

RECUPERACIÓN QUÍMICA DE UN SUELO DEGRADADO MEDIANTE LA UTILIZACIÓN DE UN VERMICOMPOSTO

CHEMICAL RECOVERY OF A DEGRADED SOIL BY VERMICOMPOST UTILIZATION

Andrea Rubenacker, Paola Campitelli, Roberto Sereno y Silvia Ceppi*

Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Departamento de Recursos Naturales,
Casilla de Correo 509, (5000) Córdoba - Argentina
(*e-mail: sceppi@agro.unc.edu.ar)

Recibido: 22/10/2010 - Evaluado: 05/11/2010 - Aceptado: 12/11/2010

RESUMEN

El objetivo del trabajo fue estudiar el efecto del uso de un vermicomposto (VC) de estiércol de conejo sobre distintas fracciones de carbono orgánico (C) en función del tiempo y la profundidad, con el propósito de analizar el potencial de esta enmienda orgánica como fuente de C y la capacidad de un suelo degradado para su retención. Sobre un suelo degradado se realizó un apilamiento de VC. Se realizaron determinaciones químicas y fisicoquímicas al VC y al suelo a dos profundidades y en distintos momentos después de la aplicación. Incrementó el contenido de carbono oxidable (Cox), carbono soluble en agua (CSA) y Nitrógeno total (NT) en el suelo. El C y sus distintas fracciones quedaron retenidos principalmente en los primeros 5 cm. El uso de este tipo de enmiendas orgánicas, aplicadas en forma de pila, es una importante estrategia de secuestro de Carbono (enriquecimiento) de C en suelos degradados.

ABSTRACT

The objective of this research was to study the effect of rabbit manure vermicompost (VC) use onto the different organic carbon fraction (C) considering time and soil depth, in order to analyze the organic amendment potential as a C source and the degraded soil capacity for its retention. The VC was place onto the degraded soil as a pile. Chemical and physicochemical determination was carried out at different times after the application, onto VC and soil, at two depths. The VC application increased the Cox, WSC (Water soluble carbon) and TN (Total Nitrogen) content. Carbon and their different fractions were retained, mainly, in the first 5 cm. The use of this kind of organic amendments, applied as a pile on the soil, is an important strategy for the C sequestration (enrichment) on degraded soils.

Palabras clave: secuestro de carbono; materia orgánica; fracciones de carbono; fertilidad
Keywords: carbon sequestration; organic matter; carbon fractions; fertility

INTRODUCCIÓN

La descomposición de la Materia Orgánica (MO) en el suelo es un proceso delicado que depende de muchos factores. El contenido y calidad de la MO son factores importantes en el mantenimiento de la calidad y fertilidad del suelo; por lo tanto, es necesario desarrollar otras estrategias, además del uso de los residuos de cosecha, para asegurar el retorno de la MO que es gradualmente perdida en las áreas cultivadas; es decir es imperativo promover el secuestro de carbono (Sodhi et al., 2009). Se han implementado numerosas metodologías de uso del suelo para incrementar el ingreso de carbono (labranzas mínimas, rotaciones de cultivos, siembra directa, entre otras prácticas conservacionistas) (Nieder y Benbi, 2008). La utilización de material compostado y/o vermicompostado representa otra alternativa para retener (secuestrar) carbono en los suelos (Senesi et al., 2007; Sodhi et al., 2009; Adani et al., 2009).

El compostaje de residuos orgánicos permite obtener un producto estabilizado, maduro y saneado, previo a su utilización agrícola. El vermicompostaje es un proceso que involucra la adición de lombrices rojas californianas (*Eisenia foetida*) que aceleran la conversión de los residuos orgánicos; estimulando los procesos de mineralización y humificación, obteniendo un producto final estable y maduro. En los procesos de mineralización y humificación, la MO es transformada a través de reacciones de descomposición, resíntesis y polimerización en compuestos orgánicos complejos y relativamente estables que se asemejan a las sustancias húmicas del suelo (Benitez et al., 2005).

El compost y/o vermicompostado presentan un tipo de MO que contiene una fracción estable (recalcitrante) a la acción microbiana, que permitiría una acumulación de C en el suelo a través de su incorporación en las sustancias húmicas del suelo. Así, la MO del suelo actúa como sumidero de los compuestos de carbono aportados por las enmiendas, que son unidos a través de enlaces del tipo puente hidrógeno, hidrofóbico y/o hidrofílicos permaneciendo estabilizados por largos períodos de tiempo (De Bertoldi et al., 1996; Adani et al., 2009; Spaccini et al., 2002; Sodhi et al., 2009).

Los procesos de mineralización y humificación a los que está sometida la MO del suelo y la MO incorporada a través de las enmiendas, son los factores que principalmente influyen en la migración de las fracciones de carbono solubles en el perfil del suelo y su posible retención por la fracción orgánica y/o por la fracción mineral del suelo (Corvasce et al., 2006).

Los efectos benéficos más importantes de las enmiendas orgánicas, adicionadas al suelo, pueden ser atribuidos a las sustancias húmicas (SH) que contienen y a sus dos principales fracciones, los ácidos húmicos (AH) y los ácidos fúlvicos (AF). Las fracciones de AH y AF de suelo, experimentan cambios a consecuencia de la aplicación de enmiendas orgánicas, ya sea en su contenido de carbono (CAH y CAF) como en sus características estructurales (Corvasce et al., 2006).

