

EFECTO DE LA LABRANZA SOBRE LA MATERIA ORGANICA Y TAMAÑO DE AGREGADOS EN UN SUELO CULTIVADO CON MAÍZ EN CONDICIONES TROPICALES

Yusmary Espinoza¹

RESUMEN

Se evaluó el efecto de la labranza sobre las fracciones de C y N, así como su distribución y tasa de recambio en los distintos tamaños de agregados en un suelo cultivado con maíz. Muestras de suelo fueron incubadas para determinar el carbono y nitrógeno mineralizable. Previamente se determinó el C y N proveniente de la masa microbiana así como el C y N total. Se realizó una separación de agregados utilizando un tamizado húmedo. Luego se determinó el $\delta^{13}\text{C}$. En general, la siembra continua de maíz utilizando labranza convencional (LC) y mínima (ML) incrementó el C y N recalcitrante del suelo, pero disminuyó la cantidad de la fracción lábil de C como masa microbiana y no microbiana, comparada con la siembra directa (SD). Después de ocho años la fracción de agregados $>250\ \mu\text{m}$ incrementó 8 % en SD y disminuyó 10 % en LC, no observándose cambios en ML. La menor cantidad de C secuestrado se observó en los microagregados (promedio de $2,94\ \text{kg/m}^2$) en comparación con los macroagregados ($4,2\ \text{kg/m}^2$). Las tasas de recambio de la materia orgánica fueron más rápidas en LC y ML comparadas con SD. Este estudio muestra que las prácticas adecuadas de manejo del suelo y la siembra directa posibilitan el secuestro de C en agroecosistemas tropicales.

Palabras clave adicionales: Labranza conservacionista, masa microbiana, secuestro de carbono, tasa de recambio

ABSTRACT

Effect of tillage on organic matter and soil aggregates in a maize cropped tropical agroecosystem

The effect of tillage systems were evaluated on different pools of C and N in soil and their distribution and turnover time in soil size fractions of a maize cropped field. Soil samples were incubated to determine mineralizable C and N. Previously, C and N microbial biomass, and total C and N were determined. Samples were also separated into different aggregate sizes by wet sieving, and $\delta^{13}\text{C}$ analyzed. In general, cropping corn with conventional tillage (LC) and minimum tillage (ML) increased recalcitrant C and N of the soil, but decreased the labile fraction of C as microbial and nonmicrobial biomass, as compared with the no-tillage system (SD). After 8 years, the largest aggregate sizes ($>250\ \mu\text{m}$) increased by 8 % under SD, decreased by 10 % under LC, and showed no changes under ML. The smallest amount of sequestered C was observed in the microaggregates (means of $2.94\ \text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$) compared to macroaggregates ($4.2\ \text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$). The organic matter turnover time was higher for ML and LC as compared to SD. Under the conditions of this study, it was found that storage of C in tropical soils can be possible by the adoption of proper management techniques, such as a no-tillage system.

Additional key words: Minimum tillage, microbial biomass, carbon sequestration, organic matter turnover

INTRODUCCIÓN

El cambio del uso de la tierra modifica las diferentes fracciones de la materia orgánica del suelo (MOS) (Burke et al., 1989). En general, cuando una tierra es cultivada disminuye tanto el carbono orgánico (COS) como el nitrógeno orgánico (NOS), especialmente en sistemas de manejo de suelo que acentúan la erosión o conducen a la disminución de su fertilidad. Sin embargo, Balesdent et al. (1998) reportaron

incrementos de COS después que el suelo fue cultivado, destacando que la tasa de degradación del material orgánico juega un papel importante en su acumulación en el suelo. Las tasas de recambio de MOS varían ampliamente; por ejemplo, en Ultisoles y Alfisoles las tasas de recambio son más rápidas que las observadas en Inceptisoles y Vertisoles (Dalal y Carter, 1999).

La diferencia en las tasas de recambio son dependientes del contenido de arcilla del suelo y de su área superficial (Saggar et al., 1996), así

Recibido: Julio 17, 2009

Aceptado: Septiembre 21, 2010

¹ CENIAP-Inst. Nac. Investigaciones Agrícolas, INIA. Apdo. 4653. Maracay. Venezuela. email: orihuen@yahoo.com

como de las condiciones climáticas imperantes en la zona (Sotomayor-Ramírez et al., 2007). Altas temperaturas y climas húmedos ocasionan una disminución de la materia orgánica del suelo (MOS) debido al incremento de la actividad microbiana. De esta manera, cualquier forma de protección física de la MOS puede constituir un mecanismo importante de protección contra el ataque de los microorganismos. Resck et al. (1999) y Sotomayor-Ramírez et al. (2007) han reportado que la MOS de un Oxisol y un Ultisol tropical, respectivamente, fue protegida dentro de los agregados de suelo en forma similar a como ocurre en suelos de zonas templadas.

