

Incorporación de abonos orgánicos y liberación de C-CO₂ como indicador de la mineralización del carbono

Incorporation of organic fertilizers and release of C-CO₂ as an indicator of carbon mineralization

Gerardo Sergio Benedicto-Valdés^{1*}, César Omar Montoya-García², Zeferino Vicente-Hernández¹, Carlos Ramírez-Ayala¹, José Alberto Salvador Escalante-Estrada¹

¹ Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Km. 36.5, Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP. 56230. Texcoco, Estado de México, México.

² Campo Experimental Iguala-INIFAP, Carretera Iguala-Tuxpan, Km. 2.5, CP. 40000. Iguala de la Independencia, Guerrero, México.

*Autor de correspondencia: bsergio@colpos.mx, ecoibero2010@gmail.com

Artículo científico recibido: 18 de octubre de 2018 aceptado: 25 de junio de 2019

RESUMEN. La agricultura sustentable promueve la reducción de fertilizantes químicos con residuos orgánicos, e incrementa la fertilidad del suelo. Con la incorporación de residuos orgánicos, un efecto poco evaluado es la emisión de CO₂ el cual resultaría un indicador de la mineralización del carbono y la liberación de nutrientes para los cultivos. El objetivo del presente estudio fue evaluar la incorporación de tres abonos orgánicos: estiércol caprino (EC), estiércol bovino (EB) y gallinaza (EG), con dos dosis de 4.5 y 9.0 kg m⁻², para determinar la liberación y acumulación de C-CO₂ en condiciones de laboratorio por 95 días. Las aplicaciones de EB incrementaron el pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico, nitrógeno total, emisión y liberación de CO₂ en comparación con los otros abonos. Se observaron mayores efectos por los abonos orgánicos a la profundidad de 0 a 15 cm en todas las variables de estudio. La acumulación de CO₂ se relaciona con la mineralización del carbono, esta fue mayor en EB seguido de EG y EC. La adición de EB al suelo es una opción para incrementar la mineralización del carbono y mantener la productividad de los cultivos de manera sustentable.

Palabras clave: Abonos orgánicos, incubación, liberación de CO₂, tasa de mineralización.

ABSTRACT. Sustainable agriculture promotes the reduction of chemical fertilizers with organic waste and increases soil fertility. With the incorporation of organic waste, a poorly evaluated effect is the emission of CO₂ which would be an indicator of carbon mineralization and nutrient release for crops. The objective of this study was to assess the incorporation of three organic fertilizers: goat manure (GM), bovine manure (BM) and chicken manure (CM), with two doses of 4.5 and 9.0 kg m⁻², to determine the release and accumulation of C-CO₂ under laboratory conditions for 95 days. BM applications increased the pH, electrical conductivity, organic carbon, total nitrogen, and CO₂ emission and release compared to the other fertilizers. Greater effects were observed for organic fertilizers at a depth of 0 to 15 cm in all study variables. CO₂ accumulation is related to carbon mineralization, which was higher in BM followed by CM and GM. The addition of BM to the soil is an option to increase carbon mineralization and maintain crop productivity in a sustainable manner.

Key words: Organic fertilizers, incubation, CO₂ release, mineralization rate.

INTRODUCCIÓN

En la agricultura convencional las aplicaciones de fertilizantes químicos en un tiempo prolongado pueden ocasionar la acidificación, desbalance nutricional, reducción en la capacidad de intercambio catiónico, acumulación de sales, pérdida de materia orgánica y microorganismos benéficos del suelo

(Bobul'ská *et al.* 2015, Matocha *et al.* 2016, Sarma *et al.* 2017). La incorporación de residuos orgánicos es una alternativa como suministro de nitrógeno (N), debido a que pueden suministrar N mineral fácilmente disponible por efecto de la mineralización y N orgánico que contribuye a nutrientes residuales en el suelo a largo plazo (Gutser *et al.* 2005, Cavallí *et al.* 2017).

Los abonos orgánicos mejoran el crecimiento de las plantas y pueden reducir la necesidad de fertilizantes minerales (Mohanty *et al.* 2011), lo que reduce los costos para los agricultores, restauran y recuperan los suelos degradados manteniendo la materia orgánica y la fertilidad del suelo para la producción agrícola (Tejada *et al.* 2009). Las aplicaciones de abonos orgánicos influyen en la mineralización e inmovilización del carbono (C) y N de la materia orgánica del suelo, para apoyar la productividad de los cultivos y mantener la calidad del suelo (Mohanty *et al.* 2013).