La mayoría de los estudios sobre compost y/o vermicompostos están focalizados sobre los aspectos agronómicos y efectos físicos y químicos que provoca su aplicación al suelo y se dispone de poca información sobre el efecto que el uso de enmiendas orgánicas (compost, vermicompostado) causa desde el punto de vista de la posibilidad de retener (secuestrar) carbono en suelos productivos (García-Gil et al., 2004; Smith et al., 2005; Campitelli et al., 2006).

El objetivo del trabajo fue estudiar el efecto producido por el uso de un vermicompostado sobre distintas fracciones de carbono orgánico en función del tiempo y la profundidad, con el propósito de analizar el potencial de esta enmienda orgánica como fuente de C y la capacidad de un suelo degradado para su retención.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de Muestreo

Los ensayos se realizaron en la Localidad de La Granja, distante a 60 km de la Ciudad de Córdoba (Argentina), de clima templado continental, con veranos cálidos e inviernos frescos. La temperatura media anual es de 16°C. Las precipitaciones son estivales, con una media anual de 700 mm.

El suelo original fue clasificado taxonómicamente como Haplustol típico de textura franco limosa (limo: 75%, arcilla: 7,5%, arena: 17,5 %), al cual le fueron removidos sus horizontes superficiales hasta quedar expuesto el horizonte C, aproximadamente a una profundidad de 0,50 m (suelo decapitado o despejado).

La enmienda orgánica utilizada fue un vermicompostado (VC), obtenido a partir de un proceso de compostaje-vermicompostaje de estiércol de conejo, compostado por un período de tres meses y luego vermicompostado con lombrices rojas californianas (*Eisenia foetida*) por un período de cuatro meses. El compostaje se realizó en pilas al aire, la etapa termofílica (56 °C) se alcanzó a los 30 días, luego de este período las pilas fueron volteadas cada 15 días y la humedad se mantuvo con riego a un nivel de aproximadamente 50% hasta que la temperatura se estabilizó en valores cercanos a la temperatura ambiente (20-25 °C). El proceso de vermicompostaje se realizó en camas (1m x 10m) donde se inocularon las lombrices (*Eisenia foetida*), la humedad fue controlada semanalmente y mantenida a un nivel no inferior del 70%. El VC, aplicado al suelo, tenía un valor de relación Cox/NT de 9,1; CSA/NT inferior a 0,7 y un IG del 87%, indicando que se encontraba estable de acuerdo a lo sugerido por Hue y Liu (1995) y Lasaridi et al. (2006).

Las principales características químicas del VC utilizado como enmienda y del suelo al inicio del ensayo, a las dos profundidades estudiadas (S_{0-5} ; S_{5-10}) se presentan en la Tabla 1.

Diseño experimental

Sobre el suelo decapitado se realizó un apilamiento o bordo de VC de aproximadamente 20 cm de alto y 50 cm de ancho por el largo del surco, sin incorporación al suelo (momento de aplicación: 15 de febrero). Se realizaron las determinaciones sobre muestras compuestas (10 submuestras) del VC y a dos profundidades en el suelo de 0 a 5 cm de profundidad (S_{0-5}) y de 5 a 10 cm (S_{5-10}). Todas las determinaciones se llevaron a cabo por triplicado. Se realizó un muestreo antes de la aplicación del VC y a los 2 (otoño), 6 (invierno), 10 (verano) y 18 meses (primavera) posteriores a la aplicación de la enmienda.

Las muestras de suelo y del VC fueron secadas al aire, molidas y tamizadas por malla de 2 mm previo a la realización de las determinaciones analíticas.

Tabla 1: Principales características químicas del vermicompostado y del suelo correspondiente al ensayo

Material	pH	CE	CIC	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Nt	Cox	CSA	CSH	CAH	CAF
		dSm ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹	gkg ⁻¹	gkg ⁻¹	gkg ⁻¹	gkg ⁻¹	gkg ⁻¹	gkg ⁻¹
VC	8.2	2.20	68.7	2.6	12.8	6.0	17.3	14.2	128.5	8.0	29.4	17.3	12.1
S₀₋₅	7.3	0.95	22.0	1.1	2.5	2.9	10.0	1.5	14.1	1.8	5.4	3.2	2.2
S₅₋₁₀	7.5	0.32	20.1	1.1	1.4	2.3	7.0	1.3	9.2	2.2	4.8	2.8	2.0

Nota: CE: conductividad eléctrica, CIC: capacidad de intercambio catiónico, CSA: carbono soluble en agua, CSH: carbono de sustancias húmicas, CAH: carbono de ácidos húmicos, CAF: carbono de ácidos fúlvicos.

Determinaciones analíticas

El pH se determinó en el VC, en extracto acuoso en una relación 1:5 (VC/agua) y en el suelo en una relación 1:2,5; se utilizó un pH-metro Orion, modelo 420 A, equipado con electrodo combinado de vidrio ORION 9103 BN. La conductividad eléctrica (CE) se determinó en extracto acuoso para el VC, en una relación 1:5 (VC/agua) y para suelo se midió en pasta saturada, con un conductímetro Hanna, modelo HI98304. El contenido de Na^+ y K^+ se determinó por fotometría de llama en un fotómetro Cole-Parmer modelo 2655-00. El contenido de Ca^{+2} y Mg^{+2} se determinó por quelatometría (Sparks, 1996). La capacidad de intercambio catiónica (CIC) se realizó por el método de saturación con acetato de amonio de acuerdo al método propuesto por Black (1965). El contenido de nitrógeno total (Nt) se determinó por digestión Kjeldahl (Sparks, 1996). El contenido de carbono oxidable (Cox) se determinó por el método de digestión húmeda de Walkey y Black (Nelson y Sommers, 1996). El contenido de Carbono soluble en agua (CSA) se determinó mediante la técnica propuesta por Navarro et al., (1993).