El COS y la agregación dependen del uso de la tierra y del sistema de manejo utilizado, ya que el manejo puede afectar la estabilidad de los agregados. La labranza convencional incrementa la aireación del suelo (Balesdent et al., 1998) y rompe los macroagregados (Six et al., 2000; Sotomayor-Ramírez et al., 2007), resultando en una mayor oxidación de la MOS (Lal, 1989). El manejo de cultivos altera los procesos biológicos envueltos en la formación de la macroagregación como son la adhesión de partículas de suelo por sustancias adherentes producidas por los microorganismos y los mucopolisacáridos producidos por las lombrices de tierra, así como, los efectos de conexión con las hifas y las raíces (Anderson y Flanagan, 1989).

La abundancia natural del carbono-13 (^{13}C), un isótopo natural del carbono, es un instrumento que permite marcar el destino de la materia orgánica recientemente depositada en el suelo y ha sido usado para estimar las tasas de recambio de la MOS en suelos tropicales (Cadisch et al., 1996). Skjemstad et al. (1990) usaron esta técnica para evaluar la dinámica de macro y microagregados en bosques lluviosos subtropicales. Al combinar la técnica del ^{13}C naturalmente marcado con el fraccionamiento físico de suelo se obtiene un medio para estudiar la distribución y tasa de recambio de C en las diferentes fracciones de suelo.

Los objetivos de este trabajo fueron 1) determinar el potencial que tiene la siembra directa de maíz para secuestrar C en el suelo, 2) determinar el efecto de la labranza sobre las diferentes fracciones de C y N del suelo, y 3) determinar las tasas de recambio de C en macro y microagregados.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento fue establecido al sur del estado Aragua y norte de Guárico, Venezuela ($9^{\circ} 23' \text{ N}$; 200 msnm), con temperatura media anual de $26,9^{\circ} \text{ C}$ y precipitación de 870 mm. El suelo está clasificado como Typic Haplusterts (arcilla fina, mixto, isohipertérmico), con pH 6,7; CE de $0,12 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ y capacidad de intercambio catiónico de $38,4 \text{ meq}\cdot 100 \text{ g}^{-1}$, con una textura arcillosa (58 % de arcilla y 15 % de arena).

Se utilizaron tres sistemas de labranza y cultivo continuo de maíz (C4) en el año 1997 sobre un terreno donde previamente se sembraba algodón (C3). Los tratamientos fueron arreglados en parcelas divididas con tres repeticiones, con 90 plantas por hilera en parcelas de 15 x 15 m. Los tratamientos de labranza consistieron en: (LC) labranza convencional usando dos pases de rastra cruzados a la profundidad de 20 cm seguido de la siembra, (LM) labranza mínima usando cincel mas siembra directa, y (SD) siembra directa. Los muestreos de suelo fueron realizados en los años 1999 y 2005.

Se tomaron muestras compuestas a 0-10 cm de profundidad en noviembre 1997 y octubre 2005, las cuales fueron mezcladas y tamizadas por una malla de 3 mm para remover los fragmentos gruesos de material vegetal. Las muestras de 1997 fueron secadas y rehumedecidas inmediatamente, mientras que las de 2005, luego del tamizadas fueron mantenidas a 4° C hasta el momento del análisis.

Para realizar el fraccionamiento biológico de C y N, se realizaron incubaciones de larga duración en el laboratorio, similares a las descritas por Rice y García (1994). Submuestras de suelo húmedo (equivalentes a aproximadamente 100 g suelo seco en horno) fueron incubadas por triplicado y empacadas dentro de tubos de PVC (5,08 cm diámetro y 10 cm de altura) a una profundidad de 5 cm. La densidad aparente fue ajustada a $1,1 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Para determinar el N mineralizado durante la incubación, los tubos fueron lavados a los 7, 14, 28, 42, 56 y 84 días con 500 mL de solución de CaCl_2 , y el $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ fue analizado utilizando un autoanalizador Perkin Elmer, Fias 300. Entre los eventos de lavado, los tubos fueron puestos en jarras de 940 mL e incubados a 35° C . El $\text{CO}_2\text{-C}$ formado fue analizado en 1997 usando un cromatógrafo de gases Shimadzu GC-8A, y en

2005 un cromatógrafo de gases Agilent 7890A.

