la aplicación de una gama más amplia de indicadores sobre los mismos suelos contribuya a esclarecer el verdadero papel del COT en este marco.

BIBLIOGRAFÍA

- Barraco M., Alvarez C. y M. Díaz Zorita. 2004. *Ensayo de labranzas de larga duración en un Hapludol del noroeste bonaerense: efectos en el suelo y los rendimientos de maíz y soja*. Publ.Tecn. N°40. INTA EEA Gral. Villegas (16pp).
- Campbell C., Bowren K., Schnitzer M., Zentner R. and L. Townley-Smith. 1991. *Effect of crop rotations and fertilization on soil organic matter and some biochemical properties of a thin Black Chernozem*. Can. J. Soil Sci. 71: 377-387.
- Galantini J.A. and R.A. Rosell. 1997. *Organic fractions, N, P, and S changes in a semiarid Haplustoll of Argentine under different crop sequences*. Soil and Tillage Research 42: 221-228.
- Gregorich E.G., M.R. Carter, D.A. Angers, C.M. Monreal and B.H. Eller. 1994. *Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils*. Can. J. Soil Sci. 74: 367-385.
- Krüger H., Venanzi S. y J. Galantini. 2004. *Rotación y cambios en propiedades químicas de un Hapludol típico del sudoeste bonaerense bajo labranza*. Actas XIX RACS. Paraná, Entre Ríos (en CD).
- Krüger H., Zilio J. y F. Frolla. 2013. *Secuencias de cultivos, fertilización y COT en semiaridez*. Actas Jorn. Nac. Comité Qca. de Suelos. AACS, Bahía Blanca.
- Lal, R. 2002. *Soil carbon dynamics in cropland and rangeland*. Environmental Pollution 116 (3): 353-362.
- Quiroga, A., Ormeño, O y N. Peinemann. 2001. *Materia orgánica. Un indicador de la calidad de suelos relacionado con la productividad de los cultivos*. Bol. Divulg. Técn. N° 70. INTA EEA Anguil (28 pp).
- Quiroga A. y A. Bono. 2007. *Manual de fertilidad y evaluación de suelos*. Publ.Tecn. N°71. INTA, EEA Anguil "Ing.Agr. Guillermo Covas". (104pp).
- Reeves, D.R. 1997. *The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems*. Soil Till. Res. 43: 131-167.
- Upendra M., Sainju A., Lenssen T., Caesar-Thonthat and J. Waddell. 2007. *Dryland plant biomass and soil carbon and nitrogen fractions on transient land as influenced by tillage and crop rotation*. Soil Tillage Res. 93: 452-461.
- Urioste A., Buschiazzo D.E., Hevia G.G., Hepper E.N., Ferranelas L. y A. Bono. 2002. *Distribución de carbono orgánico, nitrógeno total y fracciones de fósforo en la capa arable de suelos de la región semiárida pampeana central*. Actas XVIII Congr. Argentino de la Ciencia del Suelo (en CD). Pto.Madryn, Chubut, Argentina.

SECUENCIAS DE CULTIVOS, FERTILIZACIÓN Y CARBONO ORGÁNICO TOTAL EN SEMIARIDEZ

Krüger, H.; J. Zilio & F. Frolla
EEA INTA Bordenave. Pcia. Buenos Aires.

RESUMEN

Desde 1975 se mantiene, en la Estación Experimental Bordenave del INTA, una experiencia con una sucesión de especies anuales y perennes con trigo como cultivo base. La experiencia, estudiada a través del tiempo por diferentes investigadores, dio origen a información variada y dispersa. Esta contribución consiste en presentar resultados de un primer análisis conjunto referido a los efectos de la secuencia de cultivos y la fertilización sobre el carbono orgánico del suelo (COT). Sobre un Haplustol éntico se estudiaron cuatro secuencias: T: monocultivo de trigo. PoT: alternancia de un trigo y un año de descanso. VIT: alternancia de verdeos de invierno con vicia, seguidos de trigo. PaT: alternancia de 5 años de pastura perenne base alfalfa, y 5 años de trigo. En el trigo se establecieron dos niveles de fertilización: Testigo (sin fertilización), y Fertilizado (1982 a 1994: 100 kg urea + 80 kg fosfato diamónico ha^{-1} a la siembra; 1994 en adelante: 30 kg N ha^{-1} como urea al macollaje). Los tratamientos comenzaron a manifestar efectos, detectables mediante el COT, a partir de los 10 años de tratamiento. Los primeros efectos se manifestaron en las capas superficiales y progresaron gradualmente hacia capas más profundas llegando a los 27 años a 20 cm. de profundidad. La secuencia de cultivos produjo efectos más definidos que la fertilización. Esta mostró efectos variables sobre el COT, tanto en el tiempo como en distintas capas. Todos los estudios mostraron menor contenido de COT en T que en PaT y PoT, manteniendo en general VIT un comportamiento intermedio. La menor presión de cultivos anuales y de labranzas en PoT produjo efectos similares a los de la pastura. Aunque con estudios aislados e incompletos, las determinaciones físicas disponibles confirmaron en líneas generales las diferencias observadas en la fertilidad química.

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica del suelo ha sido tradicionalmente considerada como la base de la sustentabilidad de la agricultura. Al respecto se postula que un adecuado manejo de suelos y cultivos puede contribuir a mantener niveles compatibles con esa sustentabilidad. El impacto de la actividad agropecuaria sobre la materia orgánica del suelo varía en función del clima, el tipo de actividad (cultivo, labranza, frecuencia), y las características propias de cada suelo, hecho que otorga a estos estudios características sitio-específicas. Desde 1975 se mantiene, en la Estación Experimental Bordenave del INTA, una experiencia con una sucesión de especies anuales y perennes con trigo como cultivo base. Esta experiencia fue estudiada a través del tiempo por diferentes investigadores dando origen a información variada y actualmente dispersa. El objetivo de esta contribución es presentar resultados de un primer análisis de conjunto de esa información referida a los efectos de la secuencia de cultivos y la fertilización sobre el carbono orgánico del suelo (COT).

MATERIALES Y MÉTODOS

Sobre un Haplustol éntico, franca fina, mixta, térmica se estudiaron cuatro secuencias: T: monocultivo de trigo desde 1975. PoT: alternancia de un trigo y un año de descanso. VIT: alternancia de verdeos de invierno con vicia, seguidos de trigo. Cuando fue posible se tomaron datos de dos variantes: 1 verdeo seguido de 1 trigo (1x1), y 2 verdeos seguidos de 2 trigos (2x2). PaT: alternancia de 5 años de pastura perenne base alfalfa, y 5 años de trigo. En el trigo se establecieron dos niveles de fertilización: Testigo (sin fertilización), y Fertilizado (1982 a 1994: 100 kg urea+80 kg

fosfato diamónico ha^{-1} a la siembra; 1994 en adelante: 30 kg N ha^{-1} como urea al macollaje). El diseño experimental tomó la secuencia de cultivos como factor principal y la fertilización como factor secundario (parcela dividida). El experimento incluyó 5 repeticiones en bloques, que en 1998 se redujeron a 4. El manejo se realizó con maquinaria convencional y labranza reducida. Se analizó información proveniente de diversos estudios independientes para caracterizar diferencias relativas entre tratamientos y su evolución en el tiempo. Con algunas excepciones, los muestreos coincidieron con la finalización de un período de pastura y/o de verdes de invierno.

RESULTADOS

A cinco años de iniciada la experiencia no se detectaron diferencias en COT. Determinaciones de carbono liviano mostraron en cambio, mayor contenido en PaT respecto de VIT y PoT, sin diferencias con los restantes tratamientos. El reducido efecto de los tratamientos se atribuyó al escaso tiempo transcurrido desde el inicio de la experiencia, sobre un suelo de fertilidad inicial relativamente alta.

A diez años del inicio se observó mayor COT en PaT respecto de PoT y T en la capa 0-5 cm. En la capa 5-15 cm no se encontraron diferencias. Los resultados se explicaron por el incremento en la intensidad de labranzas en PoT y T. En el mismo año PaT y PoT mostraron mejor estructuración de la capa arable que T, con mayor estabilidad estructural ($p < 0,01$) y contenido de gomas microbianas ($p < 0,05$), (Mon et al., 1986).

A los quince años del inicio se observó mayor COT en VIT2 y PoT respecto de T en la capa 0-14 cm. Se justificó por menor intensidad de labranzas y mayor aporte de residuos. La fertilización incrementó el COT en la capa 0-14 cm de T, y 7-21 cm de VIT2 y PoT.