El contenido de CSH y de sus fracciones, CAH y CAF, fueron determinadas de acuerdo a la técnica propuesta por Sims y Haby (1971). La misma consistió en realizar previamente una extracción de la fracción orgánica con solución de NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ en una relación 1:10 (muestra/solución). Para la cuantificación del CSH, a una alícuota del extracto, se la digirió con dicromato de potasio y H_2SO_4 concentrado, se determinó la transmitancia (%T) en espectrofotómetro Spectronic Genesys 20 Modelo 4001/4 a una longitud de onda de 590 nm. La cuantificación del carbono de las sustancias húmicas (CSH) se calculó a partir de una curva patrón que se realizó con glucosa. Al extracto alcalino obtenido en el punto anterior, se lo acidificó hasta $\text{pH}=2$ con H_2SO_4 concentrado para la precipitación de los AH, que se separaron de la fracción de carbono no precipitado mediante centrifugación. El carbono no precipitado, considerado carbono de los ácidos fúlvicos (CAF), se determinó siguiendo el mismo procedimiento empleado en la determinación del CSH. El CAH, se determinó por diferencia entre el CSH y el CAF.

Las determinaciones de absorbancia en la región del espectro UV-Visible se realizaron de acuerdo con la técnica propuesta por Zbytniewski y Buszewski (2005), la cual consiste brevemente en: a 1 g de muestra, seca y tamizada, de cada profundidad de suelo y del VC se le agregó 50 ml de solución de NaOH ($0,1 \text{ mol L}^{-1}$), se agitó durante 2 h y se centrifugó a 3000 rpm por 25 min. Se midió la absorbancia del sobrenadante a las siguientes longitudes de onda: $\lambda = 280 \text{ nm}$, 472 nm y 664 nm en espectrofotómetro Bausch & Lomb Spectronic 21.

Tratamiento Estadístico de los Datos

El análisis estadístico se llevó a cabo mediante un análisis de la varianza y un test de comparación de medias (Duncan), con un nivel de significancia de $\alpha \leq 0.05$ (INFOSTAT, 2005).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evolución de los Parámetros Químicos en el Tiempo

El contenido de Nt en el VC, disminuyó marcadamente ($\approx 50\%$) durante los dos primeros meses del ensayo, probablemente debido a un incremento en el proceso de mineralización y actividad microbiana, pérdidas por lixiviación y/o volatilización que pudieron ocurrir cuando el VC se puso en contacto con el suelo (Figura 1a). A partir de este momento, el contenido de Nt se mantuvo prácticamente constante hasta el final del ensayo (18 meses) ($6,25 \text{ g kg}^{-1}$), lo cual indica la estabilización de los procesos de pérdida de Nt en el VC.

En el suelo fue posible observar que el contenido de Nt en los primeros 5 cm de profundidad (S_{0-5}) no mostró una variación significativa durante los 6 primeros meses del ensayo, lo cual indica que el nitrógeno proveniente del VC no fue incorporado al suelo en la misma proporción en la cual disminuyó el contenido en el apilado de

VC, probablemente debido a pérdidas por volatilización, lixiviación profunda o por procesos de escorrentía de las formas solubles de nitrógeno.

El balance de Nt del suelo (S_{0-5}) al final del ensayo mostró un incremento de aproximadamente un 200% con respecto al inicio del ensayo, indicando que la aplicación de este VC, en forma de pila, favoreció el contenido de nitrógeno en la capa superficial del suelo estudiado. Otros investigadores, después de aplicar el vermicomposto proveniente de estiércol de conejo y caballo por un período de 9 meses a un suelo agrícola, no observaron un cambio significativo en el contenido de Nt, probablemente debido a la baja dosis de aplicación ($10-20 \text{ Tn ha}^{-1}$) (Ferrerías et al., 2006).

A la mayor profundidad estudiada (S_{5-10}), se observó un incremento del 44% en el contenido de Nt del suelo al final del ensayo. Este incremento, aunque, menor que en la profundidad S_{0-5} , indica que la aplicación en forma de pila de esta enmienda orgánica, favorece el aumento de este nutriente, incluso hasta los 10 primeros cm de profundidad, probablemente por la lixiviación de las formas solubles de nitrógeno desde el VC y desde los horizontes superficiales.

