

## Influencia del manejo sobre la calidad de la materia orgánica de dos suelos bajo horticultura <sup>a</sup>

*Influence of management on organic matter quality of two soils under horticulture*

Zenaida Lozano P<sup>1</sup>., Yudannys Aliendres<sup>1</sup>, Carlos Bravo<sup>2</sup>, Gustavo Rodríguez<sup>1</sup>, Mavelys Delgado<sup>1</sup> y Ronelly Caballero<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Agronomía, Universidad Central de Venezuela, Maracay, estado Aragua (Venezuela) Correo E: [zenaidalozano@gmail.com](mailto:zenaidalozano@gmail.com); Apartado 4579; <sup>2</sup>Universidad Nacional Experimental Simón Rodríguez, Centro de Agroecología Tropical, San Antonio de los Altos, estado Miranda (Venezuela)

---

### RESUMEN

Con el objetivo de evaluar el impacto de las prácticas agrícolas convencionales utilizadas en el manejo de los cultivos hortícolas sobre la calidad de la materia orgánica del suelo (MOS), se seleccionaron dos suelos localizados en los sectores El Jarillo (JAR), estado Miranda y La Colonia Tovar (CTO), estado Aragua, ambos pertenecientes a la Cordillera de la Costa venezolana. En cada suelo se evaluaron dos tipos de uso: una zona no intervenida con vegetación natural (NA) y una zona intervenida (IN) con monocultivo de cebollín (*Allium schoenoprasum*). Para cada suelo y tipo de utilización se realizó un muestreo bajo un diseño completamente aleatorizado con cuatro repeticiones a dos profundidades (0 a 5 y 5 a 20 cm). Los parámetros evaluados incluyen: pH, conductividad eléctrica (CE), distribución de tamaño de partículas, respiración basal (RB) para medir la actividad de los microorganismos, carbono orgánico total (COT), carbono hidrosoluble (CHS), nitrógeno total (NT), y se realizó el fraccionamiento químico y físico de la materia orgánica. Los resultados muestran que en el suelo JAR la calidad de la materia orgánica se vio afectada negativamente por las prácticas agrícolas convencionales; mientras que en el suelo CTO las prácticas agrícolas mejoraron el contenido y calidad de la materia orgánica, tanto en los niveles de cada fracción como en las relaciones entre las fracciones evaluadas. Las mayores diferencias entre NA e IN se presentaron en la capa superficial del suelo JAR.

**Palabras Clave:** *Allium schoenoprasum*; fraccionamiento químico de la materia orgánica; fraccionamiento físico de la materia orgánica; Colonia Tovar; El Jarillo

### ABSTRACT

In order to evaluate the impact of conventional farming practices used in the management of horticultural crops on the soil organic matter (SOM) quality, two soils located on El Jarillo (JAR), in the Miranda state, and La Colonia Tovar (CTO), in the Aragua state, were selected. Both localities belong to the Venezuelan coastal mountains. In each soil two types of use: an area with natural vegetation (NA), and area intervened with chives monoculture (*Allium schoenoprasum*) (IN), were evaluated. In each soil and type of use, a sampling was carried out in a completely randomized design with four replications at two depths (0-5 and 5-20 cm). The soil parameters studied included: pH, electric conductivity (CE), particle size distribution, basal respiration (RB) to measure the activity of microorganisms, total organic carbon (TOC), water-soluble carbon (WSC), total nitrogen (TN), and performed the physical and chemical fractionation of organic matter. The results show that on the JAR soil, the organic matter quality was negatively affected by conventional agricultural practices; while on the CTO soil the agricultural practices improved organic matter content and quality, evidenced both in the content of each evaluated fraction and in the relations between those fractions evaluated. The biggest differences between NA and IN were found in the JAR topsoil.

**Key words:** *Allium schoenoprasum*; chemical organic matter fractionation; physical organic matter fractionation; Colonia Tovar; El Jarillo.

---

<sup>a</sup> Recibido: 20-03-13; Aceptado: 26-10-15

## INTRODUCCIÓN

El carbono en la materia orgánica del suelo (MOS) representa el 80% de las reservas terrestres y es considerado como un importante sumidero potencial de carbono para mitigar el efecto invernadero (Bolin y Sukumar, 2000). La conservación y el almacenamiento del carbono orgánico del suelo es importante para mejorar las propiedades del mismo, sostener la productividad de los cultivos y mantener la calidad ambiental (Banger *et al.*, 2009). En los suelos agrícolas, las reservas de carbono se ven afectadas por los cambios de uso y las prácticas de manejo y su efecto se aprecia principalmente en los primeros centímetros del suelo (Conant *et al.*, 2001).

La relación entre el uso de la tierra y propiedades de la MOS no se entiende totalmente, porque una gran proporción de la fracción orgánica es muy estable, con una tasa de recambio tan larga como varios miles de años (Stevenson, 1982). Los cambios en el contenido de MOS se suceden lentamente y no siempre proporcionan información adecuada sobre los cambios en la calidad del suelo que se pueden producir por el uso y manejo del mismo. Investigaciones a largo plazo (Tan y Lal, 2005; Moscatelli *et al.*, 2007) han demostrado que la incorporación de un suelo a cultivos intensivos, además de otros factores climáticos y pedogénicos (Parton *et al.*, 1987), disminuye el contenido de MOS. Hajabbasi *et al.* (1997) señalaron que prácticas como la deforestación y la labranza dieron lugar a una disminución de casi un 50% de MOS.

El mantenimiento de la materia orgánica del suelo es importante para mejorar la productividad a largo plazo de los agroecosistemas. La aplicación al suelo de enmiendas orgánicas es una estrategia de manejo para contrarrestar la pérdida progresiva de la MOS bajo uso intensivo (Marinari *et al.*, 2006; Tejada *et al.*, 2008). La adición de enmiendas orgánicas puede mejorar las propiedades físicas, químicas, bioquímicas y microbiológicas del suelo y así influir positivamente en los parámetros de productividad de las plantas.

Los abonos orgánicos son una fuente de liberación lenta de nutrientes y de energía de alta disponibilidad para los microorganismos del suelo (Gómez *et al.*, 2006). Entre los principales beneficios atribuidos al uso de abonos orgánicos están una mejora de la agregación del suelo, reducción de la densidad aparente, mayor capacidad de retención de agua, estabilización del pH, aumento de la capacidad de intercambio catiónico y del contenido de materia orgánica (Sasal *et al.*, 2000; Tejada *et al.*, 2008). Las enmiendas orgánicas también pueden promover la salud de las plantas, y también es posible obtener rendimientos equivalentes o incluso mayores en la producción orgánica con respecto a los obtenidos con el manejo convencional del suelo (Bulluck *et al.*, 2002; Courtney y Mullen, 2008). Algunas investigaciones han demostrado que se pueden lograr cambios positivos por la aplicación de enmiendas orgánicas en un suelo hortícola con una larga historia de manejo convencional (Ferrerías *et al.*, 2006; Gómez *et al.*, 2006).

En algunas zonas hortícolas del país es muy común el uso de abonos orgánicos del tipo estiércoles crudos (sin compostar); sin embargo, la naturaleza, la estabilidad y la dinámica de este tipo de residuos son muy heterogéneas, especialmente con respecto al pool orgánico. Bernal *et al.* (1998) encontraron que la degradación del estiércol animal crudo en el suelo lleva a una mayor producción de CO<sub>2</sub> que la del estiércol compostado, y que podría causar condiciones anaeróbicas en el suelo debido a la disminución del nivel de O<sub>2</sub>. También, algunos productos intermedios de la degradación de estos estiércoles, tales como ácidos grasos volátiles y amoníaco, son tóxicos para las plantas. Por otro lado, investigaciones han conseguido que se produce una inmovilización del N del suelo después de la adición de estiércol crudo al suelo (Morvan *et al.*, 1997; Sørensen y Amato, 2002), y posteriormente una rápida liberación de nutrientes tales como el nitrógeno en forma de nitrato, con la posibilidad de contaminación de las aguas subterráneas debido a su lixiviación (Vervoort *et al.*, 1998). Otro efecto, es que se puede promover la degradación de la MOS por el aumento de la cantidad y actividad de la biomasa microbiana (Kuzakov *et al.*, 2000). A causa de esto, el uso sostenible de estiércol animal con fines de fertilización debe comenzar con una caracterización completa de los aspectos antes mencionados.