Factores como la especie animal y la alimentación modifican el contenido nutrimental en los estiércoles, y con ello se presenta una amplia variabilidad (Soliva y Felipó 2003). A pesar de que los abonos orgánicos contienen una concentración baja de nutrientes en comparación con los fertilizantes químicos, la disponibilidad podría ser más constante durante el desarrollo del cultivo debido a la mineralización gradual que ocurre en los materiales orgánicos en función de la textura y aporte de carbono orgánico (Figuroa y Cueto 2003, Soliva *et al.* 2004, Vázquez *et al.* 2011).

La relación entre el contenido de humedad en el suelo y la tasa de mineralización del C-CO₂ varían en función de la clase textural del suelo (Vincent *et al.* 2006) y de factores edáficos como el espacio poroso total y la densidad aparente (Thomsen *et al.* 1999). Por otra parte, el contenido de humedad y la temperatura son considerados factores que afectan la velocidad y tasa de mineralización del carbono del suelo (Davidson y Janssens 2006, Cook y Orchard 2008) y los principales promotores de la actividad microbiana del suelo en ecosistemas (Jassal *et al.* 2008, Liu *et al.* 2009).

La descomposición de la materia orgánica es un proceso dinámico mediado por organismos heterótrofos, acompañado por la emisión de hasta 70% de C-CO₂, resultado del metabolismo de hongos, bacterias y actinomicetos, así como las raíces de la planta (Havlin *et al.* 2005). Durante las etapas iniciales de la descomposición de los materiales recientemente incorporados se registra un rápido aumento en la actividad microbiana (Vincent *et al.* 2006) y de

la actividad enzimática (Liu *et al.* 2009). Mediante esta actividad metabólica se mineraliza la fracción lábil, lo que aporta cantidades significativas de CO₂ a la atmósfera (Pérez *et al.* 1998).

La calidad de los abonos orgánicos está en función del contenido de carbono, nitrógeno, hemicelulosa, celulosa, lignina (Sánchez *et al.* 2008, Masunga *et al.* 2016), del pH y la conductividad eléctrica debido al contenido de sales solubles (Davidson y Janssens 2006). La aplicación de niveles apropiados de estos abonos es de interés para el diseño de sistemas agrícolas sustentables (FAO 2017, Sarma *et al.* 2017). Ante esto, es de importancia estimar la dosis de aplicación en función del requerimiento nutrimental del cultivo a establecer (Figuroa y Cueto 2003). La cuantificación del desprendimiento de C-CO₂ es un parámetro relacionado con la proporción de abonos (Cook y Orchard 2008) y provee una medición integral de la respiración edáfica basal (García y Rivero 2008), lo que genera un indicador de la tasa de mineralización del carbono orgánico (Pérez *et al.* 1998). Por lo anterior el objetivo fue conocer el efecto de la incorporación de tres abonos orgánicos sobre las características físicas y químicas del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el Campo Experimental del Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Estado de México (19° 28' 2.07" LN y 98° 54' 1.71" LO, 2 215 msnm), de mayo a junio de 2015. El clima de la zona es templado Bs 1 kwe (w) (i) g, con una precipitación media anual de 625 mm y régimen de lluvias en los meses de mayo a agosto con temperatura media anual de 16 ° C. La clase textural del suelo utilizado es franco arcillo-arenoso con densidad aparente de 1.2 g cm⁻³.

Tratamientos y conducción del experimento

Como tratamientos se utilizó estiércol caprino (EC), estiércol bovino (EB), gallinaza (EG) y como referencia el suelo sin aplicación de abono; considerando los niveles de materia orgánica de 2.5 y 5%, se incorporaron 4.5 y 9.0 kg m⁻² a profundidad de 30 cm. Las características químicas del suelo

Tabla 1. Características físicas y químicas del suelo y abonos orgánicos utilizados.