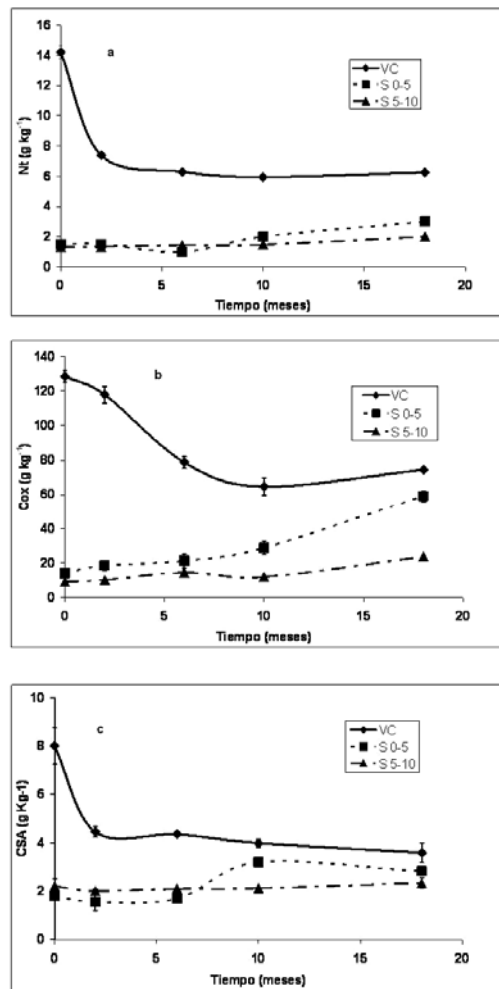


Fig. 1: Contenido de: a) Nitrógeno total (Nt), b) Carbono oxidable (Cox), c) Carbono soluble en agua (CSA) en el vermicomposto (VC) y en las dos profundidades (S_{0-5} ; S_{5-10}) estudiadas del suelo durante el tiempo del ensayo.

La disminución del contenido de Cox del VC (Figura 1b) mostró un comportamiento similar al observado para el Nt. El período de mayor disminución ($\approx 38\%$) del Cox ocurrió durante los 6 primeros meses del ensayo lo cual indicaría una fuerte mineralización y/o un incremento de la actividad microbiana en el VC, probablemente, debido a las condiciones climáticas que favorecieron el desarrollo y actividad de la población microbiana, y a la presencia de material orgánico fácilmente degradable (Tate, 1987). La disminución total en el contenido de Cox del VC durante el tiempo del ensayo fue aproximadamente del 40%.

El contenido de Cox en la primera profundidad analizada (S_{0-5}) muestra un incremento continuo durante todo el ensayo, observándose un mayor incremento después de 10 meses de la aplicación del VC. El contenido Cox incrementó en aproximadamente un 100% al final del ensayo a esta profundidad. En la mayor profundidad de suelo analizada (S_{5-10}) el incremento en el contenido de Cox es menos marcado (60%) que en los 5 cm superficiales (S_{0-5}). El comportamiento observado en ambas profundidades indica un neto enriquecimiento en el contenido de C debido a la utilización de esta enmienda orgánica (VC). El incremento en el contenido de Cox en profundidad muestra proporcionalidad directa (no lineal) con el decrecimiento en el contenido de Cox en el VC. Resultados similares fueron obtenidos por Pascual et al. (1999) y Ferreras et al. (2006).

A partir de la realización de un balance de carbono es posible observar que el Cox perdido, durante el tiempo del ensayo, por el VC (54 g kg^{-1}) fue acumulado en su totalidad en el suelo analizado (S_{0-5} y S_{5-10}) (Figura 1 b). Esto permite inferir que la aplicación del VC en forma de pila fue una forma de secuestrar carbono en el suelo evitando la emisión de CO_2 a la atmósfera.

La fracción carbono soluble en agua (CSA), es un parámetro importante por ser la fracción más móvil y susceptible a la mineralización (Cook y Allan, 1992).

En la Figura 1c se muestran los cambios producidos en el contenido CSA durante el ensayo. El contenido de CSA, presentó un comportamiento similar al observado para los parámetros Nt y Cox (Figura 1a y b). Durante los dos primeros meses del ensayo (febrero-marzo) el CSA, en el VC, disminuyó aproximadamente en un 45%, este período fue el de mayor pérdida de esta fracción de carbono en el VC, probablemente debido a las mismas causas que explicaron el comportamiento del Cox. Durante el período restante del ensayo la velocidad de disminución fue más lenta, con una pérdida total del 64%.

En la menor profundidad analizada (S_{0-5}) se produjo un incremento en el contenido de CSA ($\approx 100\%$) después de 10 meses de la aplicación del VC. La mayor variación en el contenido de CSA se produce entre los 6 y 10 meses después de aplicado VC. Al finalizar el ensayo (18 meses) el contenido de CSA fue aproximadamente del 100%, respecto al inicio del ensayo, sin embargo no ocurrió una variación significativa entre el mes 10 y el final del ensayo.

El muestreo correspondiente a los meses 2 y 6 se llevo a cabo en época invernal, con escasas o nulas precipitaciones. Los muestreos correspondientes a los meses 6 y 10, después de la aplicación, fueron realizados durante la primavera y parte del verano, período en el cual comienzan la temporada de incrementos en las precipitaciones y la temperatura. Estas condiciones climáticas, pueden tener influencia en las variaciones observadas en este parámetro analizado (Zbytniewski et al., 2002).

El incremento de CSA determinado en el suelo, a esta profundidad (S_{0-5}), probablemente ocurrió a expensas de la pérdida de CSA en el VC y por el transporte en profundidad ocasionado por lluvias estacionales debido a que el CSA es la fracción más activa y móvil de la MO.

En la mayor profundidad analizada (S_{5-10}) el contenido de CSA no se modificó de manera significativa. Al finalizar el ensayo (18 meses), el contenido de CSA incremento aproximadamente un 10%, esto indica, que si bien el incremento no es de la misma magnitud que en la profundidad superficial (S_{0-5}), la aplicación de esta enmienda es una práctica favorable para incrementar esta fracción del carbono.

A partir del análisis de los parámetros medidos (Cox, Nt y CSA), se observa que sus contenidos incrementaron en ambas profundidades de suelo (S_{0-5} y S_{5-10}), después de 18 meses de aplicación del VC, con respecto a los valores iniciales del suelo. Este comportamiento, es importante desde el punto de vista de la posibilidad de incrementar el contenido de carbono y nitrógeno en suelos degradados.