La mineralización potencial de C y N (C_o y N_o) y sus tasas constantes (k) fueron calculadas usando el CO_2 -C mineralizado y el N producido acumulado, los cuales se obtuvieron a través de un modelo de regresión no lineal usando el programa SAS (SAS Institute. Cary, NC). El modelo fue de la forma: C_m ó $N_m = C_o$ ó $N_o [1 - \exp(-k_o \cdot t)]$, donde m: mineralizado, y o: potencial mineralizado (todos en $mg \cdot g^{-1}$ de suelo); k_o = tasa constante diaria de mineralización; t = tiempo (días).

El C (MMC) y N (MMN) de la masa microbiana, C y N total, y $\delta^{13}C$ fueron determinados antes de la incubación. El MMC y MMN fueron determinados por la técnica de fumigación incubación (Jenkinson y Powlson, 1976) y se utilizó el cálculo sugerido por Voroney et al. (1989): Masa microbiana de C = $MMC/0,41$; Masa microbiana de N = MMN/k_n ; donde $k_n = -0,014 (C_f / N_f) + 0,39$; C_f = CO_2 -C producido en las muestras fumigadas; N_f = $NH_4^+ + NO_3^-$ mineralizado de las muestras fumigadas.

Otra porción de suelo fue secada al aire y pasada a través de un tamiz de 2 mm. Las concentraciones de C orgánico (COS) y N orgánico (NOS) fueron cuantificadas por combustión automática usando un analizador Leco CHN-2000, luego de ser fumigadas con HCl (Harris et al., 2001). Se midió la relación de carbono isotópico mediante un espectrómetro de masa con entrada doble y el ^{13}C fue expresado en relación al estándar internacional PDB usando unidades delta (δ). Los valores $\delta^{13}C$ fueron usados para calcular la proporción del C derivado del C4 (f) proveniente del maíz:

$$f = \frac{(\delta_1 - \delta_2)}{(\delta_p - \delta_2)} * 100$$

donde $\delta_1 = \delta^{13}C$ del suelo con maíz

$\delta_2 = \delta^{13}C$ del suelo con algodón

$\delta_p = \delta^{13}C$ de la planta de maíz

Las tasas de recambio para los diferentes tamaños de agregados fueron calculadas usando un modelo de decaimiento de primer orden:

$$k = \frac{-\ln(A_t - A_o)}{t}$$

donde A_t es el C derivado de la vegetación C3 al tiempo t [$A_t = (1 - f) C$ contenido al tiempo t]; A_o es el C derivado de la vegetación C3 al tiempo 0 [$A_o =$ al valor de C del suelo antes de comenzar el experimento]; t es el tiempo desde la conversión

de C3 a C4 (8 años); k es la tasa específica de descomposición por año

Los agregados del suelo fueron separados por dispersión en agua usando un tamizado húmedo con tamices de 2000, 250, 53 y 20 μm . Para cada tratamiento y tiempo de muestreo, se tomó una submuestra de suelo de cada uno de los tubos incubados y fue sumergida por 5 min en agua deionizada a temperatura ambiente sobre el tope del tamiz de 2000 μm . La separación de los agregados fue realizada manualmente moviendo el tamiz verticalmente 3 cm durante 50 veces durante un periodo de 2 min. El procedimiento fue repetido en los tamices de malla más fina y en cada oportunidad el material que quedaba sobre el tamiz era secado y pesado. Luego se realizó la corrección de arena para lo cual el material fue dispersado con hexametáfosfato de sodio y pasado por un tamiz de 53 μm . La estabilidad de los agregados fue reportada en porcentaje.