Materiales	pH	CE dS m ⁻¹	Da g cm ³	CC --- % ---	PMP	C ----- g kg ⁻¹ -----	N
Suelo (P ₁₅)	7.6	0.9	1.2	19.7	9.9	9.9	1.2
Suelo (P ₃₀)	7.7	0.8	1.7	19.2	9.8	10.4	1.0
EC	7.5	2.5				251.6	17.7
EB	7.6	3.8				398.4	32.3
EG	5.4	4.4				486.0	13.4

EC: estiércol caprino, Eb: estiércol bovino, EG: gallinaza, S = suelo. CV = coeficiente de variación. P₁₅ Profundidad de 0 a 15 cm. P₃₀ Profundidad de 15 a 30 cm.

y los abonos orgánicos se muestran en el Tabla 1. Los siete tratamientos generados se distribuyeron en un diseño de bloques completos al azar, con cuatro repeticiones. Las unidades experimentales consistieron en parcelas de 3 m de longitud por 3 m de ancho.

Muestreo y análisis de suelo

Al inicio y final del experimento se tomaron muestras de suelo compuestas de 10 submuestras, obtenidas a profundidades de 0 a 15 cm y de 15 a 30 cm en cada unidad experimental. Las muestras se deshidrataron a temperatura de 40 a 50 °C, por 2 días y se tamizaron con un tamiz de 2 mm. Para luego determinar: capacidad de campo, punto de marchitez permanente, densidad aparente, contenido de C orgánico, nitrógeno total, pH y conductividad eléctrica (SEMARNAT 2002).

Mineralización del C-CO₂ por incubación en laboratorio

La cuantificación de la liberación de C-CO₂ se determinó a temperatura ambiente mediante el método de incubación descrito por Anderson (1984). Se utilizaron 100 g de suelo de cada unidad experimental, los cuales se transfirieron a frascos de vidrio de 250 mL sellados de forma hermética. Cada tratamiento se humedeció al 30% con base en peso seco, considerando tres repeticiones. Para cuantificar el C-CO₂ se utilizó NaOH 1N donde el CO₂ liberado se precipitó con BaCl₂ al 2% y la titulación se realizó con HCL 1N. El suministro del agua perdida por evaporación se realizó con base en la pérdida de peso, que se mantuvo constante hasta el final del experimento. Se consideraron muestras blanco para controlar la presencia de CO₂ (Anderson 1982).

Tanto la liberación como la tasa de mineralización del C-CO₂ se determinaron durante 95 días de junio a septiembre de 2015. La tasa de mineralización del C orgánico se calculó con base en los porcentajes que representan las cantidades acumuladas de C orgánico desprendido como C-CO₂, con respecto al contenido inicial de C orgánico de las muestras.

Análisis estadístico

Los resultados se sometieron a un análisis de varianza y prueba de Tukey ($p > 0.05$), empleando el paquete estadístico SAS 9.0. Para la acumulación de C-CO₂ se generaron modelos de regresión, en función del tiempo de incubación, dosis de abono y profundidad. El modelo se estimó con el método descrito por Volke (2008), el cual consiste en especificar un modelo inicial con una o pocas variables, a partir de la relación gráfica entre las variables respuesta y los factores de estudio, e ir incorporando variables al modelo, con base en la relación gráfica entre los residuos y los factores aún no incluidos en el modelo que muestran alguna tendencia de respuesta, hasta obtener un modelo con menor cuadrado medio del error (CME). Los modelos de regresión se obtuvieron con el paquete SAS 8.2 para Windows, y las gráficas, en función del tiempo de incubación, dosis de abono y profundidad, se generaron con los valores estimados por los modelos.

RESULTADOS

Se observó efecto significativo en las variables de pH, CE, Da, CO y NT, no así para la capacidad de retención de agua (Tabla 2). A profundidad de 0 a 15 cm, el pH incrementó por la adición de abonos orgánicos, con mayores efectos con la aplicación de

Tabla 2. Valores correspondientes a: pH, conductividad eléctrica (CE), densidad aparente (Da), capacidad de campo (CC), punto de marchitez permanente (PMP), carbono orgánico (C-O) y nitrógeno total (N_T) a dos profundidades (Pr).