Muchos de los aspectos benéficos del incremento de la MO en suelo degradados pueden ser atribuidos a las sustancias húmicas (SH) y especialmente a los ácidos húmicos (AH). Estos representan la fracción, de la MO del suelo, más estable a la degradación microbiana, consecuentemente, la cantidad y/o características de la fracción correspondiente a los AH provenientes de vermicompostos es considerada un indicador importante que permite tener garantías de una utilización exitosa cuando son aplicados al suelo (Senesi et al., 2007).

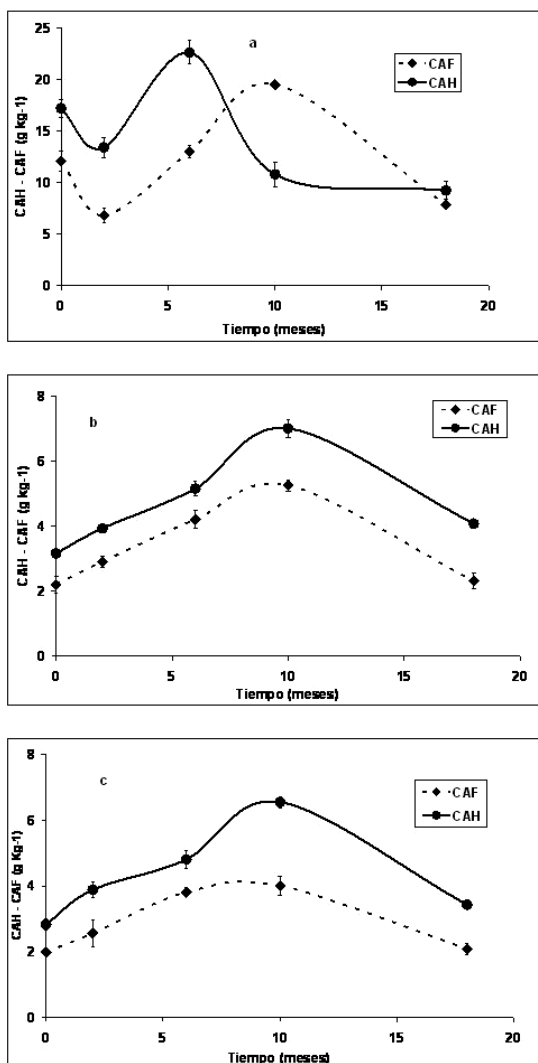


Fig. 2: Evolución del contenido de carbono en las fracciones AH (CAH) y AF (CAF) durante el tiempo del ensayo: a) Vermicomposto (VC), b) en la profundidad 0-5 cm (S_{0-5}) y c) en la profundidad 5-10 cm (S_{5-10})

El contenido de carbono de ambas fracciones analizadas (CAH y CAF) en el VC (Figura 2a), muestra fluctuaciones durante el ensayo. En los primeros 2 meses se observó una pérdida significativa ($\approx 50\%$) en ambas fracciones, probablemente debido a la ocurrencia de una fuerte mineralización, similar al comportamiento observado para Cox y CSA (Figura 1b y c). El contenido de carbono de ambas fracciones en el VC disminuyó 46 % en el CAH y 34 % en el CAF, al final del ensayo.

Los procesos de mineralización y humificación influyen en la migración de la MO en profundidad en un suelo (Nelson et al., 1994). Los AH derivados de estiércoles vermicompostados, se caracterizan por su bajo peso molecular, menor grado de condensación y humificación con respecto a los AH de suelo (Senesi et al., 1996); características que pueden facilitar la migración hacia horizontes más profundos del suelo (Corvasce et al., 2006).

Los cambios producidos en el contenido de carbono en ambas fracciones analizadas (CAH y CAF) en la menor profundidad de 0 -5 cm (S_{0-5}) mostraron un comportamiento similar (aumento-disminución) (Figura 2b).

El contenido de CAF, no aumentó significativamente al final del ensayo; en cambio, el CAH incrementó un 29% con respecto al inicio del ensayo. Este incremento podría ser explicado debido a que la fracción húmica del suelo incorporó el carbono orgánico proveniente de la enmienda y así contribuyó a la acumulación de carbono orgánico en el suelo. Los AH presentes naturalmente en el suelo se comportan como sumidero de los nuevos aportes, a través de enlaces hidrofílicos, hidrofóbicos, puente hidrógeno, entre otros, estabilizan la materia orgánica incorporándola al suelo a través de la formación de complejos órgano-minerales y protegiéndola, de esta manera, de la degradación producida por la actividad microbiana (Spaccini et al., 2002 Ferreras et al., 2006; Campitelli et al., 2006).

La variación en el contenido de CAH y CAF presentan un comportamiento similar (aumento-disminución) en la profundidad 5-10 cm (S_{5-10}) y en la menor profundidad (S_{0-5}) (Figura 2c).

El contenido de CAF, al final del ensayo no presentó un incremento significativo, probablemente por la ocurrencia de una migración a mayor profundidad, mineralización, biodegradación, polimerización, entre otros posibles factores (Corvasce et al., 2006; Pascual et al., 1997).

A partir del análisis del contenido de CAH y CAF, a esta profundidad (S_{5-10}), fue posible observar que el contenido de CAH, incrementó 21%, respecto al inicio del ensayo. Este comportamiento indicó que se produjo una migración de las fracciones de carbono aportadas por la enmienda que fueron retenidas por la matriz del suelo, lo cual incrementó el contenido de MO, en los 10 cm de profundidad del suelo estudiado.