Las concentraciones de las diferentes fracciones de C y N fueron analizadas usando un diseño de parcelas divididas con la labranza como factor principal y el tiempo de muestreo como subparcela, utilizando el programa SAS. Cuando se incluyó el tamaño de agregados, estos fueron considerados como subparcelas. Se realizaron análisis separados para cada año evaluado. La separación de medias de los tratamientos fue establecida usando la función de cuadrados mínimos según el SAS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante los ocho años en evaluación el COS aumentó significativamente ($P \leq 0,05$) en 16 % (8 $Mg \cdot ha^{-1}$) y 9 % (3 $Mg \cdot ha^{-1}$) bajo siembra directa y labranza mínima, respectivamente, pero tendió a disminuir en aproximadamente 4 % (1,6 $Mg \cdot ha^{-1}$) con la siembra continua de maíz bajo labranza convencional (Cuadro 1). Similares resultados se observaron en el NOS. La disminución del C y N orgánico observada bajo el sistema de labranza convencional puede ser atribuida a una estimulación de la mineralización debido a un cambio en la distribución vertical del perfil del suelo (Kern y Johnson, 1993). El uso del disco y la técnica de volteo como práctica de labranza ocasionan una mezcla de las capas del suelo, con una destrucción y entierro de los residuos vegetales y los fertilizantes. De acuerdo a

Calderon et al. (2001), la labranza acelera la descomposición de los residuos lo que ocasiona un incremento en la disponibilidad de nutrientes. Este hecho no parece reflejarse en el rendimiento del cultivo de maíz durante el tiempo en evaluación, ya que, la productividad del cultivo no presentó diferencias significativas entre los tratamientos, y permaneció en un rango de 5,2 a 6,2 Mg·ha⁻¹.

Las relaciones C:N observadas en los tratamientos fueron significativamente ($P \leq 0,05$) diferentes dentro y entre años (Cuadro 1). En la

primera evaluación (1997) la relación C:N en el tratamiento LC fue significativamente alta comparada con los otros tratamientos. En la segunda (2005) la relación siguió el orden de LC>ML>SD.

Las fracciones lábiles de C y N del suelo no fueron afectadas significativamente por los ocho años de labranza continua, indistintamente del sistema de labranza (Cuadro 2). Sin embargo, en SD tendió a incrementar la masa microbiana de C y N, y el C(C_o) y N(N_o) potencialmente mineralizables.

Cuadro 1. Cantidades C y N de un suelo Vertisol en función del año y tipo de labranza

Tratamiento	C (Mg·ha ⁻¹)		N (Mg·ha ⁻¹)		C:N	
	1997	2005	1997	2005	1997	2005
Siembra directa	40,11 Ba	48,20 Aa	2,93 Aa	3,92 Ba	13,69 Ab	12,30 Bc
Mínima labranza	38,49 Ba	42,37 Ab	2,62 Aa	2,95 Aab	14,69 Ab	14,35 Ab
Labranza convencional	40,67 Aa	39,07 Ab	2,41 Aa	2,38 Ab	16,88 Aa	16,41 Aa

Dentro de las filas (entre años), medias seguidas por distinta letra mayúscula son diferentes significativamente para $P \leq 0,05$. Dentro de las columnas (en cada año), medias seguidas por distinta letra minúscula son diferentes significativamente para $P \leq 0,05$

Cuadro 2. Masa microbiana de carbono (MMC) y nitrógeno (MMN), y potencial mineralizable de carbono (C_o) y nitrógeno (N_o) luego de ocho años de diferentes tipos de labranza en un suelo Vertisol

Tratamiento	MMC	C _o	MMN	N _o
	Mg·ha ⁻¹			
Siembra directa	0,65	1,82	0,074	0,18
Mínima labranza	0,58	1,70	0,048	0,13
Labranza convencional	0,50	1,22	0,035	0,098

En general, el porcentaje de COS presente como MMC y C_o tendió a ser mayor en SD comparado con ML y LC (Cuadro 3). Promediando los tratamientos, el C_o estimó

aproximadamente el 4 % del COS. Estos valores son mucho más bajos que los encontrados en molisoles cultivados con maíz continuo, rotación maíz-soya (Omay et al., 1997), rotación maíz-trigo y cebada-soya (Spargo et al., 2008), o con pasturas (Sotomayor-Ramírez et al., 2009). La relación de MMC a COS es un índice sensible del impacto de los sistemas de cultivo sobre la MOS; en este estudio la continua labranza y siembra de maíz disminuyeron estas relaciones en aproximadamente 20 y 10 % para MMC/COS y C_o/COS, respectivamente. Por otra parte, al promediar la contribución de MMC a C_o se encontraron valores de 0,37 y 0,30 % para los años 1997 y 2005, respectivamente. Estos valores revelan que existe una pequeña fracción lábil de la MOS comparada con la fracción activa no-microbiana para todos los tratamientos.