A los veinte años de tratamiento se determinó mayor COT en PaT y PoT que VIT y T. La fertilización incrementó el COT. El estado estructural manifestó una tendencia concordante con la fertilidad química: PoT tuvo mayor estabilidad estructural que VIT,

con PaT en posición intermedia, todos mayor que T ($p < 0,05$). La densidad aparente máxima (Test Proctor), fue mayor para T y VIT respecto de PaT y PoT ($p < 0,05$), indicando una mayor susceptibilidad a la compactación en los primeros. La baja significación estadística en los contenidos de COT y la menor estabilidad estructural de PaT posiblemente se deben a que la pastura que precedió al muestreo finalizó prematuramente, siendo reemplazada por verdes.

A los veintisiete años del inicio se observó, en la capa 0-20 cm, mayor COT en PaT que T. VIT mostró un nivel intermedio con características especiales ya que se estudiaron sus dos variantes: VIT1 tuvo contenidos similares a PaT y mayores que T en todas las capas. VIT2 mostró un comportamiento variable; tuvo contenidos similares a PaT aunque sólo en la capa 0-5 cm. Fue similar a VIT1 en la capa 0-10 cm, y mayor que T en la capa 5-10 cm. La fertilización sólo mostró efectos en la capa 5-15 cm del tratamiento T. Como factores de este resultado se mencionaron menor aporte de residuos y mayor intensidad de laboreo en T. La semejanza entre los valores de TV1 y TPa sería consecuencia de una mayor velocidad de descomposición de las fracciones lábiles en la pastura, que coincidiría con los elevados rendimientos del trigo observados al principio de la fase agrícola.

A treinta y seis años del inicio Krüger (inédito), determinó mayor COT en PaT que T, con PoT, VIT1 y VIT2 en valores intermedios sin diferencias entre sí, ni con los anteriores. La fertilización mostró efectos positivos sobre el contenido de carbono orgánico.

La Tabla 1 presenta un resumen de los estudios analizados y sus resultados. La Tabla 2 estima la intensidad de labranzas a través del consumo de energía expresado en unidades de trabajo agrícola (UTA). Los valores crecen en sentido $\text{PoT} < \text{PaT} < \text{VIT} < \text{T}$. La figura 1 presenta la concentración de COT en 2011, en relación con la determinada en el muestreo más antiguo disponible (Loewy, 1987). En la misma figura se presenta el valor UTA estimado en la Tabla 2 para cada tratamiento, mostrando la relación entre la intensidad de labranzas y la variación del COT.

Tabla 1. Resumen de resultados de estudios independientes sobre el experimento.

Nº años efectos	Autor	Capa (cm)	Diferencias entre tratamientos y (prob)	
			Secuencia	Fertilización
5	Loewy (1987).	0-12	NS	NC
10	Miglierina et al. (1986).	0-5	PaT(a);PoT(b);T(b) (0,05)	NC
		5-15	NS	NC
		0-7	VIT2(a);PoT(a);T(b) (0,05)	T : F>T (0,05) VIT2 y PoT: NS
15	Miglierina et al. (2000).	7-14	VIT2(a);PoT(a);T(b) (0,05)	T F>T (0,05) VIT2 y PoT: F>T (0,05)
		14-21	NS	T NS VIT2 y PoT: F>T (0,05)
		0-12	PaT(a);PoT(a);VIT(b);T(b) (0,12)	F>T (0,05)
20	Krüger (1996).	0-5	PaT(a);VIT1(a);VIT2(ab);T(b) (0,05)	NS
		5-10	PaT(a);VIT1(ab);VIT2(b);T(c) (0,05)	NS
27	Minoldo (2010)	10-15	PaT(a);VIT1(a);VIT2(b);T(c) (0,05)	T: F>T (0,001)
		15-20	PaT(a);VIT1(a);VIT2(b);T(b) (0,05)	NS
		0-12	PaT(a);VIT(ab);PoT(ab);T(b) (0,05)	F>T (0,02)
36	Krüger (inédito)	0-12	PaT(a);VIT(ab);PoT(ab);T(b) (0,05)	F>T (0,02)

Referencias: (prob)=nivel de significación estadística; NS=no significativo; NC=no corresponde o no determinado. En cada capa tratamientos con la misma letra no difieren estadísticamente.

Tabla 2. Intensidad de labranzas expresadas en UTA durante el periodo 1975-2008 para cada tratamiento.

Tratamiento	Nº y tipo de labranzas en la secuencia	Valor UTA	Número cultivos	Intensidad (UTA)
	sin labranza	0		
PoT	1 arado rejas	1	17 T	35,7
	1 rastra discos liviana	0,6		
	1 sembradora	0,5		
	2 rastra discos pesada	1,6		
PaT	1 sembradora	0,5		52,9
	2 rastra discos pesada	1,6	4 Pa	
	1 sembradora	0,5	2 VI	
	1 rastra discos pesada	0,8	13 T	
	1 cincel profundo	1,3		
	1 cultivador campo	0,5		
	1 sembradora	0,5		
	2 rastra discos pesada	1,6		
VIT	1 sembradora	0,5		86,3
	1 rastra discos pesada	0,8	16 VI	
	1 cincel profundo	1,3	17 T	
	1 cultivador campo	0,5		
	1 sembradora	0,5		
T	1 rastra discos pesada	0,8		99,2
	1 cincel profundo	1,3	32 T	
	1 cultivador campo	0,5		
	1 sembradora	0,5		

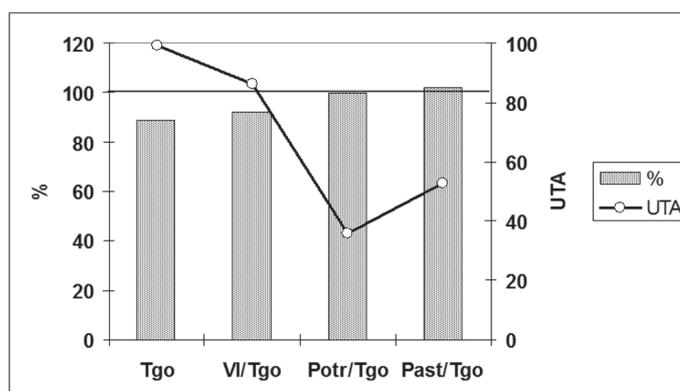


Figura 1. Concentración de COT en 2011 como porcentaje del determinado en 1980, y valor UTA de las labranzas realizadas.

DISCUSIÓN

A pesar de las diversas metodologías la información es consistente en varios aspectos:

Los tratamientos comenzaron a manifestar efectos, detectables mediante el COT, a partir de los 10 años de tratamiento. Según Gregorich et al. (1994), los cambios en el suelo son difíciles de detectar en el corto plazo (1-5 años), debido a la gran cantidad de materia orgánica relativamente estable. Fracciones más lábiles como el carbono liviano utilizado por Loewy (1987), detectaron diferencias a los cinco años.

Los primeros efectos se manifestaron en las capas superficiales y progresaron gradualmente hacia capas más profundas. A los 10 años se observaron en los 5 cm superficiales, a los 15 años en 14 cm, llegando a los 27 años a 20 cm de profundidad.

Todos los estudios muestran un menor contenido de COT en T que en PaT y PoT, manteniendo en general VIT un comportamiento intermedio. Ernst y Siri-Prieto (2009) destacan la importancia de las pasturas perennes en el secuestro de carbono y citan numerosos trabajos en los que se ha detectado ganancia de COT bajo pasturas y pérdida bajo cultivos anuales. Agregan que el aporte de biomasa por raíces cumple un papel destacado en este balance. La menor presión de cultivos anuales y de labranzas en PoT produjo efectos similares a los

de la pastura, sea esta de corta o larga duración. La sucesión de VIT, en cambio, no deja de ser una secuencia de cultivos anuales y como tal sus efectos resultaron similares a T en los primeros años de la experiencia. Estudios más recientes (Minoldo, 2010), mostraron tendencia a diferenciarse del monocultivo de trigo especialmente VIT1 y asemejarse al contenido de carbono de los tratamientos menos agresivos.

La secuencia de cultivos produjo efectos más definidos que la fertilización. Resultados similares se observaron en relación con los rendimientos del trigo (Krüger et al., 2008). La fertilización mostró efectos variables sobre el COT, tanto en el tiempo como en distintas capas. Galantini y Rosell (2006), explicaron esta variabilidad en la respuesta por su dependencia de factores como la dosis aplicada, el balance de nutrientes, el momento de aplicación y las condiciones climáticas. Andriulo et al. (2008) no encontraron aumentos en el COT del horizonte A luego de 25 años de fertilización nitrogenada, a pesar que la misma aumentó los aportes de C y N al incrementarse la producción de biomasa de los cultivos.