La mayoría de las investigaciones indican que la aplicación de abonos orgánicos en combinación con fertilizantes inorgánicos incrementa los niveles de MOS linealmente (Rudrappa *et al.*, 2006; Li *et al.*, 2010). Sin embargo, algunos experimentos mostraron poco o ningún aumento en los niveles de carbono orgánico del suelo (COS) en suelos con alto contenido de C (Paustian *et al.*, 1992). Six y Jastrow (2002) lo han atribuido a un fenómeno de saturación C en estos suelos, es decir, una vez que la capacidad de un suelo para proteger C se alcanza, el C que entra en exceso no será secuestrado.

La MOS se puede dividir en fracciones discretas, cuantificables también llamadas "pools". En la actualidad existen una variedad de modelos de dinámica de la MOS que simulan las diferentes fracciones; estos modelos son similares en su estructura, pero se diferencian en la definición detallada de los pools

activo y lento está más afectada por las prácticas de manejo e influye sobre la suplencia de nutrientes. Las fracciones más recalcitrantes se igualan a los pools estable o pasivo y tienen mayor influencia en el secuestro de carbono, en la capacidad de retención de agua y nutrientes y en las propiedades del suelo como filtro ambiental (Wander 2004). En los últimos años se han hecho esfuerzos por relacionar los pool teóricamente definidos y las características químicas o biofísicas de las fracciones de la MOS medidas y asociarlas con la dinámica del C en el suelo (Galantini y Rosell, 2006). Las diferentes fracciones de la MOS pueden cambiar dependiendo del uso que se le dé al suelo y han sido usadas como indicadores de la sostenibilidad de los agroecosistemas.

Los cambios en las fracciones de MOS con diferentes estabildades y las tasas de recambio son variables importantes para detectar la influencia del manejo sobre la calidad de suelos agrícolas (Franzluebbers y Stuedemann, 2002; Silveira et al., 2008; Banger et al., 2009). Aunque fracciones lábiles de la MOS suelen ser más sensibles a los cambios de uso o manejo, algunos autores (Jastrow, 1996; Chenu et al., 2001; Leifeld y Kogel-Knabner, 2005), señalan que las fracciones más recalcitrantes, a pesar de los tiempos de recambios más largos, también pueden responder rápidamente a los cambios de uso de la tierra. Esto se supone que es causado por la rápida difusión de moléculas más pequeñas liberadas durante la descomposición enzimática de macromoléculas en los poros finos y adsorción sobre superficies minerales y orgánicas. Por lo tanto, el fraccionamiento y la cuantificación tanto de las fracciones lábiles y recalcitrantes, podrían proporcionar información valiosa para entender mejor los cambios de la MOS debida a las variaciones en el uso y manejo (Belay-Tedla et al., 2009).

Una forma de evaluar el cambio en las sustancias húmicas del suelo es a través de los parámetros de humificación propuestos por Ciavatta et al. (1990): índice de humificación (IH), grado de humificación (GH) y relación de humificación (RH), los cuales se presentan en el cuadro 3. El índice de humificación (IH), puede ser considerado como un valor útil para determinar si un suelo o enmienda orgánica posee altos contenidos de material humificado, o por el contrario, predomina la materia no humificada.

Con base a ello el objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de las prácticas agrícolas convencionales utilizadas en el manejo de las hortalizas sobre la calidad de la MOS mediante el estudio de sus fracciones lábiles y recalcitrantes.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Localización de los sitios experimentales

Para la realización del presente estudio se seleccionaron dos localidades al norte del área metropolitana de Caracas (Venezuela): El Jarillo (JAR), municipio Guaicaipuro del estado Miranda (10° 21' LN y 67° 11' LO) y la Colonia Tovar (CTO), municipio Tovar del estado Aragua (10° 28' LN y 67° 20' LO). En ambas localidades predomina un paisaje montañoso con topografía de quebrada a escarpada, pendientes de 26 a 51% y una altitud que varía entre los 1000 y 2098 msnm. El clima predominante es de templado cálido a templado de altura, con una época de sequía (noviembre a abril) y con lluvias periódicas en los meses restantes, una precipitación anual entre 1000 y 1400 mm y una temperatura promedio anual entre 16 y 26 °C. La vegetación natural está compuesta principalmente por sabanas, bosques semidecúdos y bosques montanos siempre verdes (Chacín et al., 1997). Los suelos de ambas zonas se encuentran clasificados dentro del orden de los Inceptisoles, específicamente los Humitropepts, caracterizados por una incipiente evolución pedogenética que además presentan acumulaciones de materia orgánica en la superficie (SSS, 2006).

En cada localidad se seleccionaron dos tipos de utilización de la tierra, un agrosistema intervenido (IN) bajo siembra de hortalizas y un ecosistema no intervenido o vegetación natural (NA) adyacentes a las zonas bajo cultivo. En cada suelo y tipo de utilización se establecieron parcelas de muestreo de aproximadamente 0,5 ha, cada una de las cuales se dividió en cuatro lotes o repeticiones. La zona IN en ambos suelos se ha sembrado con hortalizas por más de 15 años y al momento del muestreo se encontraba sembrada con cebollín (*Allium schoenoprasum*). La zona NA en el suelo JAR fue el Parque Nacional Macarao, cuyas especies de árboles más comunes son el cedro (*Cedrella odorata*), el samán (*Pithecelobium saman*), el palo maría (*Triplaris caracasana*), el bucare (*Erythrina poeppigiana*), el araguaney (*Tabebuia chrisantha*), el pardillo (*Cordia alliodora*), la majagua (*Heliocarpus americanus*) y el quiripití (*Clusia minor*). La palma prapa (*Wettinia praemorsa*) y la palma de cera o palma bendita (*Ceroxylum interruptum*), así como también las epifitas de las familias de las bromelias (*Tillandsia* sp.) y de las orquídeas (*Epidendrum* sp.), según MARNR (1997). Para el suelo CTO en NA las especies pre-valetientes son helechos arbóreos (*Cyatheaceae* y *Dicksoniaceae*) y epifitas (*Terpsicore* y *Trichomanes*), tal y como señala Cortez (2001).

### Manejo del cultivo

En ambas localidades las prácticas agronómicas realizadas tuvieron un enfoque de agricultura convencional con el uso de monocultivo, fertilizantes inorgánicos y orgánicos y el control químico de competidores bióticos. La variedad de cebollín utilizada fue Zacata, la cual se sembró en forma directa y a chorro corrido a un distanciamiento entre 0,20 y 0,25 m entre surcos. En el ciclo previo al muestreo, las parcelas sembradas con cebollín en ambas localidades tuvieron el siguiente manejo agronómico:

En JAR, antes de la siembra se aplicó aproximadamente 3000 kg.ha<sup>-1</sup> de abono orgánico incorporado con un rotocultor, después de la siembra se colocó una capa liviana de abono orgánico sobre el hilo de siembra y se regó, posteriormente se realizó la aplicación de fertilizantes inorgánicos al suelo (15-15-15 + urea), en dosis de 200 kg.ha<sup>-1</sup>, en hileras en el fondo del surco. A lo largo del ciclo del cultivo se realizaron aplicaciones de diversos productos químicos. Para el control de plagas se usó Endosulfan 2,8 kg de ingrediente activo (i.a.) por hectárea (Thionil ®), aceite mineral 3,0 L.ha<sup>-1</sup> (Roclo Blanco 80 C ®) y para el control de malezas: Linurón 1,2 kg i.a.ha<sup>-1</sup> (Linurez 50 SC ®). La cosecha se realizó a los 75 días de sembrado.

En CTO, antes de la siembra se aplicó 1000 kg.ha<sup>-1</sup> de cal agrícola. Posteriormente se aplicó 5000 kg.ha<sup>-1</sup> del abono orgánico cama de pollo dividida en dos aplicaciones por ciclo. A las dos semanas después de la siembra se aplicó 150 kg.ha<sup>-1</sup> de un fertilizante inorgánico (15-15-15), colocado en el fondo del surco. Se realizó el control mecánico de las malezas con escardillas y desmalezadoras de hombro y control químico con Linurón 1,2 kg i.a.ha<sup>-1</sup> (Linurez 50SC ®) y Paraquat + Diquat 1 L. i.a.ha<sup>-1</sup> (Doblete 200 ®). El control de plagas con Endosulfan 2,8 kg i.a.ha<sup>-1</sup> (Thionil ®) y para el control de enfermedades Mancozeb 0,4 kg i.a.ha<sup>-1</sup> (Manzate 200 PM ®). La cosecha se realizó a los 75 días después de la siembra o cuando los tallos alcanzaron un diámetro de 1 cm.