Cuadro 3. Carbono orgánico de suelo (COS) presente como MMC o C potencialmente mineralizable

Tratamiento	MMC/COS ^a (%)		C _o /COS ^b (%)		MMC/C _o (%)	
	1997	2005	1997	2005	1997	2005
Siembra directa	1,62	1,13	4,54	3,78	0,36	0,30
Mínima labranza	1,51	0,95	4,43	4,01	0,34	0,24
Labranza convencional	1,23	1,11	3,12	3,00	0,41	0,35

^aCorresponde al porcentaje de C de la masa microbiana respecto al C orgánico del suelo. ^bCorresponde al C potencialmente mineralizable calculado en 200 días de incubación

Los macroagregados (>250 μm), en ambos años evaluados, representaron la mayor proporción (66 %) del total de agregados (Cuadro 4). Esta distribución no fue afectada significativamente por los sistemas de labranza ($P>0,05$). Sin embargo, después de los ocho años de establecimiento del cultivo de maíz, la fracción >250 μm incrementó 8 % en SD y disminuyó 10 % en LC, no observándose cambios en ML. De acuerdo a Snyder y Vázquez (2004) los macroagregados >250 μm son más susceptible al rompimiento debido a la labranza, la compactación y el impacto de las gotas de lluvia. Generalmente, suelos bajo manejo conservacionista o con vegetación nativa tienen una mayor proporción de macroagregados comparado con los microagregados (Espinoza et al., 2007). Los agregados <250 μm disminuyeron en aproximadamente 50 % en todos los tratamientos. La concentración de C fue similar en todos los tratamientos en ambos

años a excepción de los macroagregados en el año 2005 bajo SD, donde se observa una cantidad de C significativamente alta ($P\leq 0,05$) comparada con los otros tratamientos. Nuestros resultados confirman que la LC reduce la agregación e incrementa la accesibilidad del C del suelo a los microorganismos (Zibilske y Bradford, 2007). Por otra parte, la hipótesis de mayor concentración de C en los macroagregados comparada con los microagregados en SD formulada por Six et al. (2000) y Sotomayor-Ramírez et al. (2007) fue confirmada en este estudio sólo después de ocho años bajo este sistema. Similares resultados fueron reportados por Veenstra et al. (2007).

El contenido de C en los agregados puede servir para explicar los cambios de potenciales de secuestro de C (Abid y Lal, 2008). En este estudio, la menor cantidad de C secuestrado se observó en los microagregados, con promedio de 2,94 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ (Cuadro 5).

Cuadro 4. Distribución de agregados libres de arena a 0-10 cm de profundidad, de un suelo Vertisol, bajo tres sistemas de labranza, en los dos años evaluados

Tamaño de agregado (μm)	Año 1997			Año 2005		
	Sistema de labranza					
	SD	LM	LC	SD	LM	LC
Proporción de agregados libres de arena (g/100 g de suelo)						
20-53	5b c	8b c	7,5 bc	12 b	15 b	15 b
53-250	21 b	23 b	19,0 b	13 b	19 b	20 b
250-2000	60 a	59 a	62,0 a	58 a	50 a	54 a
>2000	3 c	3 c	3,0 c	5 cA	2 cB	2 cB

SD, siembra directa; LM, labranza mínima; LC, labranza convencional. Dentro de las columnas (en cada año), medias seguidas por distinta letra minúscula son diferentes significativamente para $P\leq 0,05$. Para agregados >2000 μm en el año 2005, medias seguidas por distinta letra mayúscula son diferentes significativamente para $P\leq 0,05$

Cuadro 5. Concentración de carbono orgánico de los diferentes agregados de suelo a 0-10 cm de profundidad, de un suelo Vertisol, bajo por tres sistemas de labranza, en los dos años evaluados

Tamaño de agregado (μm)	Año 1997			Año 2005		
	Sistema de labranza					
	SD	LM	LC	SD	LM	LC
Concentración de carbono (g C/kg agregado libre de arena)						
20-53	14,9 a	18,8 b	17,7 a	25,3 b	23,6 a	23,2 a
53-250	17,1 a	19,3 b	18,4 a	24,1 b	26,8 a	29,5 a
250-2000	21,5 a	22,2 b	20,7 a	26,0 b	25,4 a	24,3 a
>2000	19,1 aB	31,7 aA	20,9 aB	35,3 aA	25,5 aB	16,5 bC