El incremento observado en ambas fracciones (CAH y CAF) y a las dos profundidades estudiadas (S_{0-5} , S_{5-10}), después de los 10 meses de aplicación del VC, podría ser adjudicado al momento de muestreo que coincidió con el mes de mayor contenido de humedad y temperatura del suelo (diciembre) (Figura 2 b y c). Estas condiciones podrían favorecer la actividad microbiana, reactivando el ciclo biogeoquímico, con lo cual se produce la resíntesis y/o neoformación de sustancias húmicas en los primeros 10 cm de profundidad del suelo estudiado.

Espectroscopia UV-Visible de las fracciones: CAH y CAF

La dispersión de la luz monocromática en una solución diluida de macromoléculas o sistemas coloidales está relacionada con el peso, tamaño e interacciones de las partículas en solución. La espectroscopia UV-Visible proporciona importante información sobre la estructura de la macromolécula de las SH y sobre su origen. Para el análisis del espectro de absorción, de las SH y sus fracciones en la región UV-Visible, pueden señalarse 3 longitudes de onda de importancia por la información que aportan para dilucidar aspectos de la estructura de la macromolécula. La absorbancia a 260-280 nm es atribuida, principalmente, a la lignina, quinonas y estructuras alifáticas, es decir que corresponde al material al inicio del proceso de transformación (humificación). La absorbancia a 460-480 es indicativa del material orgánico en el primer estadio del proceso de humificación y la

absorbancia a 600-670 es debida al material con un alto grado de humificación y aromatización (Zbytniewski y Busewski, 2005).

Las relaciones calculadas a partir de los valores de absorbancia a las diferentes longitudes de onda, ($A_{280}/A_{664}=E2/E6$; $A_{472}/A_{664}=E4/E6$ y $A_{280}/A_{472}=E2/E4$) son utilizadas como índices de humificación.

La disminución de las fracciones (lignina, cadenas alifáticas, grupos quinonas) que absorben a $\lambda = 280$ nm en el VC a los 6 meses de la aplicación (Figura 3a), podría ser la causa del incremento en la absorbancia en las dos profundidades de suelo analizadas. Estas fracciones migrarían desde el VC incrementando su concentración en las profundidades siguientes (0-5 cm y 5-10 cm). La disminución en el valor de la absorbancia que ocurrió hasta la finalización del ensayo indicó que las transformaciones del proceso de humificación tuvieron lugar en la enmienda aplicada y en las dos profundidades del suelo estudiadas durante el tiempo del ensayo (Traina et al., 1990; Chin et al., 1994; Veeken et al., 2000; Zbytniewski y Buszewski, 2005).

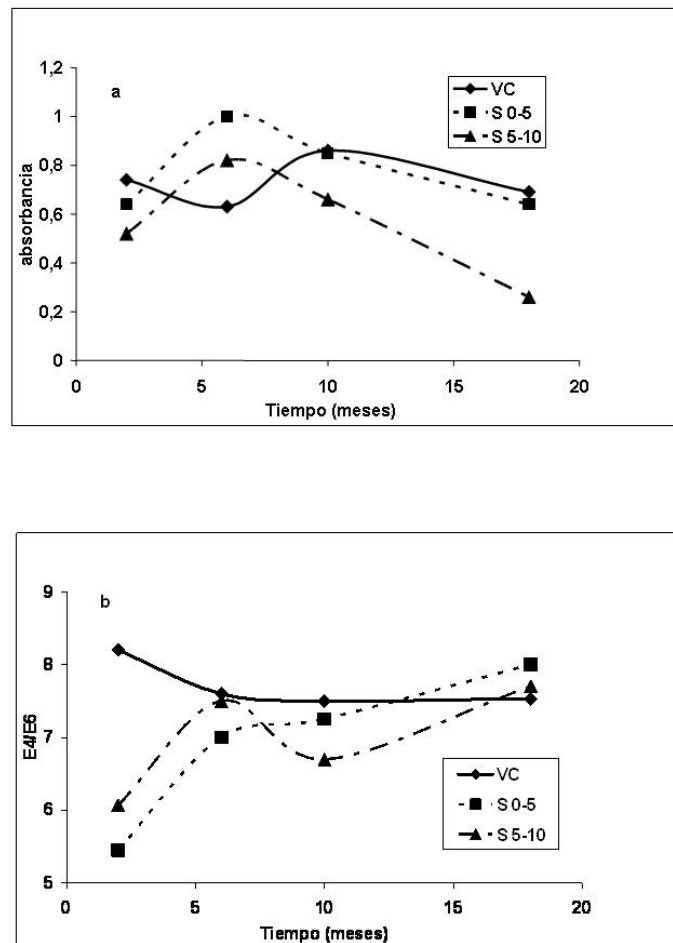


Fig. 3: Valores de absorbancia, de los extractos alcalinos del VC y del suelo a las profundidades (S₀₋₅) (S₅₋₁₀) durante el ensayo: a) medida a $\lambda = 280$ nm, b) medidas a $\lambda = 472$ y $\lambda = 664$ nm, expresadas como relación $E4/E6$

La relación de absorbancia E4/E6 es ampliamente utilizada como un índice del grado de humificación de la MO. El valor de la relación E4/E6 indica el nivel de agregación de la macromolécula, altos valores corresponderían a macromoléculas húmicas con alto grado de agregación, es decir la presencia de moléculas orgánicas de pequeño tamaño, de cadenas alifáticas y generalmente con un alto contenido de grupos funcionales; mientras que bajos valores de E4/E6 están asociados con una mayor condensación de los anillos aromáticos, alto peso molecular, es decir, un mayor grado de humificación (Chen et al., 1977; Griffith y Schnitzer, 1975).