Aunque con estudios aislados e incompletos, las determinaciones físicas disponibles confirmaron en líneas generales las diferencias observadas en la fertilidad química.

La intensidad de labranzas, especialmente en los

cultivos anuales, ha sido reiteradamente mencionada como uno de los factores de la pérdida de COT en esta experiencia. Es conocida la oxidación del COT por la ventilación del suelo y la incorporación de residuos orgánicos que estimulan la actividad microbiana. El valor UTA ha sido

utilizado para medir el consumo de combustible y no representa exactamente la intensidad de la remoción. Sin embargo es uno de los pocos parámetros disponibles para aproximar una cuantificación de la misma y confirma a T y VIT como los tratamientos más agresivos.

BIBLIOGRAFÍA

- Andriulo A. Sasal C., Irizar A., Restovich S. y F. Rimatori. 2008. Efecto de diferentes sistemas de labranza, secuencias de cultivo y de la fertilización nitrogenada sobre los stocks de C y N edáficos (117-129). En: Galantini (Ed.) Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina. Edius (308pp). B. Blanca.
- Ernst O. y G. Siri-Prieto. 2009. Impact of perennial pasture and tillage systems on carbon input and soil quality indicators. *Soil Till. Res.* 105:260-268.
- Gregorich E., Carter M., Angers D., Monreal C. y B. Ellert. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74:367-385.
- Galantini, J.A. and R.A. Rosell. 2006. Long term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil Tillage Res.* 87: 72-79.
- Krüger, H. 1996. Informe Anual PT N°5001: Manejo del trigo bajo diferentes rotaciones de cultivos en el área de Bordenave. EEA INTA Bordenave. (Documento interno).
- Krüger H., Venanzi S., Minoldo G. y J. Galantini. 2008 Rendimientos de trigo en el SO bonaerense. II. Efectos de rotación y fertilización nitrogenada. *Actas VII Congr. Nac. de Trigo. CD. Sta. Rosa, La Pampa.*
- Loewy, T. 1987. Rotación leguminosa-trigo y fertilidad nitrogenada del suelo. *Ciencia del Suelo*, vol.5(1):57-64.
- Miglierina A., Rosell R., y M.A. Lazzari. 1986. Contenido y composición de la materia orgánica del horizonte A de un suelo bajo rotaciones con trigo. *Actas XI CACS (85-86), Neuquén.*
- Miglierina A., Iglesias J., Landriscini M.R., Galantini J. y R. Rosell. 2000. The effects of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. 1. Soil physical and chemical properties. *Soil Till. Res.* 53 (129-135).
- Minoldo G. 2010. Impacto de largo plazo de diferentes secuencias de cultivo del sudeste bonaerense sobre algunas propiedades químicas del suelo y la productividad del trigo. Tesis Magíster en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Sur (153pp). Bahía Blanca.
- Mon R., Santanatoglia O, y M. Sardi. 1986. Variaciones de las propiedades físicas de un suelo de Bordenave. *Ciencia del Suelo* 2:161-164.

EFECTO DE LA APLICACIÓN DE DIFERENTES ENMIENDAS ORGÁNICAS SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES EDÁFICAS

Iglesias, J.O.¹; A. M. Miglierina¹; G.V. Minoldo¹; R.A. Rodríguez¹ & M.E. Ayastuy¹

¹ Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, San Andrés 800, 8000-Bahía Blanca; 54-29114595102, int. 4372
jiglesia@criba.edu.ar

RESUMEN

La agricultura intensiva con monocultivo de cebolla en la región del Valle Bonaerense del Río Colorado, produjo la degradación de los suelos, afectando la sustentabilidad de los sistemas hortícolas. Las enmiendas constituyen un herramienta clave en el proceso de intensificación productiva sostenible. La agricultura orgánica implica el manejo racional de los recursos naturales sin la utilización de productos de síntesis química. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la adición de materia orgánica proveniente de diferentes enmiendas sobre algunas propiedades físicas y químicas edáficas en un cultivo de cebolla orgánica con antecesor pastura consociada. El ensayo se realizó en una parcela experimental de producción orgánica perteneciente a la EEA Ascasubi del INTA. Los tratamientos estudiados fueron: T1, Testigo; T2, Bioorganutsa; T3, compost de cebolla-estiércol; T4, lombricompost; T5, Azospirillum sp. Se determinaron carbono orgánico total y particulado (COT, COP), nitrógeno total (Nt), pH (1:2,5) y conductividad eléctrica (CE), densidad aparente (DA); porosidad total (PT); capacidad de agua disponible (CAD) y distribución del espacio poroso de 0-20 cm de profundidad. El agregado de compost favoreció el restablecimiento de la porosidad del suelo luego de la rotura de la pastura. Se detectó una tendencia al aumento de los niveles de COT iniciales, relacionada con variaciones del COP. Biorganutsa y Azospirillum generarían mayor cantidad de macroporos que permitiría una mejor infiltración. La disminución de mesoporos pequeños comprometería la capacidad de retención de agua en circunstancias de escasez de riego.

Palabras clave: horticultura, compost, cebolla orgánica

INTRODUCCIÓN

El uso agrícola intensivo de los suelos de la región del Valle Bonaerense del Río Colorado, en especial el monocultivo de cebolla, ha producido su degradación física, química y biológica que compromete la sustentabilidad de los sistemas hortícolas locales (Agamennoni et al., 2006). Para mantener o elevar la fertilidad de estos suelos se utilizan diferentes alternativas como por ejemplo la aplicación de desechos orgánicos frescos o compostados. Las enmiendas constituyen una fuente de carbono y otros nutrientes, lo cual favorece la actividad microbiana y mejora la estructura del suelo, creando así un medio adecuado para el crecimiento de las plantas (Kai & Angers, 2000). El uso de estas enmiendas constituiría una herramienta clave en el proceso de intensificación productiva sostenible regional. Los abonos orgánicos se recomiendan en aquellas tierras sometidas a cultivo intensivo para mejorar la estructura del suelo; con ello, se aumentan la capacidad de retención de agua y la disponibilidad de nutrientes para las plantas (José Dimas López Mtz et al., 2001). En cuanto al uso de abonos orgánicos a nivel mundial, cerca de 15,8 millones de hectáreas son manejadas de manera orgánica y es factible pensar que todas realizan aplicaciones de abonos orgánicos como el compost. Latinoamérica ocupa el tercer lugar a nivel mundial en superficie de producción orgánica después de Oceanía y Europa (Willer & Yussefi, 2001). La agricultura orgánica implica el manejo racional de los recursos naturales sin la utilización de productos de síntesis química a fin de obtener alimentos sanos y abundantes y manteniendo o incrementando la fertilidad del suelo y la diversidad biológica (SAGPyA, 1992). Se trata de un enfoque integral

basado en un conjunto de procesos que resulta en un ecosistema sostenible, alimentos seguros, buena nutrición, bienestar animal y justicia social. La producción orgánica es, por lo tanto, mucho más que un sistema de producción que incluye o excluye determinados insumos (FAO, 2003). Los resultados de su uso muestran un incremento en el rendimiento y calidad de los productos cosechados (Valdtighi et al., 1996), una mayor disponibilidad de nutrientes como nitrógeno, fósforo y potasio y una mejora general en las características físicas del suelo (Bernal et al. 1998; Minna & Jorgensen, 1996). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la adición de materia orgánica proveniente de diferentes enmiendas sobre

algunas propiedades físicas y químicas edáficas en un cultivo de cebolla orgánica.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó en una parcela experimental destinada a producción orgánica perteneciente a la EEA H. Ascasubi del INTA. El suelo es un Hapludol Éntico franco arenoso perteneciente a la Serie La Merced (Codagnone, 1991). El cultivo antecesor fue una pastura consociada en base alfalfa de 8 años, en la cual no se aplicaron agroquímicos. Previo a las labores, se realizó un muestreo de suelo como diagnóstico de la fertilidad física y química (Tablas 1 y 2).

Tabla 1. Propiedades físicas edáficas iniciales.