### Muestreo de suelos

En cada localidad se realizó un muestreo previo con barreno para identificar las capas u horizontes del suelo y se definieron dos profundidades de muestreo en cada suelo: 0 a 5 y 5 a 20 cm. Posteriormente, en un diseño completamente aleatorizado con cuatro repeticiones en cada suelo y tipo de utilización (IN y NA) se tomaron muestras disgregadas (compuestas) para evaluar las propiedades relacionadas con la materia orgánica del suelo. El muestreo se realizó en septiembre de 2011 (periodo lluvioso), en cada repetición se tomaron muestras compuestas a lo largo de una transecta en el sentido de mayor variabilidad. Las muestras se tomaron con un toma-muestra manual tipo barreno helicoidal (5 cm de diámetro), en total 32 muestras compuestas de seis submuestras cada una (2 zonas x 2 tipos de utilización x 2 profundidades x 4 repeticiones). Dadas las dimensiones y orientación de las parcelas en campo, en ambas localidades los puntos de muestreo se separaron 10 m a lo largo de cada transecta para el tipo de utilización NA; mientras que en IN los puntos se distanciaron 6 m a lo largo de cada transecta en el hilo de siembra.

Una parte de las muestras del primer horizonte se conservó refrigerada (4 °C) a humedad de campo para medir la respiración de los microorganismos, el resto de las muestras se secó al aire y se tamizó a través de un tamiz de 2 mm (N° 10), para el resto de los análisis de laboratorio. Se evaluó: distribución de tamaño de partícula y retención de humedad a una tensión de -33 kPa (capacidad de campo) por los métodos descritos por Pla (1983), pH en relación suelo:agua 1:1, respiración basal (Rb) a través de trampas de álcali en muestras de suelo libre de raíces a un contenido de humedad de 40% de la capacidad de campo, con una preincubación por 7 días y un periodo de la prueba de 10 días (Anderson, 1982; Elliott, 1986), carbono orgánico total por el método de Walkley y Black (1934) con las modificaciones de Nelson y Sommers (1996), carbono hidrosoluble por el método modificado por Hayne y Francis (1993) y nitrógeno total (Bremner y Mulvaney, 1982). Se realizó el fraccionamiento químico de la materia orgánica del suelo (MOS) por el procedimiento de extracción secuencial con una mezcla de NaOH/Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub> 0,1 M descrito por Ciavatta y Govi (1993), y se obtuvieron las fracciones: carbono extraíble total (CET), carbono en ácidos húmicos (CAH), carbono en ácidos fúlvicos (CAF) y carbono en las sustancias no húmicas (CSNH). También se realizó el fraccionamiento físico de la MOS por los métodos descritos por Anderson e Ingram (1993), obteniéndose: fracción ligera (FL), fracción pesada asociada a partículas gruesas (FPg) y fracción pesada asociada a partículas finas (FPf), también se midió el carbono en cada una de estas fracciones (CFL, CFPg y CNPf).

Con los resultados de carbono orgánico de las distintas fracciones químicas se calcularon los parámetros de humificación propuestos por Sequi et al. (1986) y Ciavatta et al. (1990): a) el índice de humificación (IH), que se refiere a la relación entre las sustancias no húmicas y los compuestos humificados

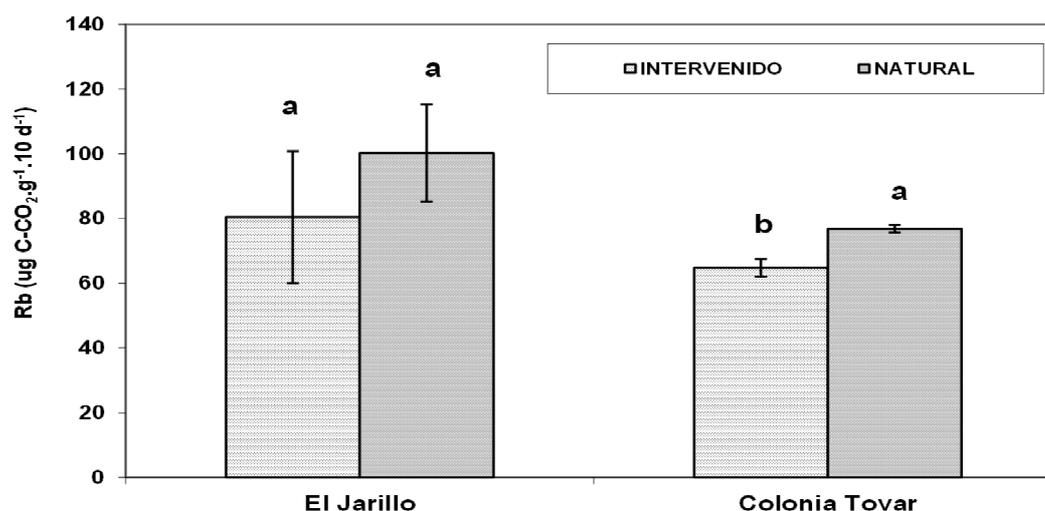
(IH = CSNH/(CAH+CAF), b) el grado de humificación (GH), que representa la normalización de los valores de los compuestos humificados con relación al carbono extraíble ( $GH = (CAH+CAF)/CET$ ), y c) la relación de humificación (RH), que representa la normalización de los compuestos humificados con relación al carbono orgánico total ( $RH = (CAH+CAF)/COT$ ). También se calcularon las relaciones entre las distintas fracciones químicas analizadas: C:N, CAF:COT, CAH:CET y CAH:CAF.

Los resultados obtenidos en las diferentes determinaciones fueron sometidos a un análisis exploratorio descriptivo, la comprobación de los supuestos estadísticos de normalidad (prueba de Shapiro-Wilk), homogeneidad de varianzas (prueba de Barlett) y la detección y eliminación de valores anómalos a través de la metodología de las cercas externas propuesta por Tukey; para lo cual se utilizó el programa Statistix 8.0 para Windows. Con el programa SPSS versión 11.0 para Windows, se realizó el análisis de varianza y las medias de ambas zonas y usos se compararon con la prueba de Tukey. También se realizó un análisis de correlación bivariada (Pearson) entre las variables evaluadas.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Del análisis preliminar de los suelos se obtuvieron las características que se presentan en el Cuadro 1. Se pudo evidenciar que el pH en El Jarillo (JAR) fue fuertemente ácido bajo ambos tipos de utilización y profundidades, mientras que en Colonia Tovar (CTO) el pH fue ácido en la zona natural (NA) y neutro en la zona intervenida (IN), debido a las aplicaciones de cal agrícola en esta parcela; en ambas localidades sin problemas de afectación por sales y de textura franco arenosa. Al analizar la distribución de tamaño de partícula (DTP) de ambos suelos, se aprecia un predominio (>60%) de partículas entre 2 y 250  $\mu\text{m}$  (limo, arena fina y arena muy fina) y un bajo contenido de arcilla (<10), lo que pudiera afectar la penetración y el movimiento del agua en el perfil por la formación de sello a nivel superficial (Pla, 1983), a pesar de tener una textura franco arenosa, esto los hace muy susceptibles a la degradación física, principalmente por erosión.

Como índice de la actividad microbiana se evaluó la respiración basal (Rb), tal y como lo sugiere Anderson (1982). Los valores de Rb en ambos suelos y usos evaluados se encuentran en un rango de 60 a 100  $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} 10 \text{ d}^{-1}$  (Figura 1), con los valores más altos en el suelo JAR bajo ambos usos. Al considerar los valores en conjunto, no se presentaron diferencias estadísticas para ninguna de las fuentes de variación consideradas, a pesar de que en ambos suelos los valores en la NA son mayores a los conseguidos bajo el uso hortícola (IN). Al considerar separadamente los suelos y los usos, se presentaron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre usos para el suelo CTO, con la mayor tasa de respiración de los microorganismos en NA; y se presentaron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,10$ ) entre suelos para el uso NA, con los mayores valores en el suelo JAR.



**Figura 1.** Respiración basal de los suelos bajo los tipos de utilización evaluados.

Letras minúsculas diferentes indican diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre los usos para un mismo suelo. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,10$ ) entre suelos para un mismo uso.