Pr	Ab	D	pH	CE dS m ⁻¹	Da g cm ⁻³	CC	PMP	C-O	N_T
							-----%		-----
¹ P ₁₅	EC	4.5	7.9 ^{abc}	4.4 ^{ab}	1.46 ^b	27.4 ^a	10.9 ^{ab}	1.71 ^b	0.18 ^{ab}
		9.0	7.8 ^{bc}	5.1 ^a	1.50 ^b	21.9 ^a	13.1 ^{ab}	1.66 ^b	0.18 ^{ab}
	EB	4.5	8.2 ^a	5.2 ^a	1.49 ^b	22.9 ^a	12.6 ^{ab}	2.70 ^a	0.21 ^a
		9.0	8.2 ^{ab}	6.8 ^a	1.68 ^b	23.7 ^a	13.6 ^a	2.91 ^a	0.20 ^{ab}
	EG	4.5	7.7 ^c	2.4 ^{bc}	1.52 ^b	20.0 ^a	10.6 ^{ab}	1.56 ^b	0.14 ^{bc}
		9.0	7.8 ^{bc}	4.9 ^{ab}	1.38 ^b	22.7 ^a	12.5 ^{ab}	1.67 ^b	0.17 ^{ab}
S		7.6 ^c	0.9 ^d	1.20 ^a	19.7 ^a	9.9 ^b	0.99 ^c	0.12 ^{bc}	
² P ₃₀	EC	4.5	7.8 ^{bc}	1.4 ^d	1.44 ^b	19.4 ^a	11.2 ^{ab}	1.41 ^b	0.11 ^{cd}
		9.0	7.6 ^c	1.5 ^d	1.51 ^b	21.9 ^a	11.6 ^{ab}	0.96 ^b	0.08 ^d
	EB	4.5	7.8 ^{bc}	2.1 ^{cd}	1.47 ^b	19.6 ^a	10.3 ^{ab}	1.40 ^b	0.13 ^{bc}
		9.0	7.8 ^{bc}	1.7 ^d	1.47 ^b	19.4 ^a	10.2 ^{ab}	1.27 ^b	0.12 ^{bc}
	EG	4.5	7.8 ^{bc}	0.9 ^d	1.44 ^b	18.6 ^a	9.9 ^b	1.09 ^b	0.11 ^{bc}
		9.0	7.8 ^{bc}	2.0 ^{cd}	1.46 ^b	21.4 ^a	12.0 ^{ab}	1.35 ^b	0.12 ^{bc}
S		7.7 ^c	0.8 ^d	1.75 ^a	19.2 ^a	9.8 ^b	1.04 ^b	0.10 ^{cd}	
CV (%)			1.7	29.6	11.8	21.6	10.5	17.4	19.2

EC: estiércol caprino, Eb: estiércol bovino, EG: gallinaza, S = suelo. CV = coeficiente de variación. ¹ Profundidad de 0 a 15 cm. ² Profundidad de 15 a 30 cm. Medias con letras iguales dentro de cada columna no difieren estadísticamente (Tukey, $p \leq 0.05$).

EB, seguido de EC y EG, y con la dosis de 4.5 kg m⁻², mientras que en la profundidad de 15 a 30 cm, los cambios fueron menores.

La CE inicial del suelo fue de 0.9 y 0.8 en las dos profundidades, se observaron mayores incrementos cuando las dosis de abono fueron de 9.0 kg m⁻² en el primer estrato, con EB seguido de EC y EG. Se observaron situaciones similares para el estrato de 15 a 30 cm. La densidad aparente del suelo se redujo significativamente, por efecto de la incorporación de los abonos orgánicos, desde un valor inicial del suelo de 1.7 hasta 1.20 g cm⁻³, siendo más notorio para la profundidad de 0 a 15 cm. Este cambio representa un incremento en la porosidad total de 35.9% para el suelo control y de 54.8% con la incorporación de EB.

Se registró un incremento en el contenido de humedad correspondiente a CC con la incorporación de abonos orgánicos de 19.7 a 23.15% y de 9.9 a 12.16% para el contenido de humedad correspondiente al punto de marchitez permanente (PMP), considerando el suelo control y EB, respectivamente a la profundidad de 0 a 15 cm. El incremento correspondiente al PMP fue de 9.9 y 9.8%, hasta 13.6 y 10.2% en ambos estratos con 9 kg m⁻² de EB. La

capacidad de retención de agua del suelo, se afectó principalmente a menor tensión y pudo atribuirse al efecto del mezclado de la fracción orgánica con la matriz mineral del suelo sobre la macroporosidad. En comparación al valor base de la CC en el primer estrato, el incremento con EG y EB fue de 27 y 11%, y en el segundo estrato, EC y EG en 45 y 25%, en ambos casos con la dosis de 9.0 kg m⁻².