Prof.(cm)	DA Mg m ⁻³	PT	MP	mpg %	mpp	µp	CAD mm
0-5	1,06	60,75	34,92	2,26	15,26	8,30	7,77
5-10	1,29	52,66	28,11	2,26	12,60	9,68	6,52
10-15	1,36	49,25	27,03	2,56	9,41	10,25	4,71

DA: densidad aparente, PT: porosidad total, MP: macroporos, mpg: mesoporos grandes, mpp: mesoporos pequeños, µp: microporos, CAD: capacidad de agua disponible.

En marzo de 2010 se iniciaron las labranzas y en mayo se sembró trigo candeal con el objeto de lograr cobertura y mantener el suelo libre de malezas. En octubre, previo al transplante de la ce-

bolla (*Allium cepa*) tipo valenciana se efectuó el corte del trigo mediante desmalezadora de hélice dejando el rastrojo en superficie.

Tabla 2. Propiedades químicas edáficas iniciales.

Prof, (cm)	COT Mg ha ⁻¹	Nt	pH agua 1:2,5	CE dSm ⁻¹
0-5	10,8	0,85	7,8	1,4
5-10	9,4	0,90	7,9	1,4
10-15	9,8	0,55	8,1	1,1
15-20	5,2	0,57	8,1	0,9
0-20	35,2	2,87	8,0	1,2

COT, carbono orgánico total, Nt, nitrógeno total, CE conductividad eléctrica.

Los tratamientos estudiados fueron:

T1: Testigo

T2: Bioorganutsa, 2500 kg ha⁻¹

T3: Compost de cebolla-estiércol, 33000 kg ha⁻¹

T4: Lombricompuesto, 4000 kg ha⁻¹

T5: Azospirillum (plantines sumergidos en solución durante 30 minutos)

La tabla 3 presenta la caracterización química de las enmiendas utilizadas.

Tabla 3. Propiedades químicas de las enmiendas.

Enmienda	C	N	P	S	CE	pH
	g kg ⁻¹				dS m ⁻¹	
Compost cebolla-estiércol	121	12,9	1,8	30,1	6,3	8,3
Lombricompuesto	174-	14,9-	-	-	2,9	8,4
Bioorganutsa	137	79,8	24,9	19,4	27,0	6,3

Los tratamientos se dispusieron en 5 bloques completos al azar. La superficie de las parcelas fue de 0,75 m². En el centro de cada parcela se ubicaron las tuberías de goteo y a cada lado se ubicaron dos hileras de plantines. Al final del ensayo, para la evaluación de las propiedades químicas de cada tratamiento, se tomaron 3 muestras compuestas de 0-20 cm de profundidad. El suelo se secó al aire y se tamizó (< 2 mm). Se determinaron carbono orgánico total y particulado (COT y COP); nitrógeno total (Nt); pH (1:2,5) y conductividad eléctrica (CE). Para evaluar las propiedades físicas, se extrajeron muestras con cilindros metálicos (88 cm³) de los 0-5, 5-10 y 10-15 cm de profundidad. Se determinó: densidad aparente (DA), Mg m⁻³ (Blake and Hartge, 1986); porosidad total (PT); capacidad de agua disponible (CAD) y distribución del espacio poroso. (Klute, 1986). Se estudiaron los siguientes tamaños de poros: macroporos grandes (MPG), > 30 µm; macroporos pequeños (MPp), 30-9 µm; mesoporos grandes (mpg), 9-1 µm; mesoporos pequeños (mpp), 1-0,2 µm; microporos (µp), < 0,2 µm.

Los resultados obtenidos se analizaron estadísticamente a través del ANOVA y las comparaciones de a pares mediante el test de diferencias mínimas significativas (DMS), con el programa Infostat.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Propiedades físicas

Al final del ciclo de la cebolla, en los primeros 5 cm

de profundidad sólo se encontraron diferencias significativas en la densidad aparente (DA) del suelo entre los tratamientos testigo (T1) y T2; los valores de T5 fueron semejantes a los de T1. En T3 y T4 se observó una tendencia a la disminución respecto de T1 (Figura 1a). En 5-10 cm no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos. Sin embargo, los valores en T3 reflejaron que la tendencia a la disminución de la DA puede atribuirse a la mezcla de suelo con material orgánico menos denso en forma coincidente con lo observado por Khaleel et al., (1981) y Tester, (1990). En 10-15 cm la mayor DA correspondió a T3, con diferencia significativa respecto de T5.

Con respecto a la distribución de tamaños de poros, en la profundidad 0-5 cm, los MPG en los tratamientos T2 y T5 fueron mayores que en el testigo (T1) (Figura 1b), debido posiblemente al efecto favorable del Bioorganutsa y Azospirillum en la generación de raíces. En 5-10 cm todos los tratamientos presentaron mayor cantidad de poros sin diferencias significativas entre ellos, como consecuencia de la exploración del sistema radical. En la profundidad 10-15 cm, T5 presentó mayor cantidad de MPG (32,8) diferenciándose de T4 (26,9) y T2 (28,1).

En 0-5 cm, los MPp de T4 aumentaron significativamente respecto de T2 y T5. En 5-10 cm, sólo se incrementaron en T1 y T2 (Figura 1c). En la profundidad 10-15 cm todos los MPp fueron menores que el testigo (T1). La cantidad de macroporos en todos los tratamientos fue superior al 10 % lo

que indicaría una porosidad de aireación adecuada (Bravo et al, 2004).

Los mpg disminuyeron gradualmente desde la superficie hasta el espesor 5-10 cm, donde sólo se detectaron diferencias significativas entre T4 y T5 (Figura 1d). Los tratamientos restantes presentaron valores intermedios sin diferencias entre ellos. Esta menor cantidad de mpg en T5 influiría negativamente en la cantidad de agua que puede retener el suelo correspondiente a ese tratamiento.

En los primeros 5 cm, T1, T3 y T4 presentaron la mayor cantidad de mpp (Figura 1e). En 5-10 cm T2 mostró el valor más bajo, en forma coincidente con la menor capacidad de retención de agua de ese suelo (Tabla 4). En cambio T3 y T4 exhibieron mayor cantidad de mpp y un incremento en los valores de capacidad de campo (datos no presentados). En 10-15 cm, T2 presentó el valor más bajo respecto

de T4. No se observaron diferencias significativas entre tratamientos en la cantidad de microporos (μp) hasta 10 cm de profundidad (Figura 1f). En los 10-15 cm T3 mostró un contenido significativamente mayor que T5. El laboreo y el agregado de compost incrementaron la capacidad de agua disponible (CAD) del suelo en todos los tratamientos, con respecto a la registrada en 2010 (19 mm) (Tabla 4). Al final del ciclo de la cebolla y en los 15 cm estudiados los tratamientos con Bioorganutsa y Azospirillum fueron los que presentaron menor CAD. Esta diferencia se explicaría por la menor cantidad de mesoporos pequeños y la mayor cantidad de macroporos grandes provocados por el crecimiento de raíces. Aunque en este ensayo el agua no fue un factor condicionante para el cultivo dado que se trata de un sistema bajo riego, debería considerarse que la adición de Bioorganutsa podría ocasionar la disminución de la CAD ante una eventual escasez del riego.