**Cuadro 1.** Características de los suelos estudiados

Características	El Jarillo				Colonia Tovar			
	Intervenido		Natural		Intervenido		Natural	
Profundidad (cm)	<b>0 - 5</b>	<b>5 - 20</b>	<b>0 - 5</b>	<b>5 - 20</b>	<b>0 - 5</b>	<b>5 - 20</b>	<b>0 - 5</b>	<b>5 - 20</b>
pH	4,6	4,4	3,9	4,0	6,6	6,5	4,6	4,6
CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	81,8	64,1	85,0	65,4	114,6	91,4	23,6	22,1
	Tamaños de partículas (%)							
<2 $\mu\text{m}$	7,3	8,3	7,7	7,0	4,0	5,7	6,0	6,0
2 – 50 $\mu\text{m}$	40,1	38,0	37,0	39,4	37,9	41,3	32,8	32,6
50 – 100 $\mu\text{m}$	17,3	15,7	18,3	17,0	12,7	7,0	17,3	15,3
100 – 250 $\mu\text{m}$	19,9	15,9	22,5	22,5	17,7	13,9	20,2	20,1
250 – 500 $\mu\text{m}$	6,2	7,5	6,3	6,8	9,8	15,7	11,4	12,2
500- 1000 $\mu\text{m}$	5,2	4,6	5,0	4,5	10,8	10,1	8,2	8,6
1000 – 2000 $\mu\text{m}$	4,0	10,0	3,2	2,8	7,1	6,3	4,1	5,2
Clase Textural	Fa	Fa	Fa	Fa	Fa	Fa	Fa	Fa

La diferencia de los valores de Rb en NA entre ambos suelos se puede atribuir al tipo de vegetación predominante en cada uno (bosque en JAR y helechos y epifitas en CTO), lo que implica diferencias en la biomasa que retorna al suelo por la hojarasca. La menor respiración en el agrosistema de CTO está relacionada con la menor entrada de residuos orgánicos o fuentes de carbono, en comparación con la del ecosistema natural. El uso de plaguicidas también puede influir.

Estos resultados revelan que tanto el cultivo como las prácticas de manejo agrícola ejercen una influencia importante sobre la actividad biológica del suelo. Investigaciones realizadas en suelos agrícolas en la zona templada de Europa Central (Anderson y Domsch, 1993) y de Norte América (Insam, 1990), han comprobado que el porcentaje de carbono microbiano con respecto al carbono orgánico total fue significativamente más bajo en los suelos bajo monocultivo permanente que cuando se presentaban varios tipos de plantas, como sería en el caso de NA.

En el Cuadro 2, se muestran los valores de algunas fracciones químicas de la materia orgánica del suelo: carbono orgánico total (COT), carbono hidrosoluble (CHS), nitrógeno total (NT) y carbono extraíble total (CET), en los diferentes suelos, usos y profundidades consideradas.

En general los valores de COT encontrados en ambos suelos (JAR y CTO) son altos de acuerdo con la clasificación por clase textural (Gilbert *et al.*, 1990), con los mayores valores en el suelo JAR en NA ( $>40 \text{ g.kg}^{-1}$ ), estadísticamente diferente ( $p \leq 0,05$ ) de IN, sólo en la capa superficial. Este resultado se puede atribuir a que en NA se produce un mayor aporte a la MOS por la hojarasca que retorna al suelo (Bosque). El COT en el agrosistema (IN) de JAR presenta valores similares a ambas profundidades, lo cual posiblemente refleje la profundidad de incorporación del abono orgánico realizada por el productor en los primeros 20 cm del perfil; mientras que en CTO en la capa superficial hay un mayor contenido de COT. En este suelo no presentaron diferencias estadísticas a ningún nivel de significancia (0,05 y 0,10) entre usos a las profundidades consideradas.

En el Cuadro 2 también se presentan los valores de CHS en los diferentes suelos, usos y profundidades consideradas. Algunos autores han sugerido que el CHS generalmente representa del 6 al 16% de COT de los suelos y que puede ser utilizado como indicador temprano de los cambios en la calidad del suelo (Etchevers *et al.*, 2000). Los valores de CHS estuvieron en el rango de 0,9 al  $3,1 \text{ g.kg}^{-1}$ , lo que representaron del 3 al 6% del COT. Se presentaron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre usos en el suelo JAR, sólo en la capa superficial (0 a 5 cm) con los mayores valores en NA y valores similares en la capa más profunda. En CTO los valores de CHS son similares para ambos usos y profundidades.

**Cuadro 2.** Fracciones químicas de la materia orgánica de los suelos bajo los tipos de utilización evaluados

Suelo	Profundidad (cm)	Tipo de utilización	COT	CHS	NT	CET	C:N
			(g.kg <sup>-1</sup> )				
El Jarillo	0 a 5	Intervenido	30,8b <sup>1)</sup>	1,6b	2,4b	28,1b	12,83a
		Natural	55,2a	3,1a	4,4a	41,9a	12,55a
	5 a 20	Intervenido	29,9a	1,2a	2,1b	28,1b	14,24a
		Natural	42,6a	1,0a	3,3a	36,2a	12,91a
Colonia Tovar	0 a 5	Intervenido	33,6a	0,9a	2,6a	26,3a	12,92b
		Natural	28,1a	0,9a	1,6b	22,3b	17,56a
	5 a 20	Intervenido	27,3a	0,9a	2,4a	26,1a	12,96b
		Natural	31,1a	0,9a	1,5b	22,0b	18,20a
<b>Análisis de varianza general</b>							
Suelo (S)			*	*	*	*	*
Tipo de utilización (U)			*	NS	*	*	NS
Profundidad (P)			NS	NS	NS	NS	NS
Interacción U*S			*	NS	*	*	NS

COT: Carbono orgánico total, CHS: Carbono hidrosoluble, NT: Nitrógeno total, CET: Carbono extraíble total. \* Diferencias estadísticas significativas entre medias ( $p \leq 0,05$ ); NS: Diferencias entre medias no significativas. <sup>1)</sup> Letras minúsculas diferentes indican diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre los usos para un mismo suelo y profundidad.

Los contenidos de nitrógeno total de los suelos a las diferentes profundidades y bajo los dos usos evaluados se presentan en el cuadro 2. En general, se presentaron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) por efecto del tipo de suelo, tipo de utilización y por la interacción entre estas dos fuentes de variación, pero los valores fueron similares en las dos profundidades consideradas. Los contenidos de NT fueron altos para el suelo JAR y medios para el suelo CTO en NA y altos en IN. A diferencia de las variables anteriores, en los contenidos de NT se presentaron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre usos para ambos suelos y profundidades. En el suelo JAR los mayores valores de NT se presentaron en NA, mientras que en CTO los mayores valores estuvieron bajo el tipo de utilización IN, estos resultados podrían ser debido a las mayores dosis de abonos orgánicos para el cultivo en el suelo CTO.

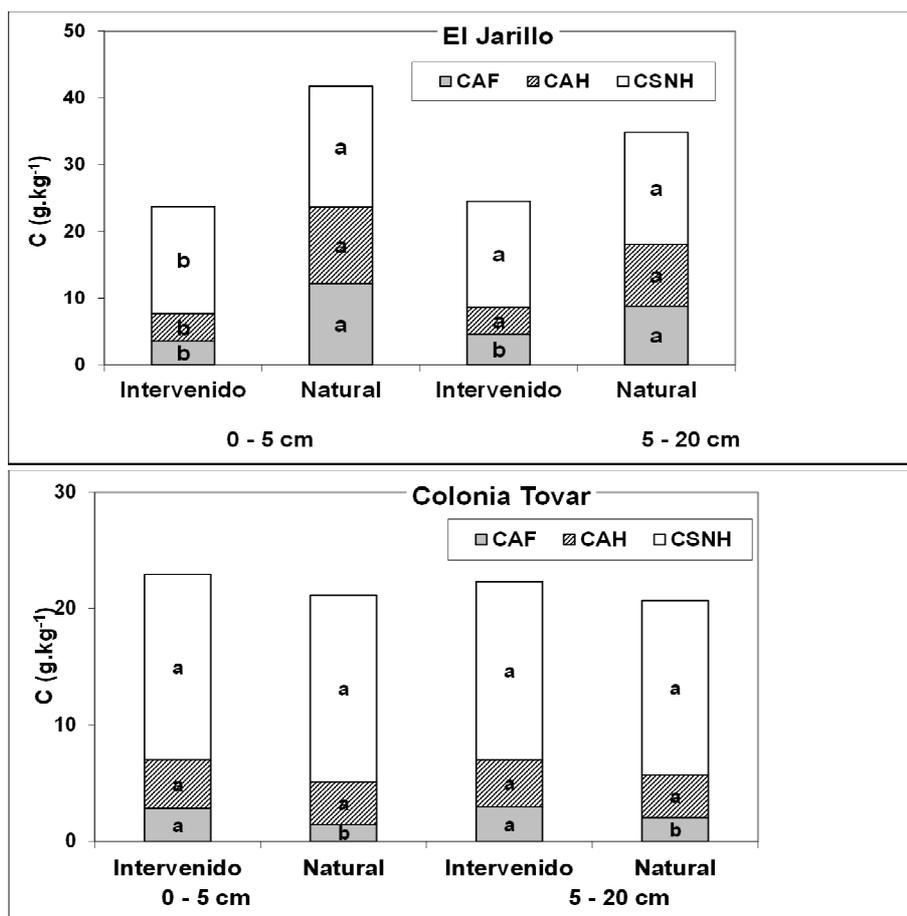
Con relación al fraccionamiento químico de la MOS, el carbono extraíble en álcali (CET) para los suelos, usos y profundidades evaluadas se presenta en el cuadro 2. Allí se aprecia como los valores de CET presentaron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre usos para ambos suelos y profundidades, pero en JAR los mayores valores de CET se presentaron en NA y en CTO los mayores valores de CET se presentaron en IN en las dos capas de suelo consideradas, lo que pudiera estar relacionado con los aportes de abonos orgánicos en el agroecosistema del suelo CTO.