Existe también una relación inversa entre este cociente y el tiempo medio de residencia en el suelo, por lo que cuanto más alto sea el valor de la relación E4/E6, menores tiempos de residencia de los ácidos húmicos en el sistema y menor grado de condensación (Stevenson, 1994), lo cual indica que las sustancias más humificadas y con mayor carácter aromático corresponden a las de origen más antiguo en el ecosistema edáfico y tendrán valores menores de relación E4/E6.

Los valores de la relación E4/E6 para AH de suelo son generalmente menores que 6 y los correspondientes a materiales compostados varían entre 3,8-8 dependiendo del tiempo de compostaje (Fong y Mohamed, 2007)

El valor de la relación E4/E6 del suelo donde se realizó el ensayo fue de 4,8, valor que está dentro del rango normal para suelos y el correspondiente al VC en el estado inicial (antes del armado de la pila sobre el suelo) de 8,3.

El valor obtenido, después de 2 y 6 meses de la aplicación de la enmienda, para la relación E4/E6 correspondiente al suelo a las dos profundidades analizadas incrementó significativamente (Figura 3b). Este comportamiento puede ser indicativo de la incorporación de las fracciones (moléculas orgánicas de bajo peso molecular, cadenas alifáticas) producidas por las transformaciones de la MO del VC, que migra en profundidad y que son unidas a los AH nativos del suelo. Este incremento ocurre al mismo tiempo que se observa un decrecimiento en la relación E4/E6 del VC. Este comportamiento está de acuerdo con lo observado en la Figura 3a, que muestra la migración de las fracciones de lignina, cadenas alifáticas, grupos quinonas.

Al finalizar el ensayo, el valor de la relación E4/E6 del VC, disminuyó con respecto al valor inicial, indicando que ocurrieron procesos de humificación y el valor correspondiente a las dos profundidades del suelo son similares entre si y al valor del VC. Esto indica que ocurrió una asociación de fracciones orgánicas más pequeñas en los AH del suelo en los primeros 10 cm de profundidad, por lo tanto, hubo una captación o secuestro de carbono y los AH del suelo se comportaron como sumidero de las fracciones tipo AH de la enmienda orgánica (Spaccini et al., 2002; Campitelli et al., 2006).

CONCLUSIONES

La aplicación de esta enmienda orgánica incrementó el contenido de Cox, CSA y Nt en el suelo a las dos profundidades estudiadas, siendo más notable después de los 10 meses de aplicado el VC, período en que las condiciones climáticas fueron más favorables (verano). Estas fracciones se generan a partir de los procesos de mineralización y/o humificación ocurridos en el VC.

El contenido de carbono de las fracciones de las sustancias húmicas (CAH y CAF) incrementó en ambas profundidades estudiadas, aunque de manera más marcada en los primeros 5 cm.

Los compuestos de carbono más móviles en el perfil, correspondientes a fracciones de lignina, cadenas alifáticas, grupos quinonas, entre otros compuestos de estructura simple, son incorporados a la estructura de los AH del suelo. Esta incorporación provoca un incremento en el contenido de cadenas alifáticas (mayor agregación) de los AH del suelo, los que continuarán con el proceso de humificación natural.

A partir de los datos obtenidos se puede inferir la necesidad de la periodicidad de las aplicaciones de esta enmienda, las que deberán ser analizadas para cada caso en particular, teniendo en cuenta especialmente nitrógeno y carbono y sus fracciones en cantidad y calidad.

El uso de este tipo de enmiendas orgánicas aplicadas en forma de pila, resulta ser una estrategia importante de enriquecimiento (secuestro) de C en suelos degradados mejorando su calidad.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a SeCyT-UNC por el financiamiento parcial de este estudio

REFERENCIAS

Adani, F.; Tambone, F.; Genevini, P. (2009); *Effect of compost application rate on carbon degradation and retention*. Soil Waste Management: 29, 174-179.

Benitez, E.; Sainz, H.; Nogales, R. (2005); *Hydrolitic enzyme activities of extracted humic during the vermicomposting of lignocelulosic olive waste*. Biores. Technol.: 96, 785-790.

Black, C.A. (ed.) (1965); *Methods of soil analysis Part 2. Chemical and microbiological properties*. American Society of Agronomy, Inc, Publisher, Madison, Wisconsin, USA, pp. 1003-1009.

Campitelli, P.; Velasco, M.; Ceppi, S. (2006); *Chemical and physicochemical characteristics of humic acids extracted from compost, soil and amended soil*. Talanta: 69, 1234-1239.

Cook, B.D.; Allan, D.L. (1992); *Dissolved organic matter in old field soil : total amount as a measure of available resource for soil mineralization*. Soil Biol. & Biochem.: 24, 585-594.

Corvasce, M.; Zsolnay, A.; D´Orazio, V.; Lopez, R.; Miano, T. (2006); *Characterization of water extractable organic matter in a deep soil profile*. Chemosphere: 62, 1583-1590.

Chen, Y.; Senesi, N.; Schnitzer, M. (1977); *Information provide on humic substances by E4/E6 ratio*. Soil Sci. Soc. Am. J.: 41,352-358.