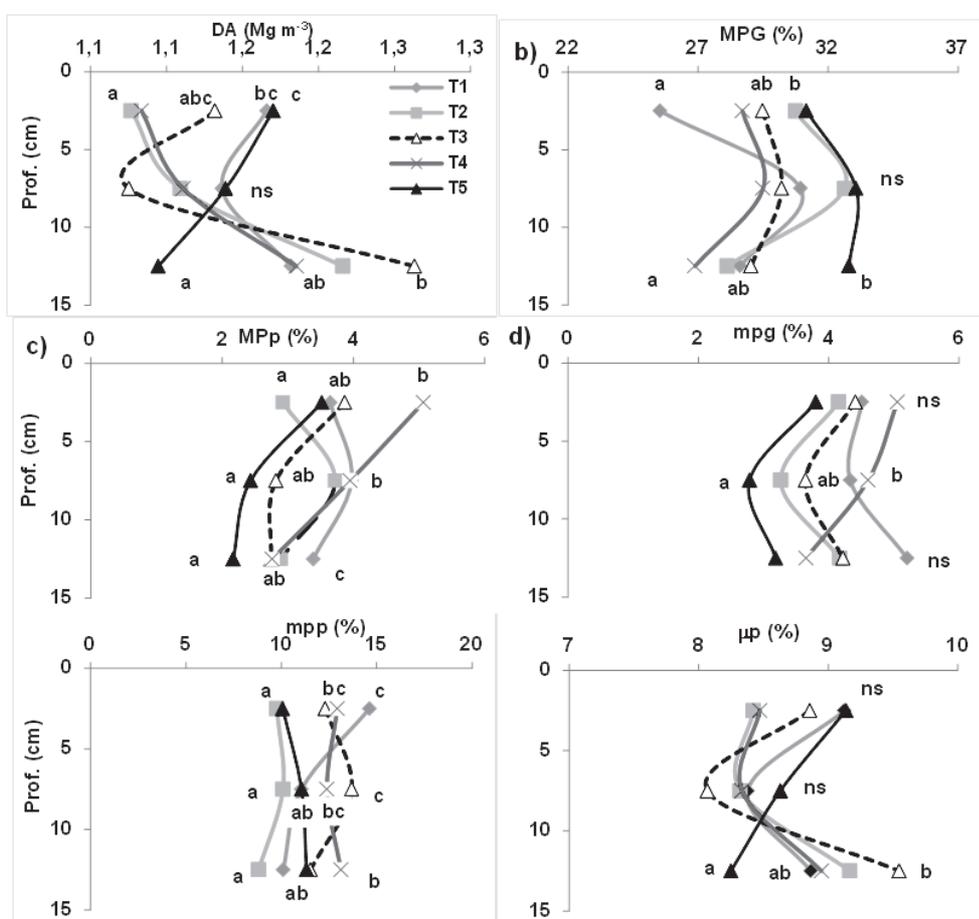


Figura 1: a, Densidad aparente (DA); b, macroporos grandes (MPG); c, macroporos pequeños (MPp); d, mesoporos grandes (mpg); e, mesoporos pequeños (mpp); f, microporos (μp) del suelo con diferentes enmiendas. T1: Testigo, T2: Bioorganutsa, T3: compost de cebolla-estiércol, T4: lombricompost, T5: Azospirillum.

Tabla 4: Capacidad de agua disponible en cada tratamiento y profundidad estudiada.

Profundidad (cm)	Tratamientos				
	T1	T2	T3	T4	T5
	(mm)				
0-5	9,57 b	6,96 a	8,36 ab	9,00 b	6,94 a
5-10	7,69 ab	6,67 a	8,67 b	8,50 b	6,92 a
10-15	7,65 ab	6,49 a	7,87 ab	8,39 b	7,25 ab
0-15	24,91 ab	20,12 a	25,54 b	25,89 b	21,11 a

T1: Testigo, T2: Bioorganutsa, T3: compost de cebolla-estiércol, T4: lombricompuesto, T5: Azospirillum. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Propiedades químicas

No se observaron diferencias significativas entre tratamientos en ninguna de las propiedades químicas analizadas (Tabla 5). En concordancia con lo reportado por Comese et al., (2009), el agregado de enmiendas no provocó cambios significativos en el COT. En los tratamientos T3, T4 y T5 se observó una tendencia al aumento de este parámetro. En T3 y T4 esto se debería a la mayor cantidad de compost aplicada, y en T5 al efecto benéfico del Azospirillum sobre el crecimiento y desarrollo de raíces. Los resultados observados en el COT fueron reflejo de lo sucedido en el COP.

En T3 y T4 se agregó la mayor cantidad de compost, de mayor relación C:N y menor velocidad de descomposición. La similitud entre los valores de COP y entre las relaciones COP:COT, indicadores sensibles de efectos de manejo, podría atribuirse al efecto de los cultivos antecesores de la cebolla. La acumulación de N disponible en el suelo luego de 8 años de alfalfa habría promovido la descomposición de las enmiendas. Los valores de pH en todos los tratamientos fueron similares e inferiores a los valores promedio encontrados en el suelo al momento de implantar el trigo. La CE no presentó variaciones debido al agregado de enmiendas ni respecto a la del suelo inicial.

Tabla 5. Propiedades químicas del suelo luego del agregado de diferentes enmiendas

Trat.	COT	COP	Nt	COP:COT	pH	CE
	Mg ha ⁻¹			%	(1:2.5)	dSm ⁻¹
T1	39,5	15,3	4,0	38	7,6	1,2
T2	41,5	13,3	4,0	32	7,5	1,1
T3	53,4	19,6	5,0	36	7,6	1,4
T4	54,5	15,9	5,1	29	7,5	1,3
T5	48,3	13,9	4,5	28	7,6	1,1
DMS ($\alpha=5\%$)	19,6	9,4	1,5	11	0,5	0,5

T1: Testigo, T2: Bioorganutsa, T3: compost de cebolla-estiércol, T4: lombricompuesto, T5: Azospirillum. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Productividad de la cebolla

Los rendimientos de la cebolla fueron mayores con el agregado de enmiendas orgánicas (Figura 2). La mayor producción se obtuvo en T2 (50238

kg ha⁻¹) sin diferencias significativas respecto de T3 (40384 kg ha⁻¹) y T4 (43470 kg ha⁻¹). La cebolla tratada con *Azospirillum* mostró rendimientos intermedios entre el testigo y los tratamientos con compost. Estos resultados pueden atribuirse

a la combinación de los efectos del biofertilizante como promotor del crecimiento y los beneficios en el estado orgánico del suelo y la disponibilidad

de nutrientes aportados por la pastura consociada como cultivo antecesor (Miglierina et al., 2000. Minoldo, 2010; Wortman et al., 2000).

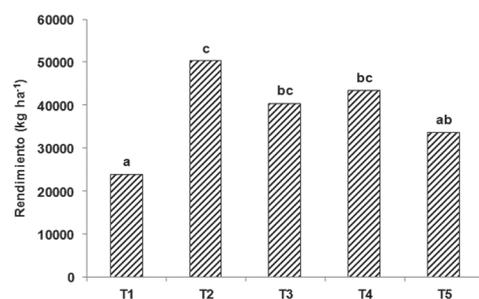


Figura 2. Rendimientos de cebolla (kg ha⁻¹) campaña 2010-2011. T1: Testigo, T2: Bioorganutsa, T3: compost de cebolla-estiércol, T4: lombricomposto, T5: Azospirillum.

CONCLUSIÓN

El agregado de enmiendas orgánicas permitió restaurar la porosidad del suelo luego de la rotura de la pastura, y aumentó el COT respecto al valor inicial, a través del incremento del COP.

El Bioorganutsa y Azospirillum generaron mayor cantidad de macroporos lo que permitiría una mejor

infiltración del agua. La consecuente disminución del contenido de mesoporos pequeños pondría en riesgo la capacidad de retención de agua ante una eventual escasez de riego.

Estos estudios deberán continuarse en el tiempo para que la información obtenida sea adoptada como alternativa útil de producción por parte de los productores hortícolas de la región.