En el mismo cuadro se presentan los valores de la relación C:N para ambos suelos, tipos de utilización y profundidades evaluados. Al analizar los datos en conjunto, solo se presentaron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre suelos, para el resto de las fuentes de variación se indica que no hubo diferencias. Para el suelo JAR se obtuvieron valores medios de relación C:N a excepción del tipo de utilización IN en la segunda profundidad que obtuvo un valor alto. En CTO el tipo de utilización IN obtuvo valores medios y en NA alcanzó valores altos. Al analizar los suelos por separado, en JAR no presentaron diferencias estadísticas entre tipos de utilización; mientras que para CTO si se presentaron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ). En este suelo la disminución de la relación C:N con el uso agrícola, refleja el aumento de la acción microbiana por la incorporación de los abonos orgánicos y el aumento en el pH del suelo (Girón et al., 2001).

La distribución de las fracciones extraíbles en álcali se presenta en la Figura 2: carbono en ácidos fúlvicos (CAF), carbono en ácidos húmicos (CAH) y carbono en las sustancias no húmicas (CSNH). Al analizar estos suelos en conjunto se presentaron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre suelos, entre tipos de utilización para CAF y CAH y no se presentaron diferencias entre profundidades para ninguna de las fracciones. En ambos suelos la mayor proporción fue de CAH. Del CET, el CAF representa entre 12 y 30 % en JAR y entre 6 y 11 % en CTO, el CAH entre 45 y 56 en ambos suelos, y el CSNH entre 20 al 30 % en el suelo JAR y entre 30 y 36 % en el suelo CTO.

Como se aprecia en la figura los valores más altos en la mayoría de las fracciones extraíbles en álcali se presentaron en el suelo JAR, con mayor contenido en la zona natural (NA) para ambas profundidades; con diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre tipos de utilización en las fracciones CAF y CAH, sólo en la capa superficial (0 a 5 cm). Mientras que en el suelo CTO los valores fueron similares entre tipos de utilización y profundidades para la mayoría de las fracciones, excepto CAF donde se presentaron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre tipo de utilización en ambas profundidades. A diferencia del suelo JAR, en CTO los mayores contenidos de CAF se presentaron en IN.

Algunos autores señalan que de las sustancias húmicas la fracción más sensible a los factores agronómicos y ambientales es la de los ácidos fúlvicos (CAF), por tener menor peso molecular y más contenido de oxígeno que los ácidos húmicos (CAH), dando como resultado que es más polar y más móvil (Fortun et al., 1990). En este trabajo ambas fracciones se vieron afectadas por el uso, negativamente en la capa superficial del suelo JAR; mientras que en el suelo CTO el uso agrícola favoreció la fracción CAF en ambas profundidades, pero no afectó el CAH. Estos resultados pueden deberse a la aplicación frecuente en el suelo CTO de abonos orgánicos no compostados.



**Figura 2.** Distribución de las sustancias húmicas en los suelos El Jarillo y Colonia Tovar, bajo los tipos de utilización y profundidades evaluadas. Letras minúsculas diferentes indican diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre los tipos de utilización para una misma profundidad.

En el Cuadro 3 se presentan los resultados de los índices de humificación y las relaciones entre las diversas fracciones. Se aprecia en el cuadro que, en forma general, para casi todos los índices y relaciones se presentaron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) por efecto del factor suelo, con excepción de la relación CAH:CET; por tipo de utilización se presentaron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) en GH, RH y la relación CAH:CET y por la profundidad sólo en RH.

Ambos suelos evaluados tienen un IH alto, mayores al rango de 0 – 0,5 señalado por Sequi *et al.* (1986) y Saviozzi *et al.* (1999) para suelos italianos y de 0,11 – 0,29 señalado por Ruiz y Paolini (2005) para suelos venezolanos. El IH más alto se obtuvo a la segunda profundidad en la zona natural del suelo CTO de 2,64%. También se destaca que sólo se obtuvieron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) en el suelo JAR en la primera profundidad. En el suelo CTO no se obtuvieron diferencias estadísticas entre tipos de utilización a ninguna de las profundidades evaluadas. Hay que destacar que los mayores valores de IH se obtuvieron en IN en el suelo JAR y en el suelo CTO en NA a ambas profundidades. Estos resultados podrían ser debidos al manejo que se le da a este suelo, con aportes continuos de abonos orgánicos.

El GH es el porcentaje de compuestos humificados con respecto al CET (Ciavatta *et al.*, 1990), valores elevados de este parámetro indican un alto grado de humificación. El GH es también usado como un parámetro para la evaluación de la calidad de la MO en fertilizantes orgánicos. En el cuadro 3, se aprecia que los suelos evaluados alcanzaron valores por debajo del 50%, a excepción del suelo JAR en la zona natural a la primera profundidad con un valor de 56,31% y a la segunda profundidad con un valor de 50%. Al igual que IH solo se obtuvieron diferencias significativas ( $p \leq 0,05$ ) en el suelo JAR en la primera profundidad (0 a 5 cm). También en el mismo cuadro se puede observar que en el suelo JAR los porcentajes mayores se obtuvieron en NA y que en el suelo CTO los porcentajes mayores se dieron en el tipo de utilización IN, tendencia contraria a la del IH. Estos porcentajes se encuentran dentro del intervalo de valores señalado por Ciavatta *et al.*, (1990) y Ciavatta y Govi (1993) para suelos italianos.

**Cuadro 3.** Índices de humificación y relaciones entre las diferentes fracciones químicas de la materia orgánica en los suelos y tipos de utilización evaluados.

Suelo	Profundidad (cm)	Tipo de utilización	IH	GH (%)	RH (%)	CET:COT	CAF:COT	CAH:CET	CAH:CAF
El Jarillo	0 a 5	Intervenido	<b>0,47 a<sup>1)</sup></b>	<b>61,25 b</b>	<b>55,93 b</b>	<b>0,91 a</b>	<b>0,12 b</b>	0,49 a	<b>3,88 a</b>
		Natural	<b>0,26 b</b>	<b>82,86 a</b>	<b>63,33 a</b>	<b>0,76 b</b>	<b>0,22 a</b>	0,54 a	<b>1,86 b</b>
	5 a 20	Intervenido	0,46 a	<b>61,88 b</b>	<b>58,35 b</b>	0,94 a	0,15 a	<b>0,46 b</b>	3,04 a
		Natural	0,34 a	<b>77,97 a</b>	<b>67,75 a</b>	0,88 a	0,19 a	<b>0,56 a</b>	3,01 a
Colonia Tovar	0 a 5	Intervenido	0,50 a	60,87 a	47,86 a	0,79 a	<b>0,09 a</b>	0,50 a	<b>4,70 b</b>
		Natural	0,58 a	62,24 a	49,31 a	0,79 a	<b>0,05 b</b>	0,56 a	<b>10,75 a</b>
	5 a 20	Intervenido	0,48 a	61,75 a	52,09 a	0,84 a	0,10 a	0,50 a	4,51 a
		Natural	0,53 a	64,49 a	51,96 a	0,81 a	0,07 a	0,55 a	5,99 a
<b>Análisis de varianza</b>									
Suelo (S)			*	*	*	*	*	NS	*
Tipo de utilización (U)			NS	*	*	NS	NS	*	NS
Profundidad (P)			NS	NS	*	NS	NS	NS	NS
Interacción U*S			*	*	*	NS	*	NS	*

**IH:** índice de humificación, **GH:** Grado de humificación, **RH:** Relación de humificación, **C:N:** Relación Carbono:Nitrógeno, **COT:** Carbono orgánico total, **CET:** Carbono extraíble total, **CAH:** Carbono en ácidos húmicos, **CAF:** Carbono en ácidos fúlvicos. \* Diferencias estadísticas significativas entre medias ( $p \leq 0,05$ ); **NS:** Diferencias entre medias no significativas. <sup>1)</sup> Letras minúsculas diferentes indican diferencias estadísticas significativas ( $P \leq 0,05$ ) entre tipos de utilización para un mismo suelo y profundidad.