Chin, Y.P.; Aiken, G.; O´Loughlin, E. (1994); *Molecular weight, polydispersity and spectroscopic properties of aquatic humic substances*. Environ. Sci and Technol.: 28, 1854-1858.

De Bertoldi, M.; Sequi, P.; Lemmes, B.; Papi, T. (1996); *The Science of the composting*. Chapman and Hall. London.

Ferreras, L.; Gomez, E.; Toresani, S.; Firpo, I.; Rotondo, R. (2006); *Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil*. Biores. Technol.: 97, 635-640.

Fong, S.S.; Mohamed, M. (2007); *Chemical characterization of humic substances occurring in the peats of Sarawak, Malaysia*. Organic Geochemistry: 38, 967-976.

García-Gil, J.C.; Ceppi, S.B.; Velasco, M.I.; Polo, A.; Senesi, N. (2004); *Long-term effects of amendment with municipal solid waste compost on the elemental and acidic functional group composition and pH-buffer capacity of soil humic acids*. Geoderma: 121, 135-142.

Griffith, S.M.; Schnitzer, M. (1975); *Analytical characteristics of humic and fulvic acids extracted from tropical volcanic soils*. Soil Sci. Soc. Am. J.: 41, 861-867.

- Hue, N.V.; Liu, J. (1995); *Predicting compost stability*. Compost Sci & Utilization: 3, 8-15.
- InfoStat. (2005). InfoStat versión 2005. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>
- Lasaridi, K.; Protopapa, I.; Kotsou, M.; Pilidis, G.; Manios, T.; Kyriacou, A. (2006); *Quality assessment of compost in the Greek market: The need for standards and quality assurance*. Journal of Environmental Management: 80, 58-65.
- Navarro, A.F.; Cegarra, J.; Roig, A.; García, D. (1993); *Relationship between organic matter and carbon contents of organic wastes*. Biores. Technol.: 44, 203-207.
- Nelson, P.N.; Dector, M.C.; Soulas, G. (1994); *Availability of organic carbon in soluble and particle-size fraction from a soil profile*. Soil Biol. and Biochem.: 26, 1549-1555.
- Nelson, D.W.; Sommers, L.E. (1996); Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks D.L. (Ed.). Methods of Soil Analysis: Part 3 – Chemical Methods. ASA, SSSA, CSSA, Madison WI, pp. 961-1010.
- Nieder, R.; Benbi, D.K. (2008); Carbon and nitrogen in the terrestrial Environment. Springer, pp. 430.
- Pascual, J.A.; Garcia, C.; Hernández, T.; Ayuso, M. (1997); *Characterization of urban waste according to fertility and phytotoxicity parameters*. Waste Management and Research: 15, 103-112.
- Pascual, J.A.; Garcia, C.; Hernandez, T. (1999); *Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for their improvement of arid soil quality*. Biores. Technol.: 68, 255-264.
- Senesi, N.; Miano, T.; Brunetti, G. (1996); Humic-like substances in organic amendments and effects on native soil humic substances. In: Humic substances in terrestrial ecosystems. Edited by A. Piccolo (Elsevier Science).
- Senesi, N.; Plaza, C.; Brunetti, G.; Polo, A. (2007); *A comparative survey of recent results on humic-like fraction in organic amendments and effects on native soil humic substances*. Soil biology and biochemistry: 39, 1244-1262
- Sims, J.R.; Haby, V.A. (1971); *Simplified colorometric determination of soil organic matter*. Soil Sci.: 112, 137-141.
- Smith, P.; Andrén, O.; Karisson, T.; Perälä, P.; Regina, K.; Rounsevell, M.; Van Wesemaels, B. (2005); *Carbon sequestration potential in Europe cropland has been overestimated*. Global Change Biology: 11, 176-183.
- Sodhi, G.P.S.; Beri, V.; Benbi, D.K. (2009); *Soil aggregation and distribution of carbon and nitrogen in different fractions under long-term application of compost in rice-wheat system*. Soil and Tillage Research: 103, 412-418.
- Spaccini, R.; Piccolo, A.; Conte, P.; Haberhauer, G.; Gerzabek, M.H. (2002); *Increase soil organic sequestration through hydrophobic protection by humic substances*. Soil Biology and Biochemistry: 34, 1839-1851.
- Sparks, D.L. (1996); Methods of Soil Snalysis. Part 3. Chemical methods. American Society of Agronomy, Inc. Madison, Wisconsin, USA, pp. 908-909.
- Stevenson, F.J. (1994); Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions. Wiley, New York, pp. 350–377.
- Tate, R.L. (1987); Soil organic matter: Biological and Ecological effects. Wiley Interscience, New York. Pag. 165-184

Traina, S.J.; Novak, J.; Smeck, N.E. (1990); *An ultraviolet absorbance method of estimating the percent aromatic carbon content of humic acids*. Journal of Environmental Quality: 19, 151-153.

Veeken, A.; Nierop, K.; Wilde, V.; Hamelers, B. (2000); *Characterization of NaOH-extracted humic acids during composting of a biowaste*. Biores. Technol.: 72, 33-41.

Zbytniewsky, R.; Kosobucky, P.; Kowalkowsky, T.; Buszewsky, B. (2002); *Environ. Sci. Pollut Res.*, Special Issue: 1, 68-74.

Zbytniewski, R.; Buszewsky, B. (2005); *Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost. Part 1. chemical and spectroscopic properties*. Biores. Technol.: 96, 479-484.