BIBLIOGRAFÍA

- Agamennoni R., J Rivas, S. Prioletta, H. Krüger, M. Enrique. 2006. Rotaciones para sistemas de producción con cebolla en el Valle Bonaerense del Río Colorado. Boletín técnico n° 15. INTA EEA H. Ascasubi. 16 pp.
- Bernal, M.P., Navarro, A.F., Sánchez-Monedero, Roig, A., Cegarra, J. 1998 Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization. *Soil. Biol. Biochem.* 30: 305-313
- Blake, G.R. and K.H., Hartge. 1986. Bulk density. In: Arnold Klute (Ed.). *Methods of soil analysis. Part 1, Physical and Mineralogical Methods, 2nd Ed., Agronomy. Vol. 9. SSSA, Madison, WI*, 363-375.
- Bravo C., Lozano Z., Hernández R.M., Piñango L. y Moreno B. 2004. Efecto de diferentes especies de coberturas sobre las propiedades físicas de un suelo de sabana con siembra directa de maíz. *Bioagro* v.16 n.3
- Codagnone, R. 1991. Carta detallada de suelos de la EEA INTA Ascasubi Prov. de Bs. As. CIRN INTA Castelar
- Comese, R. V., Gonzalez, M. G. & Conti, M. 2009. Cambios en las propiedades de suelo de huerta y rendimiento de beta vulgaris var. Cicla(L) por el uso de enmiendas orgánicas. *Ci. Suelo* 27(2): 271-275.
- Dimas López Mtz J., Díaz Estrada A., Martínez Rubin E., Valdez Cepeda R.D, 2001. abonos orgánicos y su efecto en propiedades físicas y químicas del suelo y rendimiento en maíz. *Terra Latinoamericana* vol. 19, número 004. Universidad Autónoma Chapingo Chapingo, México pp. 293-299.
- Kay, B.D., and D.A. Angers. 2000. Soil structure. p. 229-276. In Sumner, M. (ed.). *Handbook of soil science.* CRC Press, Boca Ratón, Florida, USA.
- Khaleel, R., Reddy, K.R., Overcash, M.R. 1981. Changes in soil physical properties due to organic waster applications: a review. *J. Environ. Qual.* 10, 133-141.
- Miglierina, A.M., J.O. Iglesias, M.R. Landriscini, J.A., Galantini and R.A. Rosell. 2000. The effects of crop rotations and fertilization on wheat productivity in the pampean semiarid region of Argentina. 1. Soil physical and chemical properties. *Soil Till. Res.* 53: 129-135.
- Minna, M.L., Jorgensen, K.S. 1996 Straw Compost and Bioremediated Soil as Inocula for the Bioremediation of Chlorophenol-Contaminated Soil. *Appl. Environmental Microbiol.* 62: 1507-1513
- Minoldo, G.V. 2010. Impacto de largo plazo de diferentes secuencias de cultivos del sudoeste bonaerense sobre algunas propiedades químicas del suelo y la productividad del trigo. Tesis de magister en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Sur, 153 pp.
- Page, A.L.; D.H. Miller & D.R. Keeney. 1982. *Methods of soil Analysis. Part 2 (cap 12: p.199-223 and Cap 4: p. 67-83) 2° Ed. Chemical and microbiological properties. Agronomy Series 9. ASA SSSA, Madison Wi. USA. Verificar SAGPyA.* 1992. Resolución SAGyP N° 423.
- Tester, C.F. 1990. Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sandy soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 827-831.
- Valdtighi, M.M., Pera, A., Agnolucci, M., Frassinetti, S., Lunardi, D., Vallini, D. 1996. Effects of compost-derived humic acids on vegetable biomass production and microbial growth within a plant (*Cichorium intybus*) -soil system: a comparative study. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 58: 133-144
- Walworth, J.L. and M.E. Sumner. 1987. The diagnosis and recommendation integrated system (DRIS). *Adv. Soil Sci.* 6: 149-188.
- Willer H, Yussefi M. 2001. *Organic Agriculture Worldwide.* BioFach, SÖL-Sonderausgabe Stiftung Ökology & Landbau, IFOAM, Alemania, 133 pp.

CONTRIBUCIÓN AL MANEJO SUSTENTABLE DE SUELOS EN ZONAS SEMIÁRIDAS

Quiroga A.^{1,3*}; C. Gaggioli² & E. Noellemeyer³

¹ EEA Guillermo Covas. Anguil - Provincia de La Pampa aquiroga@anguil.inta.gov.ar; ² CONICET; ³ UNLaPampa.

RESUMEN

Según estimaciones de la FAO se espera un incremento de la producción para el 2030 de 49% en áreas de secano. Las amenazas a la sustentabilidad y resiliencia de los ecosistemas semiáridos plantea la necesidad de analizar la realidad física de estos procesos económicos. La desventaja comparativa surge en que los costos sean similares a los de otras regiones, pero a menores retornos (bajas rentabilidades). Se percibe que tales desventajas están acentuando la degradación de los suelos y que es necesario que la complejidad y multidimensión de la sustentabilidad sean simplificadas a través de indicadores a fin de hacerla operativa, sin que ello lleve a un enfoque reduccionista (disciplinario). La complejidad de estas regiones plantea la necesidad de diferenciar manejos por ambientes, dado que frente al mismo indicador de presión los indicadores de estado pueden responder de distinta manera de acuerdo a la granulometría del suelo (efecto de aditividad). Además, para un mismo indicador de presión y en suelos de similar composición granulométrica el indicador de estado puede variar en función del espesor del suelo. Estas situaciones tienen lugar en regiones semiáridas, dado que tanto la granulometría como el espesor de suelo son principales factores condicionantes de la capacidad de retención de agua útil y consecuentemente de la productividad. Resulta clave entonces, desde el punto de vista de la sustentabilidad de los suelos y en orden a elaborar estrategias de manejo conservacionistas, diferenciar ambientes con distinto potencial productivo. Sobre esta base se analizarán distintas prácticas de manejo, tanto en producciones agrícolas como ganaderas de secano.

TENDENCIAS Y COMPLEJIDAD

La demanda mundial de alimentos y energía se incrementa rápidamente y continuará haciéndolo con el crecimiento de la población y del ingreso promedio. Según estimaciones de la FAO se espera un incremento de la producción agrícola para el período 1998-2030 de 49% en áreas de secano y 81% bajo riego (Alí & Talukder, 2008), lo que representa un importante problema para la gestión del suelo y de los recursos hídricos. Las amenazas a la sustentabilidad y resiliencia de los ecosistemas por intensificación de la producción dependen del ambiente, siendo las regiones semiáridas particularmente vulnerables (Pala et al., 2007).

La conservación del suelo solo puede ser efectiva en el marco de una actividad agropecuaria rentable y especialmente en las áreas marginales es muy difícil que los productores lo puedan realizar con sus propios recursos. De esta manera, la sustentabilidad en las regiones semiáridas tiende a ser más un problema social que tecnológico. Si bien la determinación de las estrategias de manejo conservacionistas es un problema científico y tecnológico, la implementación de esas prácticas presenta también problemas económicos, socio-culturales, éticos, legales y políticos. Por ello, la transformación del concepto abstracto de la sustentabilidad a un término operativo es esencial para la planificación a mediano plazo de cualquier actividad (Sarandón, 2009). El autor señala que uno de los problemas que surgen cuando se intenta evaluar o medir la sustentabilidad, es la confusión respecto a qué es exactamente lo que se quiere evaluar. A su vez, la evaluación de la sustentabilidad se ve dificultada por el enfoque reduccionista que aún

prevalece en los agrónomos y muchos científicos, lo que genera grandes dificultades para entender problemas complejos (Sarandón, 1998). Es poco probable percibir claramente los problemas desde el enfoque disciplinario, dada la característica multidimensional de la sustentabilidad.

La región semiárida pampeana no ha sido ajena a la expansión agrícola en los últimos años que se caracterizaron por el aumento de la superficie de cultivos de cosecha, principalmente de verano, y el incremento de la carga ganadera en áreas de pastizales naturales y/o en suelos de menor aptitud agrícola. Además la irregularidad de los fenómenos climáticos, especialmente la variabilidad anual y mensual de las precipitaciones, impone fuertes limitaciones a la productividad de los cultivos (Rockström, 2003; Pala et al., 2007; Fernández et al., 2008). En estas condiciones, generalmente la eficiencia de uso del agua (EUA) y los rendimientos son considerablemente menores en comparación a los de regiones sin limitaciones hídricas. Saadras & Calviño (2001) comprobaron que el déficit hídrico estacional fue el responsable del 90% de la variación en rendimiento de soja, y 76% en maíz.

La desventaja comparativa en regiones semiáridas surge de que los costos de establecimiento de los cultivos sean similares a los de otras regiones, pero a menores retornos, y por ende bajas rentabilidades. Tales desventajas de los productores de commodities puede llevar a la degradación del suelo y una menor EUA (Bossio et al., 2010). Así surge la necesidad de analizar la realidad física de los procesos económicos en estas regiones, principalmente porque la información monetaria sigue siendo la única que se utiliza en forma sistemática para orientar la gestión, olvidando entre otros factores la dimensión física de los procesos productivos (Velazquez, 2010).

ASPECTOS DEL MANEJO

Las restricciones biofísicas que causan bajos rendimientos en regiones semiáridas pueden ser superadas con un manejo adecuado (Rockström & Falkenmark, 2000). En este sentido, Ritchie & Basso (2008) resaltan la importancia de prácticas de manejo que contribuyan a mejorar la eficiencia de uso del agua. Por ello, las tecnologías de procesos resultan claves en estos ambientes para optimizar la aplicación de

tecnologías de insumos, resguardando al mismo tiempo efectos negativos sobre el ambiente y los recursos naturales. Mientras las tecnologías de insumos están asociadas a un desarrollo previo de naturaleza industrial y se pueden entrar y salir de ellas con relativa facilidad, la tecnología de procesos en cambio es intangible y más que un costo económico tiene un costo intelectual, siendo su adopción más dificultosa (Resch, 2003).