SD, siembra directa; LM, labranza mínima; LC, labranza convencional. Dentro de las columnas (en cada año), medias seguidas por distinta letra minúscula son diferentes significativamente para $P\leq 0,05$. Para agregados >2000 μm (en cada año), medias seguidas por distinta letra mayúscula son diferentes significativamente para $P\leq 0,05$

En general, la mayor cantidad de C secuestrado ($4,2 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$) se observó en SD en la evaluación realizada en el año 2005. Spargo et al. (2008) reportaron resultados comparativos al utilizar rotación de cultivos maíz-trigo y cebada-soya bajo diferentes sistemas de labranza

Lo anterior demuestra que los suelos agrícolas de zonas tropicales, al igual que en zonas templadas, pueden funcionar como fuente o sumidero de C atmosférico; la dirección parece estar determinada por el tipo de manejo aplicado al suelo (Karlen y Cambardella, 1996).

En un trabajo previo, la relación de carbón isotópico de un suelo cultivado de algodón fue de 24,03 ‰ (datos no publicados del autor principal), valor que corresponde a vegetación de composición C3 (Smith y Epstein, 1971). En el trabajo actual (año 1997), esta relación isotópica mostró un valor promedio de $\delta^{13}\text{C} = -19,50 \text{ ‰}$, sin diferencias significativas entre los tratamientos. Sin embargo, en 2005, los tratamientos mostraron diferencias en los agregados mayores de $53\mu\text{m}$, siguiendo un orden decreciente $\text{LC} > \text{LM} > \text{SD}$ (Figura 1); los mayores valores en LC reflejan la incorporación de material C4.

Las proporciones relativas de C derivado de C4 en todos los agregados estuvieron en el rango de 0,42-0,95 (Cuadro 6). En general, las mayores proporciones se observaron para LC. Esto sugiere que en este tratamiento una gran proporción de la materia orgánica mineralizada fue de origen C3. De acuerdo a Six et al. (2000), la labranza convencional rompe los macroagregados y libera el material orgánico almacenado dentro de ellos. Después de ocho años de cultivo continuo, cantidades significantes de material orgánico proveniente de vegetación de composición C3, queda en el suelo con el tratamiento de SD.

La tasa constante de pérdida (k) de C3 fue relativamente menor para los microagregados comparado con los macroagregados (Cuadro 6). De esta forma, los tiempos promedio de recambio ($1/k$) del material almacenado de composición C3 para los microagregados ($<250 \mu\text{m}$) fueron, respectivamente, de 13,5; 9 y 7 años para SD, ML y LC. Estos valores fueron mayores a los observados en los macroagregados ($>250 \mu\text{m}$) cuyas cifras promedio fueron 10; 7,5 y 3,5 para SD, ML y LC, respectivamente.

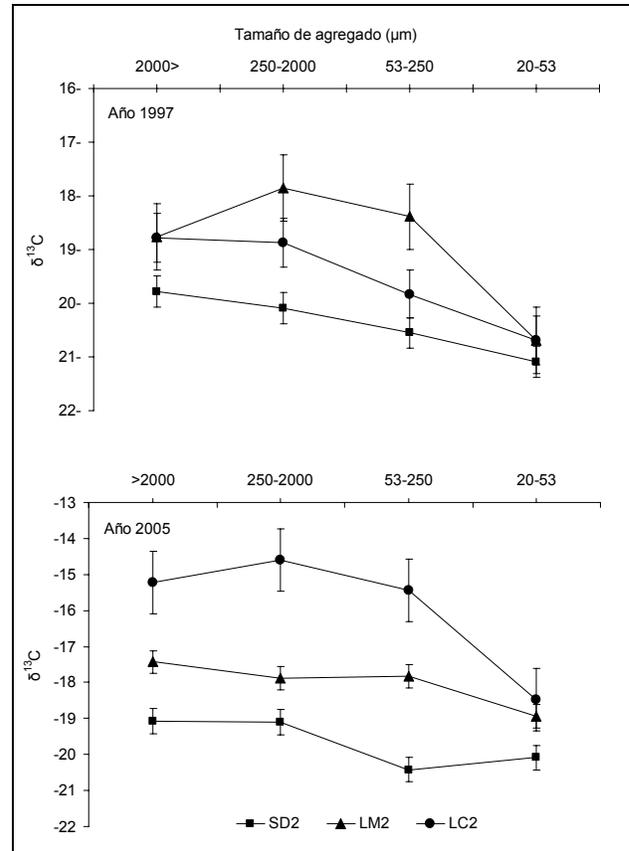


Figura 1. Promedio de $\delta^{13}\text{C}$ durante 1997 y 2005 para los diferentes tamaños de agregados de suelo provenientes de un cultivo de maíz continuo bajo siembra directa (SD), labranza mínima (LM) y labranza convencional (LC). Las barras indican el error estándar (n=3)