Ciavatta *et al.* (1990) y Ciavatta y Govi (1993) señalan que el valor de GH es mayor del 60% para materiales humificados como los suelos. En este caso los valores de GH fueron menores de 60%, con una relación inversa al IH. De estos resultados obtenidos se puede apreciar que los suelos evaluados bajo los diferentes tratamientos y profundidades presentaron un bajo GH, lo que indica que gran parte de los compuestos solubles en álcali son sustancias no humificadas, entre 50 y 70% en el suelo JAR y alrededor de 75% en el suelo CTO. En el caso de los agroecosistemas los altos contenidos de CSNH pudiera estar asociado a las aplicaciones de abonos orgánicos no compostados.

La RH indica el porcentaje de compuestos humificados con respecto al COT del suelo. Ciavatta *et al.* (1990) y Ciavatta y Govi (1993) indican valores entre 13,6 y 32,9 % para suelos italianos y Ruiz y Paolini (2005) entre 17 – 31 % para suelos venezolanos, similares a los conseguidos en este trabajo. Los mayores valores se obtuvieron en el suelo JAR en NA para ambas profundidades. La RH indica que en el suelo JAR del COT entre el 24,68 y 44,04% está compuesto por sustancias humificadas, mientras que en CTO las sustancias humificadas representan entre el 18,44 y 22,51% del COT. Sólo se obtuvieron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre tipos de utilización en la primera capa de JAR, en el suelo CTO los valores de este parámetro fueron similares entre usos para ambas profundidades, lo que indica que los procesos de humificación en ambos tipos de utilización son similares.

La relación CET:COT nos indica la proporción del COT que puede ser extraída con soluciones alcalinas (sustancias húmicas) y puede ser expresada como porcentaje. El CET representa entre 76 y 94% y entre 79 y 84% del COT de los suelos JAR y CTO, respectivamente, lo que indica un buen porcentaje de extracción de las sustancias húmicas del suelo, similar a lo señalado en suelos venezolanos (Pulido *et al.*, 2010; Lozano *et al.*, 2011).

Para las zonas evaluadas la relación CAF:COT fue muy baja, con los menores valores en el suelo CTO en el tipo de utilización NA a ambas profundidades. Por el contrario en el suelo JAR el mayor valores de esta relación se presentó en NA a las dos profundidades consideradas. Solo se presentaron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) en el suelo JAR en la primera capa (0 a 5 cm) y en el suelo CTO en la segunda capa (5 a 20 cm), tal y como se aprecia en el cuadro 3. Dell'Abate *et al.* (1998) y Zalba y Quiroga (1999), mencionan que a medida que el valor de la relación CAF:COT es mayor, la materia orgánica del suelo tiene mayor tendencia a presentar compuestos con menor grado de polimerización (compuestos polifenólicos), por lo que tendrían moléculas estructuralmente menos complejas que serán por tanto más susceptibles a degradarse por el manejo; sin embargo, la relación no debe evaluarse en forma aislada, ya que los valores bajos indican la poca proporción de CAF.

Otra relación importante para evaluar el grado de humificación de los suelos es CAH:CET. En general para esta relación se presentaron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre los suelos, por efecto del tipo de utilización y por la interacción de estas fuentes de variación. Los valores variaron entre 0,14 y 0,27; mayores en NA del suelo JAR a ambas profundidades evaluadas. En CTO los valores fueron similares entre usos a las dos profundidades evaluadas (alrededor de 0,16).

Por otro lado, la relación CAH:CAF es un importante índice de humificación del COT, la cual varía de un suelo a otro y usualmente disminuye con la profundidad (McCallister y Chien, 2000). Esta relación CAH:CAF también es usada como índice que describe la intensidad de los procesos de humificación y permite la evaluación de la calidad de la MOS. En el Cuadro 3 se puede apreciar que en el suelo de CTO el CAH supera al CAF para ambos manejos y profundidades; mientras que para JAR el CAH supera el CAF en la capa de 0 a 5 cm bajo IN y en la capa de 5 a 20 cm en NA. En las zonas estudiadas no se presentaron diferencias estadísticas significativas entre usos a ninguna de las profundidades. Lorenz *et al.* (2007), señala que altas relaciones CAH:CAF indican que la MOS es de más difícil descomposición. El aumento de esta relación indica que la humificación y estabilización de la materia orgánica, es el proceso imperante frente a la mineralización por estimulación microbiana (Chafetz *et al.*, 1998). La relación de CAH:CAF debe aumentar a lo largo del proceso de humificación o estabilización (Pascual *et al.*, 1997). El aumento de las fracciones humificadas, mejora la calidad debido a que tienen un efecto benéfico sobre la fertilidad, estructura de suelos y crecimiento de las plantas.

En el Cuadro 4, se presentan los valores de las diferentes fracciones físicas de la MOS realizadas en la profundidad de 0 a 5 cm. La fracción ligera (FL) está compuesta por residuos de plantas (hojarasca) y animales que son descompuestos con mayor rapidez y no están firmemente asociados a los minerales del suelo (Leifeld y Kögel-Knabner, 2005). Esta es la fracción lábil de MO que consiste en fragmentos de residuos. Se observó en FL del suelo JAR es mayor que en CTO, principalmente en NA. En este parámetro se presentaron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) solo para el suelo JAR, mayor en NA, lo que se puede atribuir al aporte de la hojarasca del bosque. Christensen (1992) indica que en general, los contenidos de FL en suelos bajo cultivo son menores a  $4 \text{ g.kg}^{-1}$ , en

este caso la FL en la zona cultivada esta alrededor de  $15 \text{ g.kg}^{-1}$ . Este resultado puede ser debido a las constantes aplicaciones de abonos orgánicos en ambos suelos.

En la fracción pesada asociada a las partículas gruesas (FPg) que representa la fracción de MOS asociada a partículas de arena, presentó valores entre  $1,1$  y  $3,5 \text{ g.kg}^{-1}$ , con el valor mayor en NA del suelo JAR, y el valor menor en IN del suelo CTO. Se presentaron al igual que en la FL diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ), sólo para el suelo JAR. La fracción pesada asociada a las partículas finas (FPf), representa la fracción de la MOS asociada a partículas de limo y arcilla. En esta fracción los contenidos variaron entre  $10,8$  y  $61,6 \text{ g.kg}^{-1}$ . Se presentaron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre tipos de utilización en los dos suelos estudiados. Los mayores valores se presentaron en NA en ambos suelos. Los resultados presentaron la siguiente tendencia:  $\text{FPf} > \text{FL} > \text{FPg}$ , a excepción del tratamiento IN en CTO que presentó una tendencia:  $\text{FL} > \text{FPf} > \text{FPg}$ .