En cuanto al efecto del manejo de suelo se sabe que las labranzas conservacionistas, y sobre todo la siembra directa (SD), asociada a un adecuado manejo de residuos, mejoran la infiltración y el almacenaje del agua (Beare et al., 1994; Quiroga et al., 2009), minimizando las pérdidas por evaporación (Blum, 2009). Sin embargo, hay quienes consideran la SD contraproducente por el mayor uso de agroquímicos. Es así, como varias tecnologías, incluso contrapuestas pueden ser promovidas como sustentables, como consecuencia de un enfoque reduccionista (disciplinario) que no permite entender problemas complejos, multidimensionales (Sarandon, 1998). Por ello, uno de los problemas que surgen cuando se intenta evaluar o medir la sustentabilidad es la confusión respecto a qué es lo que se quiere evaluar.

No obstante las dificultades planteadas, existe coincidencia en que la biodisponibilidad de agua es el principal factor condicionante y que las prácticas de manejo en regiones semiáridas se han orientado a mejorar su eficiencia de uso. El correcto manejo de nutrientes aumenta la EUA de los cultivos (Hatfield et al., 1996; Wang et al., 2010), como también lo hace el manejo del barbecho, la cobertura y el control de malezas durante este período (Aboudrare et al., 2006; Fernández et al., 2008).

La correcta elección de cultivos es otra vía para mejorar la productividad de las regiones semiáridas. La situación poco favorable de estos ambientes se agrava sobre todo en la producción de los commodities, debido a que el mejoramiento genético (realizado normalmente en regiones más húmedas) ha producido avances en el potencial de rendimiento, muchas veces a expensas de características morfológicas y fenológicas que aportan resistencia a la sequía (Angadi & Entz, 2002; Zhang et al., 2007).

La rotación de cultivos es otra importante caracte-

rística de los sistemas de producción sustentables ya que facilita el manejo de malezas, enfermedades y fertilidad del suelo. Además permite estratificar el uso del agua y nutrientes del suelo a través de diferentes profundidades efectiva de raíces y mejorar la EUA de los cultivos (Copeland et al., 1993; Anderson et al., 2002; Moroke et al., 2005). Asimismo la diversificación, en regiones semiáridas, es otra forma de disminuir el riesgo económico (Quiroga et al., 2001; Tanaka et al., 2002). Por lo expuesto, no sorprende que muchos investigadores estén buscando nuevas alternativas de cultivos y rotaciones que sean más eficientes en el uso de agua en regiones de secano (Alvaro-Fuentes et al., 2009; Dordas & Sioulas, 2007; Lenssen et al., 2006; Wright et al., 1995; Kar et al., 2003; Anderson et al., 2002). Sin embargo, en esta búsqueda de eficiencia pueden aparecer nuevas situaciones que abren interrogantes respecto de las consecuencias sobre la sustentabilidad de los suelos. Por ej. la intensificación ganadera que ha implicado el encierro a corral y el "pastoreo mecánico" con la exportación de forraje del lote, permite inferir sobre cambios importantes en el complejo de intercambio, reacción del suelo, dinámica de algunos nutrientes, balance de MO y propiedades físicas asociadas a la misma.

Otro enfoque sobre la productividad de los cultivos y su EUA, es considerar el valor económico de la producción en vez de comparar solamente los rendimientos. Varios autores señalan la necesidad de aumentar la productividad económica del agua, definida como el valor recibido por unidad de agua usada (\$/mm) (Aldaya et al., 2009; Molden et al., 2009; Ali & Talukder, 2008). Este objetivo puede lograrse ya sea por un incremento en la productividad física del agua que lleve a producir más kg de grano/mm como por la producción de cultivos de más elevado valor. Nielsen et al. (2005), compararon diferentes sistemas de producción de las llanuras centrales de EEUU, concluyendo que la intensificación de la producción resulta beneficiosa cuando se tiene en cuenta el valor de los productos. Aplicando esta metodología, Noellemeyer et al. (2010) encontraron que en los sistemas de producción de la región semiárida pampeana, las oleaginosas tienen EUA considerablemente inferiores a las gramíneas, pero cuando se tiene en cuenta su valor de mercado, la EUA incrementa considerablemente.

INDICADORES

Por lo expuesto, para lograr avanzar en cuanto a la sustentabilidad de los suelos y sistemas de producción de regiones semiáridas, es necesario que la complejidad y la multidimensión de la sustentabilidad sean simplificadas a través de indicadores. Las principales funciones de un indicador son evaluar condiciones o tendencias, comparar transversalmente sitios o situaciones, para evaluar metas y objetivos, proveer información preventiva temprana y anticipar condiciones y tendencias futuras.

Cantú et al., (2008) señalan que el antecedente más importante surge de la Organización para el Desarrollo y la Cooperación Económica (1991) cuando publica el SET preliminar de indicadores ambientales y posteriormente (1995) lanza el modelo de Presión, Estado y Respuesta para evaluar y monitorear los proyectos de desarrollo y las condiciones del ambiente a distintas escalas.

Este Modelo parte de una relación de causalidad donde se considera que las actividades humanas ejercen una PRESIÓN sobre el ambiente, cambiando la calidad de los recursos naturales (ESTADO). La información sobre estos cambios enriquece las instancias de toma de decisiones en la sociedad (RESPUESTA).

Teóricamente, sí se puede evaluar cual es la presión de uso al que es sometido cualquier recurso natural y, por otra parte, si ha través de los cambios de estado o calidad del recurso se puede evaluar el efecto de esa presión, es posible establecer la necesidad de regulaciones o el cambio de las mismas si estas ya existieran (Cantú et al., 2008).

Sin embargo se plantea cierta complejidad, dado que frente al mismo indicador de presión los indicadores de estado pueden responder de distinta manera de acuerdo a la granulometría del suelo, comprobándose en algunos casos (MO) efecto de aditividad (Quiroga et al., 2008), situación que limita el uso de indicadores individuales resultando conveniente el uso de indicadores compuestos (Quiroga et al., 2005). Además, para un mismo indicador de presión y en suelos de similar composición granulométrica el indicador de estado puede variar en función del espesor del suelo. Estas situaciones tienen lugar en regiones semiáridas,

dado que tanto la granulometría como el espesor de suelo son principales factores condicionantes de la capacidad de retención de agua útil y consecuentemente de la productividad.

Por ello, Cantú et al., (2008) indican que algunos modelos son criticados por sus relaciones causales que resultan muy simplistas y pueden conducir a considerar los sistemas naturales como receptores pasivos, que no presentan mecanismos de autorregulación que permitan equilibrar o compensar los cambios (resiliencia, capacidad buffer).

Resulta clave entonces, desde el punto de vista de la sustentabilidad y en orden a elaborar estrategias de manejo conservacionistas, diferenciar ambientes con distinto potencial productivo.

MANEJO POR AMBIENTES

Reconocer y jerarquizar los factores edáficos que generan variación de rendimiento es el paso inicial del manejo por ambientes o sitio-específico. Es necesario reconocer si un factor es causa principal de variación, o al igual que el rendimiento, es consecuencia de la influencia de otro factor. En una segunda etapa es necesario categorizar el factor a través de su rango de variación. Es decir establecer categorías para la toma de decisiones.

Por ejemplo, si la diferente capacidad de retención de agua (CRA) de los suelos de un mismo lote condiciona el rendimiento y el efecto acumulado de diferencias de rendimiento condiciona en el tiempo los contenidos de materia orgánica (diferente fertilidad entre sitios), es posible que también encontremos relación entre contenido de N y rendimiento. Esto nos llevaría a fertilizar diferencialmente con N los ambientes. Sin embargo tanto el rinde como N son consecuencia de variaciones en la CRA, con lo cual el ajuste de la fertilidad

nitrogenada, en suelos de menor CRA, no produce necesariamente los efectos esperados. Es decir se identificó el factor y se lo jerarquizó, en este caso agua esta antes que N. Pero esto no basta, es necesario categorizar los niveles de agua disponible estableciendo un valor a partir del cual es más probable la respuesta a la fertilización. Por ejemplo, para verdeos de invierno en el este de La Pampa, es necesario disponer a la siembra de + 80 mm de agua útil en los primeros 140 cm del perfil para decidir una fertilización nitrogenada.

En orden a evaluar cambios en la calidad de los suelos mediante análisis discriminante ha sido posible identificar propiedades sensibles al manejo que resultan independientes entre sí. De esta manera se definieron variables canónicas (combinaciones lineales de los contenidos de MO joven, estabilidad estructural en húmedo y susceptibilidad a la compactación) a partir de las cuales fue posible diferenciar suelos influenciados por diferentes prácticas de manejo (Quiroga et al., 1996).