Por lo tanto, aparentemente, el material orgánico formado bajo vegetación C3 anterior a 1997 fue más rápidamente oxidado por la actividad microbiana cuando el manejo de suelo utilizado fue labranza tanto mínima como convencional; esto parece no ser el caso de la materia orgánica bajo siembra directa, en donde el $\delta^{13}\text{C}$ ha permanecido prácticamente constante en los últimos seis años y el C mineralizado parece ser predominantemente de los residuos frescos provenientes del cultivo de maíz (C4). Los tiempos de recambio encontrados en este estudio fueron un poco mayores a los reportados por Jenkinson y Ayanaba (1977) (<5 años) para suelos tropicales y subtropicales, pero similares a los reportados por Buyanovsky et al. (1994) en estudios donde se utilizaron residuos marcados con ^{14}C .

Cuadro 6. Tasa específica de descomposición (k), tasas de recambio ($1/k$) de C3 y proporción de C4 de acuerdo al tamaño del agregado y tipo de labranza

Tamaño de agregado (μm)	K (año^{-1})			$1/k$ (año)			Proporción de C4		
	SD	LM	LC	SD	LM	LC	SD	LM	LC
20-53	0,074	0,100	0,112	13	10	9	0,45	0,55	0,59
53-250	0,067	0,131	0,254	14	8	5	0,42	0,65	0,77
250-2000	0,096	0,130	0,364	10	8	3	0,54	0,65	0,95
>2000	0,097	0,146	0,274	10	7	4	0,54	0,69	0,89

CONCLUSIONES

El sistema de labranza convencional puede disminuir drásticamente la MOS almacenada dentro de los agregados de suelo debido a los acelerados tiempos de recambio. Sin embargo, la labranza conservacionista y la siembra directa pueden disminuir estos tiempos. El funcionamiento del suelo como fuentes o sumideros de C atmosférico parece estar determinado por el manejo que se aplique al mismo.

La siembra directa puede representar una alternativa apropiada para el secuestro de carbono en suelos de regiones tropicales.

AGRADECIMIENTO

Al FONACIT, proyecto S1-2001000991, por el financiamiento del segundo año del estudio. A la Ing. Agr. MSc. Belkis Rodríguez, Ceniap-INIA por permitir el muestreo del suelo en el sitio del ensayo.

LITERATURA CITADA

- Abid, M. y R. Lal. 2008. Tillage and drainage impact on soil quality I. Aggregate stability, carbon and nitrogen pools. *Soil Tillage Research* 100:89-98.
- Anderson, J.M. y P.W. Flanagan. 1989. Biological processes regulating organic matter dynamics in tropical soils. *In: Coleman, Oades y Uehara. (eds.). Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystem. University of Hawaii Press. Honolulu.* pp. 33-67.
- Balesdent, J., E. Besnard, D. Arrouays y C. Chenu. 1998. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant Soil* 201: 49-57.
- Burke, I.C., C.M. Yonker, W.J. Parton, C.V. Cole, K. Flach y D.S. Schimel. 1989. Texture climate, and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 800-805.
- Buyanovsky, G.A., M. Aslam y G.H. Wagner. 1994. Carbon turnover in soil physical fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1167-1173.
- Cadisich, G., H. Imhof, S. Urquiaga, R.M. Boddey y K.E. Giller. 1996. Carbon turnover ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen mineralization potential of particulate light soil organic matter after rainforest clearing. *Soil Biol. Biochem.* 28: 1555-1567.
- Calderon, F.J., L.E. Jackson y K.M. Rolston. 2001. Short-term dynamics of nitrogen, microbial activity, and phospholipids fatty acids after tillage. *Soil Sci. Soc. Am.* 65: 118-126.
- Dalal, R.C. y J.O. Carter. 1999. Soil organic matter dynamic and carbon sequestration in Australian tropical soil. *In: Lal, Kimble y Stewart (eds.). Global Climate Change and Tropical Ecosystem. CRC. Boca Raton, FL.* pp 283-316.
- Espinoza, Y., Z. Lozano y L. Velázquez. 2007. Efecto de la rotación de cultivos y prácticas de labranza sobre las fracciones de la materia orgánica del suelo. *Interciencia* 32: 554:559.
- Harris, D., R.W. Horwath y C. van Kessel. 2001. Acid fumigation of soils to remove carbonates prior to total organic carbon or carbon-13 isotopic analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1853-1856.
- Jenkinson, D.S. y A. Ayanaba. 1977.