**Cuadro 4.** Fraccionamiento físico de la materia orgánica en la capa superficial (0 a 5 cm) del suelo en las zonas evaluadas

Suelo	Uso	Fracción (g.kg <sup>-1</sup> )					
		FL	FPg	FPf	CFL	CFPg	CFPf
El Jarillo	Intervenido	14,9b <sup>1)</sup>	1,2b	28,8b	332,9b	35,3b	6,6b
	Natural	40,1a	3,5a	61,6a	379,3a	80,6a	18,2a
Colonia Tovar	Intervenido	14,6a	1,1a	10,8b	254,3a	16,7b	3,4a
	Natural	17,6a	1,7a	36,2a	332,2a	57,3a	4,8a
Análisis de varianza							
Suelo (S)		*	*	*	*	*	*
Tipo de utilización (U)		*	*	*	*	*	*
Interacción U*S		*	*	NS	NS	NS	*

**FL:** Fracción ligera, **FPg:** Fracción pesada gruesa, **FPf:** Fracción pesada fina, **CFL:** Carbono fracción ligera, **CFPg:** Carbono fracción pesada gruesa, **CFPf:** Carbono fracción pesada fina. \* Diferencias estadísticas significativas entre medias ( $P \leq 0,05$ ); NS: Diferencias entre medias no significativas. <sup>1)</sup> Letras minúsculas diferentes indican diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre los usos para un mismo suelo y profundidad.

Los contenidos de C de las diferentes fracciones físicas separadas, se presentan en el cuadro 4. Se aprecia que los mayores contenidos de C se presentan en la FL, con valores entre  $250,4$  y  $379,3 \text{ g.kg}^{-1}$ , más altos en NA de ambos suelos. Las diferencias estadísticas entre tipos de utilización sólo fueron significativas ( $p \leq 0,05$ ) en el suelo JAR. El CFPg también fue mayor en JAR bajo ambos tipos de utilización, con diferencias estadísticas entre usos con  $\text{NA} > \text{IN}$  para ambos suelos. Los menores contenidos de C se presentaron en la FPf, con diferencias por efecto del uso en JAR y valores similares en CTO. Los resultados presentaron la siguiente tendencia:  $\text{CFL} > \text{CFPg} > \text{CFPf}$ . El hecho de que se presenten el mayor contenido de carbono en las fracciones ligeras es debido a que en la capa superficial de los suelos evaluados en donde más se refleja los aportes de residuos orgánicos, e incorporación de fertilizantes al suelo.

Los resultados muestran que en el suelo JAR el uso agrícola bajo hortaliza disminuyó la mayoría de las fracciones tanto químicas como físicas de la MOS entre un 5 y 71%, mientras que en el suelo CTO el uso hortícola aumentó algunas de las fracciones químicas entre 2 y 94%, pero disminuyó las fracciones físicas entre 17 y 70%.

## CONCLUSIONES

El cambio de uso de la tierra de las condiciones naturales a un cultivo hortícola (*Allium schoenoprasum*) impactó negativamente la cantidad y calidad de la MO en el suelo JAR; a diferencia del suelo de CTO donde las prácticas agrícolas mejoraron las fracciones químicas de la MOS, pero no las fracciones físicas.

### AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado con fondos del proyecto de investigación del Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico de la Universidad Central de Venezuela PG-01-73392008.

### LITERATURA CITADA

- Anderson, D.W.** 1982. Soil respiration. (Eds. Page, A.L.; R.H. Miller y D.R. Keeney), *Agronomy Monograph Number 9. Methods of soil analysis, Part 2: Chemical and Biological Properties*. 2<sup>nd</sup> ed. ASA-SSSA, Madison, Wisconsin (USA). pp. 831-871.
- Anderson, J. y J. Ingram.** 1993. *Tropical soil biology and fertility (TSBF). Handbook of methods*. C.A.B. International. 171 p.
- Anderson, T. y K. Domsch.** 1993. The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) a specific activity parameter to assess the effect of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* Vol 25: 393–395.
- Banger, K., S. Kukal, G. Toor, K. Sudhir y T. Hanumanthraju.** 2009. Impact of long-term additions of chemical fertilizers and farmyard manure on carbon and nitrogen sequestration under rice–cowpea cropping system in semi-arid tropics. *Plant and Soil*. Vol 318: 27–35.
- Belay-Tedla, A., X. Zhou, B. Su, S.Q. Wan y Y. Luo.** 2009. Labile recalcitrant and microbial carbon and nitrogen pools of a tall grass prairie soil in the US Great Plains subjected to experimental warming and clipping. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 41: 110–116.
- Bernal, M., M. Sánchez-Monedero, C. Paredes y A. Roig.** 1998. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agr. Ecosyst. Environ.* Vol. 69: 175–189.
- Bolin, B. y R. Sukumar.** 2000. Global perspective. (Eds. Watson, R.T, I.R. Noble, B. Bolin, N.H. Ravindranath, D.J. Verardo y D.J. Dokken). *Land use, Land use change, and forestry. A Special Report of the IPCC*. Cambridge Univ. Press, Cambridge. pp. 23–51.
- Bremner, J y C Mulvaney.** 1982. Total nitrogen. (Eds. Page, A.L.; R.H. Miller; D.R. Keeney), *Agronomy Monograph Number 9. Methods of soil analysis, Part 2: Chemical and biological properties*. 2nd ed. ASA-SSSA, Madison, Wisconsin (USA). pp. 595-642.
- Bulluck, L., M. Brosius, G. Evanylo, J. Ristaino.** 2002. Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physicals and chemical properties on organic and conventional farms. *Appl. Soil Ecol.* Vol. 19: 147–160.
- Chacín, A., E. Dorta, R. Hidalgo, P. De Luca y M. Salazar.** 1997. *Evaluación Ambiental Cuenca del Río Macarao*. Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables, Servicio Autónomo de Conservación de Suelos y Cuencas Hidrográficas. Caracas (Venezuela). 18 p.
- Chefetz, B., Y. Chen, Y. Hadar y P. Hatcher.** 1998. Characterization of Dissolved Organic Matter Extracted from Composted Municipal Solid Waste. *Soil Sci. Soc. Am. J.* Vol. 62: 326-332.
- Chenu, C., M. Arias, E. Besnard.** 2001. The influence of cultivation on the composition and properties of clay– organic matter associations in soils. (Eds. Rees, R.M., B.C. Ball, C.D. Campbell y C.A. Watson). *Sustainable Management of Soil Organic Matter*. CABI Publishing, Wallingford, pp. 207– 213.
- Ciavatta, C. y M. Govi.** 1993. Use of insoluble polyvinylpyrrolidone and isoelectric focusing in the study of humic substances in soils and organic wastes. *J. Chrom.* Vol. 643: 261-270.
- Ciavatta, C., M. Govi, L. Vittori y P. Sequi.** 1990. Characterization of humified compounds by extraction and fractionation on solid polyvinylpyrrolidone. *J. Chrom.* Vol. 509: 141-146.
- Conant, R., K. Paustian y E. Elliott.** 2001. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications* Vol. 11: 343–355.
- Cortez, L.** 2001. Pteridofitas epifitas encontradas en Cyatheaceae y Dicksoniaceae de los bosques nublados de Venezuela. *Gayana Botánica* Vol. 58:13-23.
- Courtney, R. y G. Mullen.** 2008. Soil quality and barley growth as influenced by the land application of two compost types. *Biores. Technol.* Vol. 99: 2913–2918.
- Christensen, B. T.** 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle-size and density separates. (Ed. B. A. Stewart). *Advances in Soil Science*. Vol. 20. pp. 2-99.