Otras propiedades edáficas fueron más influenciadas por variaciones en la granulometría que por influencia del manejo y por lo tanto su uso, al menos como indicadores individuales, no resultó conveniente. Por ejemplo, para condiciones de la región semiárida pampeana se comprobó que mientras los contenidos de arcilla + limo resultaron principales determinantes de la proporción de agregados >2mm, la materia orgánica condicionó la estabilidad estructural y consecuentemente resultó un indicador más apropiado para evaluar la influencia del manejo. Los niveles críticos de MO total, asociados con un determinado valor de EEH resultaron variables y crecientes en función de los contenidos de arcilla + limo. Estos resultados muestran la importancia de considerar la influencia conjunta de ambos coloides, orgánicos y minerales, al seleccionar indicadores edáficos tendientes a evaluar una determinada práctica de manejo.

BIBLIOGRAFÍA

- Aboudrare, A; P Debaeke; A Bouaziz & H Chekli. 2006. Effects of soil tillage and fallow management on soil water storage and sunflower production in a semi-arid Mediterranean climate. *Agric. Water Manage.* 83:183-196.
- Aldaya, M; P Martinez-Santos & M Llamas. 2009. Incorporating the water footprint and virtual water into policy: reflections from the Mancha Occidental region, Spain. *Water Resource Management*.doi 10.1007/s11269-009-9480-8.
- Álvaro-Fuentes, J; J Lampurlanés & C Cantero-Martínez. 2009. Alternative crop rotations under mediterranean no-tillage conditions: biomass, grain yield, and water use efficiency. *Agron. J.* 101:1227-1233.
- Ali, M & M Talukder. 2008. Increasing water productivity in crop production – A synthesis. *Agric. Water Manage.* 95:1201-1213.
- Anderson, R; D Tanaka & S Merrill. 2002. Yield and water use of broadleaf crops in a semiarid climate. *Agric. Water Manage.* 58:255-266.
- Angadi, S & M Entz. 2002. Root system and water use patterns of different height sunflower cultivars. *Agron J.* 94:136-145.
- 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.
- Blum, A. 2009. Effective use of water (EUW) and not water-use efficiency (WUE) is the target of crop yield improvement under drought stress. *Field Crops Res.* 112:119-123.
- Bossio, D; K Geheb & W Critchle. 2010. Managing water by managing land: Addressing land degradation to improve water productivity and rural livelihoods. *Agric. Water Manage.* 97:536-542.
- Cantú, M; A Becker & J Bedano. 2008. Evaluación de la sustentabilidad ambiental en sistemas agropecuarios. UNRCuarto, 184pp.
- Copeland, P; R Allmaras; R Crookston & W Nelson. 1993. Corn-soybean rotation effects on soil water depletion. *Agron. J.* 85:203-210.
- Dordas, C & C Sioulas. 2007. Safflower yield, chlorophyll content, photosynthesis, and water use efficiency response to nitrogen fertilization under rainfed conditions. *Industrial Crops and Products* 27:75-85.
- Fernández, R; A Quiroga; E Noellemeyer; D Funaro; J Montoya; B Hitzmann & N Peinemann. 2008. A study of the effect of the interaction between site-specific conditions, residue cover and weed control on water storage during fallow. *Agric. Water Manage.* 95:1028-1040.
- Hatfield, J; J Prueger & T Sauer. 1996. Comparison of evapotranspiration equations over different surfaces. In: Camp, C.R., Sadler, E.J. (Eds.) *Proceedings of the Evapotranspiration and Irrigation Scheduling Conference ASAE, St. Joseph, MI, USA* pp. 1065-1070.
- Kar, G; R Singh & H Verma. 2003. Alternative cropping strategies for assured and efficient crop production in upland rainfed rice areas of eastern India based on rainfall analysis. *Agric. Water Manage.* 67:47-62.
- Lenßen, A; G Johnson & G Carlson. 2006. Cropping sequence and tillage system influences annual crop production and water use in semiarid Montana, USA. *Field Crop Res.* 100:32-43.
- Molden, D; T Owens, P Steduto; P Bindraban; M A Hanjra & J Kijne. 2009. Improving agricultural water productivity: between optimism and caution. *Agric. water Manage* 97: 528-535.
- Moroke, T; R Schwartz; K Brown & A Juo. 2005. Soil water depletion and root distribution of three dryland crops. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69:197-205.
- Nielsen, D; P Unger & P Miller. 2005. Efficient Water Use in Dryland Cropping Systems in the Great Plains. *Agron. J.* 97:364–372.
- Noellemeyer E., R. Fernández & A. Quiroga. 2013. Crop and tillage effects on water productivity of dryland agriculture in Argentina. *Agriculture*, 3:1-11.
- Pala, M; J Ryan; H Zhang; M Singh & H Harris. 2007. Water-use efficiency of wheat-based rotation systems in a Mediterranean environment. *Agric. Water Manage.* 93:136-144.
- Quiroga, A; D Buschiazzo & N Peinemann. 1998. Management of discriminant properties in semiarid soils. *Soil Science* 163 (7):591-597.
- Quiroga, A; M Díaz-Zorita & D Buschiazzo. 2001. Sunflower productivity as related to soil water storage and management practices in semiarid regions. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 32(17&18):2851-2862.
- Quiroga, A; R Fernández; D Funaro & N Peinemann. 2008. Materia orgánica en Molisoles de la región semiárida pampeana. Influencia sobre propiedades físicas y productividad. En *Estudio de las Fracciones Orgánicas en Suelos de Argentina. AACS.*
- 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; D Funaro; E Noellemeyer & N Peinemann. 2005b. Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. *Soil & Till. Res.* 90:63-68.
- Resch, G. 2003. La sustentabilidad como contexto productivo. *INTA Canals*, 5pp.
- Ritchie, J & B Basso. 2008. Water use efficiency is not constant when crop water supply is adequate or fixed: the role of agronomic management. *Eur. J. Agron.* 28:273-281.
- Rockström, J & M Falkenmark. 2000. Semiarid crop production from a hydrological perspective: gap between potential and actual yields. *Critical reviews in Plant Science* 19:319-346.
- Rockström, J. 2003. Water for food and nature in drought-prone tropics: vapour shift in rainfed agriculture. *Royal Society Transactions B: Biological Sciences* 358(1440):1997-2009.
- Saadras, VO & P Calviño. 2001. Quantification of grain yield response to soil depth in soybean, maize, sunflower, and wheat. *Agron. J.* 93:577-583.

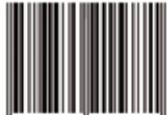
- Sarandon, S.J. 2009. El desarrollo y uso de indicadores para evaluar la sustentabilidad de los agroecosistemas. En *Agroecología, el camino hacia una agricultura sustentable*. Cap. 20:393-414.
- Sarandon, S.J. 1998. The development and use of sustainability indicators a need for organic agriculture evaluation. XII Intern. Scietif. Conf., Mar del Plata.
- Tanaka, D; J Krupinsky; M Liebig; S Merrill; R Ries; J Hendrickson; H Johnson & J Hanson. 2002. Dynamic Cropping Systems: an adaptable approach to crop production in the Great Plains. *Agron. J.* 94:957-961.
- Velázquez, E. 2010. Agua virtual, huella hídrica y el binomio agua-energía: repensando los conceptos. Dpto Economía, Univ. de Sevilla (evelalo@upo.es), 12pp.
- Wang, X; K Dai; Y Wang; X Zhang; Q Zhao; X Wu; D Cai; W Hoogmoed & O Oenema. 2010. Nutrient management adaptation for dryland maize yields and water use efficiency to long-term rainfall variability in China. *Agric. Water Manage.* 97:1344-1350.
- Wright, P; J Morgan; R Jessop & A Cass. 1995. Comparative adaptation of canola (*Brassica napus*) and Indian mustard (*B. Juncea*) to soil water deficits: yield and yield components. *Field Crop Res.* 42:1-13.

A mediados de la década de los noventa se produjeron cambios tecnológicos que intensificaron los sistemas de cultivo en Argentina: aumento exponencial en la adopción de la siembra directa, fertilización generalizada de las gramíneas, mejoramiento genético de los cultivos e introducción de variedades e híbridos transgénicos, pérdida de cultivos en la rotación e incremento en el uso de productos fitosanitarios. Se espera que esta intensificación agrícola altere significativamente el estado orgánico de los suelos. Para determinar el sentido de esta variación y cómo podemos optimizar los cambios en el suelo, es imprescindible contar con datos provenientes de experimentos de largo plazo.



ISBN 978-987-521-624-2

ISBN 978-987-521-624-2



9 789875 216242



Ministerio de
Agricultura, Ganadería y Pesca
Presidencia de la Nación