- Decomposition of carbon-14 labeled plant material under tropical conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41: 912-915.
12. Jenkinson, D.S. y D.S. Powlson. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem.* 8: 209-213.
13. Karlen, D.L. y C.A. Cambardella. 1996. Conservation strategies for improving soil quality and organic matter storage in agricultural soils. *Adv. Soil Sci.* CRC. Boca Raton, FL.
14. Kern, J.S. y M.G. Johnson. 1993. Conservation tillage impact on national soil and atmospheric carbon levels. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 200-210.
15. Lal, R. 1989. Conservation tillage for sustainable agriculture: Tropic vs temperate environments. *Adv. Agron.* 42: 1073-1082.
16. Omay, A., C.W. Rice, L.D. Maddux y W.B. Gordon. 1997. Changes in soil microbial and chemical properties under long-term crop rotation and fertilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1672-1678.
17. Resck, D.V.S., C.A. Vasconcellos, L. Vilela y M.C.M. Macedo. 1999. Impact of conversion of Brazilian Cerrados to cropland and pastureland on soil carbon pool and dynamics. *In: Lal, Kimble y Stewart (eds.). Global Climate Change and Tropical Ecosystem.* pp.169-196.
18. Rice, C.W. y F.O. Garcia. 1994. Biologically active pool of carbon and nitrogen in tallgrass prairie. *In: J.W. Doran et al. (eds.). Defining soil quality for a sustainable environment.* SSSA Spec. Publ. 35. Madison, WI. pp. 201-207.
19. Saggar, S., A. Parshotam, G.P. Sparling, C.W. Feltham y P.B. Hart. 1996. ^{14}C -labelled ryegrass turnover and residence times in soils varying in clay content and mineralogy. *Soil Biol. Biochem.* 28: 1677-1686.
20. Six, J., K. Paustian, E.T. Elliot y C. Combrink. 2000. Soil structure and organic matter. I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate associated carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 681-689.
21. Skjemstad, J.O., R.P. Le Feuvre y R.E. Prebble. 1990. Turnover of soil organic matter under pasture as determined by ^{13}C natural abundance. *Aust. J. Soil Res.* 28: 267-276.
22. Smith, B.N. y S. Epstein. 1971. Two categories of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios from higher plant. *Plant Physiol.* 47: 380-384.
23. Snyder, V.A. y M.A. Vázquez. 2004. Structure. *In: D. Hillel. (ed.). Encyclopedia of Soils in the Environment.* Academic Pres, London. pp. 54-68.
24. Sotomayor-Ramírez, D., Y. Espinoza y R. Ramos-Santana. 2007. Short-term tillage practices on soil organic matter pools in a tropical Ultisol. *Australian J. Soil Research* 44: 687-693.
25. Sotomayor-Ramírez, D., Y. Espinoza y V. Acosta-Martínez. 2009. Land use effects on microbial biomass C, β -glucosidase and β -glucosaminidase activities, and availability, storage and age of organic C in soil. *Biology & Fertility of Soils.* 45: 487-497.
26. Spargo, J.T., M.M. Alley, R.F. Follett y J.V. Wallace. 2008. Soil carbon sequestration with continuous no-till management of grain cropping systems in the Virginia coastal plain. *Soil Tillage Research* 100: 133-140.
27. Veenstra, J.J., W.R. Horwath y J.P. Mitchell. 2007. Tillage and cover cropping effects on aggregates-protected carbon in cotton and tomato. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71: 362-371.
28. Voroney, R.P., E.A. Paul y D.W. Anderson. 1989. Decomposition of straw and stabilization of microbial products. *Canadian Journal of Soil Science* 69: 63-77.
29. Zibilske L.M. y J.M. Bradford. 2007. Soil aggregation, aggregate carbon and nitrogen, and moisture retention induced by conservation tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71: 793-802.