- Dell'Abate, M. T., S. Cannali, A. Trinchera, A. Bennedetti y P. Sequi.** 1998. Thermal analysis in the evaluation of compost stability: a comparison with humification parameters. *Nutrient Cycling in Ecosystems*, **E. T. Elliott**, 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* Vol. 50: 627-633.
- Etchevers, J.D., R. Fischer, I. Vidal, K. Sayre, M. Sandoval, K. Oleschko y S. Román.** 2000. Labranza de conservación, índices de calidad de suelo y captura de carbono. Simposio Internacional de Labranza de Conservación, Sinaloa (México). 13 p.
- Ferreras, L., E. Gomez, S. Toresani, I. Firpo y R. Rotondo.** 2006. Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Biores. Technol.* Vol. 97: 635-640.
- Fortun, A., J. Benayas, C. Fortun.** 1990. The effects of fulvic and humic acids on soil aggregation: a micromorphological study. *J. Soil Sci.* Vol. 41: 563-572.
- Foth, H.D. y B.G. Ellis.** 1997. *Soil Fertility*. 2nd edition. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida (USA). 290 p.
- Franzluebbers, A.J. y J.A. Stuedemann.** 2002. Particulate and non-particulate fractions of soil organic carbon under pastures in the Southern Piedmont USA. *Environ. Pollut.* Vol. 116: S53-S62.
- Gaillard, V., C. Chenu y S. Recous.** 2003. Carbon mineralisation in soil adjacent to plant residues of contrasting biochemical quality. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 35: 93-99.
- Galantini, J. y R. Rosell.** 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamic under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil Till. Res.* Vol. 87: 72-79.
- Gilbert de B., J., I. López de R. y R. Pérez de R.** 1990. Análisis de suelos para diagnóstico de fertilidad. Manual de métodos y procedimientos de referencia. Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias, Maracay (Venezuela). 164 p.
- Girón, C., J. Tortolero, D. Hermoso e I. González.** 2001. Efecto de diferentes residuos vegetales en la compostación de cáscaras de cacao. *Agronomía Tropical (Venezuela)*. Vol. 51: 549-562.
- Gomez, E., L. Ferreras y S. Toresani.** 2006. Soil bacterial functional diversity as influenced by organic amendment application. *Biores. Technol.* Vol. 97: 1484-1489.
- Hajabbasi, M.A., A. Jalaliant y H.R. Karimzadeh.** 1997. Deforestation effects on soil physical and chemical properties, Lordegan, Iran. *Plant Soil*. Vol. 190: 301-307.
- Haynes, R. y G. Francis.** 1993. Changes in microbial biomass C, soil carbohydrate composition and aggregate stability induced by growth of selected crop and forage species under field conditions. *J. Soil Sci.* Vol. 44: 665
- Hernández-Hernández, R.M. y D. López-Hernández.** 2002. Microbial biomass, mineral nitrogen and carbon content in savanna soil aggregates under convencional and no-tillage. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 34: 1563-1570.
- Insam, H.** 1990. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime? *Soil Biol. Biochem.* Vol. 22: 525 - 532.
- Jastrow, J.D.** 1996. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 28: 665-676.
- Kuzyakov, Y., J.K. Friedel y K. Stahr.** 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 32: 1485-1498.
- Leifeld, J. e I. Kögel-Knabner.** 2005. Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land-use? *Geoderma*. Vol. 124: 143-155.
- Li, Z.P., M. Liu, X.C. Wu, F.X. Han y T.L. Zhang.** 2010. Effects of long-term chemical fertilization and organic amendments on dynamics of soil organic C and total N in paddy soil derived from barren land in subtropical China. *Soil Till. Res.* Vol. 106: 268-274.
- Lorenz, K., R. Lal, C.M. Preston y K.G. Nierop.** 2007. Strengthening the soil organic carbon pool by increasing contributions from recalcitrant aliphatic bio (macro) molecules. *Geoderma*. Vol. 142: 1-10.
- Lozano, Z., C. Rivero, C. Bravo y R.M. Hernández.** 2011 Fracciones de la materia orgánica del suelo bajo sistemas de siembra directa y cultivos de cobertura. *Rev. Fac. Agron. (LUZ)*. Vol. 28: 35-56.
- McCallister D. y W. Chien.** 2000. Organic carbon quantity and forms as influenced by tillage and cropping sequence. *Comm. Soil Sci. Plant Ana.* Vol. 31: 465-479.
- Marinari, S., R. Mancinelli, E. Carnpiglia y S. Grego.** 2006. Chemical and biological indicators of soil quality in organic and conventional farming systems in Central Italy. *Ecological Indicators*. Vol. 6: 701-711.

- Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales Renovables (MARNR).** 1997. Evaluación Ambiental Específica. Proyecto Embalse Macarao. Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables. Caracas (Venezuela). 150 p.
- Morvan, T., P. Leterme, G.G. Arsene y B. Mary.** 1997. Nitrogen transformations after the spreading of pig slurry on bare soil and ryegrass using  $^{15}\text{N}$ -labelled ammonium. *Eur. J. Agron.* Vol. 7: 181–188
- Agroecosystems.* Vol. 51: 217–224.
- Moscatelli, M.C., A. Di Tizio, S. Marinari y S. Grego.** 2007. Microbial indicators related to soil carbon in Mediterranean land use systems. *Soil Till. Res.* Vol. 97: 51–59.
- Nelson, D.W. y L.E. Sommers.** 1996. Total carbon, total organic carbon and organic matter. (Ed. D.L. Sparks). *Agronomy Monograph Number 9. Methods of soil analysis, Part 3: Chemical properties.* 2<sup>nd</sup> ed. ASA-SSSA, Madison, Wisconsin (USA). pp. 961–1010.
- Pascual, J.A., M. Ayuso, C. García y T. Hernandez.** 1997. Characterization of urban wastes according to fertility and phytotoxicity parameters. *Waste Management and Research.* Vol. 15: 103–112.
- Parton, W.J., D.S. Schimel, C.V. Cole y D.S. Ojiva.** 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plain grassland. *Soil Sci. Soc. Am. J.* Vol. 51: 1173–1179.
- Paustian, K., W.J. Parton y J. Persson.** 1992. Modelling soil organic matter in organic amended and nitrogen-fertilized long-term plots. *Soil Sci. Soc. Am. J.* Vol. 56, 476–488.
- Pla S, I.** 1983. Metodologías para la caracterización física con fines de diagnóstico de problemas de manejo y conservación de suelos en condiciones tropicales. *Alcance* 32. Facultad de Agronomía (Maracay). 91 p.
- Pulido-Moncada, M., B. Flores, T. Rondón, R.M. Hernández y Z. Lozano.** 2010. Cambios en fracciones dinámicas de la materia orgánica de dos suelos, inceptisol y ultisol, por el uso con cultivo de cítricos. *Bioagro.* Vol. 22: 201–210.
- Rudrappa, L., T.J. Purakayastha, D. Singh y S. Bhadraray.** 2006. Long-term manuring and fertilization effects on soil organic carbon pools in a Typic Haplustep of semi-arid sub-tropical India. *Soil Till. Res.* Vol. 88: 180–192.
- Ruiz, M.; J. Paolini.** 2005. Parámetros de humificación en suelos cultivados bajo riego. *Agrochimica.* Vol. 49: 79–86.
- Sasal, C., A. Andriulo, J. Ullé, F. Abrego y M. Bueno.** 2000. Efecto de diferentes enmiendas sobre algunas propiedades edáficas, en sistemas de producción hortícola del centro norte de la región pampeana. *Ciencia del Suelo.* Vol. 18: 95–104.
- Saviozzi, A., A. BIASCI, R. Riffaldi y R. Levi-Minzi.** 1999. Long-term effects of farmyard manure and sewage sludge on some soil biochemical characteristics. *Biol. Fertil. Soils.* Vol. 30: 100–106.
- Sequi, P., M. Nobili, L. Leita y G. Cercigni.** 1986. A new index of humification. *Agrochimica.* Vol. 30: 175–179.
- Silveira, M.L., N.B. Comerford, K.R. Reddy, W.T. Cooper y H. El-Rifai.** 2008. Characterization of soil organic carbon pools by acid hydrolysis. *Geoderma.* Vol. 144: 405–414.
- Six, J. y J.D. Jastrow.** 2002. Organic matter turnover. (Ed. R. Lal). *Encyclopedia of Soil Science.* Marcel Dekker, New York (USA). pp. 936–942.
- Soil Survey Staff (SSS).** 2006. *Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys.* 2<sup>nd</sup> ed, Washington: US Government Printing 384 Office, DC, USA, Agriculture Handbook N° 436. 332 p.
- Sørensen, P. y M. Amato.** 2002. Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *Eur. J. Agron.* Vol. 16: 81–95.
- Stevenson, F.J.** 1982. *Humus Chemistry.* John Wiley and Sons, New York, 497 p.
- Stevenson, F.J.** 1986. *Cycles of Soil.* John Wiley. United States. 380 p.
- Tan, Z. y R. Lal.** 2005. Carbon sequestration potential estimates with changes in land use and tillage practice in Ohio, USA. *Agric. Ecosyst. Environ.* Vol. 111: 140–152.
- Tejada, M., J.L. González, A.M. García-Martínez y J. Parrado.** 2008. Application of a green manure and green manure composted with beet vinasse on soil restoration: effects on soil properties. *Biores. Technol.* Vol. 99: 4949–4957.
- Vervoort, R.W., D.E. Radcliffe, M.L. Cabrera y M. Latimore Jr.** 1998. Nutrient losses in surface and subsurface flow from pasture applied poultry litter and composted poultry litter. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* Vol. 50: 287–290.
- Wander, M.** 2004. Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture.* CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 67–102.
- Zalba, P.; A.R. Quiroga.** 1999. Fulvic acid carbon as diagnostic feature for agricultural soil evaluation. *Soil Sci.* Vol. 164: 57–61.