Se observaron cambios en el contenido de carbono orgánico al incorporar los abonos, con efectos significativos en el primer estrato: El efecto más notable en todos los casos, fue con las dosis de 9.0 kg m⁻², y EB seguido de EC y EG. El contenido de N_T se incrementó ligeramente en todas las aplicaciones de abono, siguiendo la misma tendencia que en carbono orgánico (C-O).

La tasa relativa de mineralización (TRM) fue mayor en el primer estrato. Con EB se obtuvieron valores de 34 y 27% al final del ciclo de incubación, en tanto que con EG fue de 15 y 12%, en comparación con suelo (7%). Para la profundidad de 15 a 30 cm, solo EB con 4.5 kg m⁻² presentó la mayor TRM con 22%. Los tratamientos restantes presentaron valores entre 12 y 16%, mientras que en el suelo fue de 8% (Figura 1 y 2).

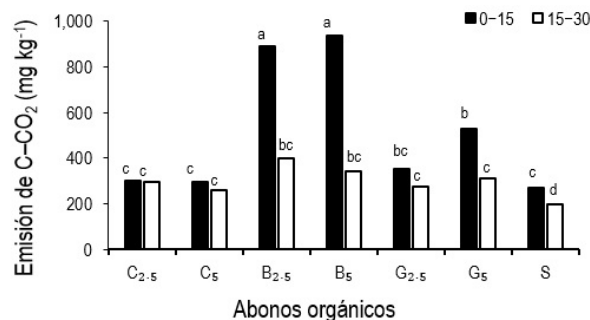


Figura 1. Emisión de C-CO₂ del suelo en función de los abonos orgánicos aplicados (C2.5 = caprino 2.5%; C5 = caprino 5%; B2.5 = bovino 2.5%; B5 = bovino 5%; G2.5 = gallinaza 2.5%; G5 = gallinaza 5%; S = suelo), a dos profundidades.

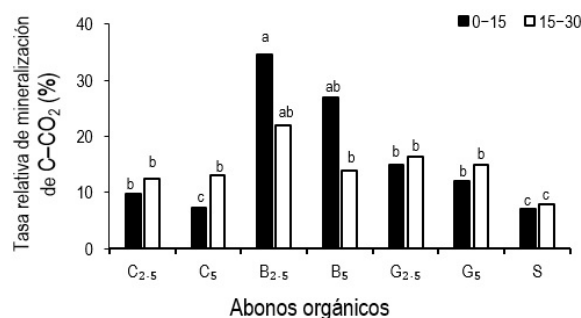


Figura 2. Tasa relativa de mineralización de C-CO₂ del suelo en función de los abonos orgánicos aplicados (C2.5 = caprino 2.5%; C5 = caprino 5%; B2.5 = bovino 2.5%; B5 = bovino 5%; G2.5 = gallinaza 2.5%; G5 = gallinaza 5%; S = suelo), a dos profundidades, durante 95 días de incubación.

Los modelos de regresión para la acumulación de C-CO₂ se observan en el Tabla 3. En el primer estrato, la emisión de C-CO₂ del suelo inicial fue de 10 mg C-CO₂ kg⁻¹. Con estiércol caprino fue de 39 y 16 mg C-CO₂ kg⁻¹, con 4.5 y 9.0 kg m⁻²; en tanto con EB y EG fue 73 y 102, y de 15 y 141 mg C-CO₂ kg⁻¹, respectivamente (Figura 4). En el segundo estrato la liberación se redujo, por efecto de inmovilización del carbono, con EG a ambas dosis, mientras que en las aplicaciones restantes la liberación de C-CO₂ fue baja. Para los dos estratos estudiados, al final del experimento el total de C-CO₂ fue de 283 y 200 mg C-CO₂ kg⁻¹, existiendo diferencias con la mayor dosis del abono cuyas tasas de liberación de C-CO₂ fueron mayores con 9.0 kg m⁻² y EB seguido de EG y EC (Figura 3 y 4).

Tabla 3. Modelos de regresión para la acumulación de C-CO₂ en función de los factores en estudio.

Modelo de regresión	R ²
P₁₅	
AC _{EC} = 58.07 + 3.70 d - 0.010 d ² - 5.07 D	0.925
AC _{EB} = 28.77 + 14.78 d - 0.063 d ² + 6.46 D	0.986
AC _{EG} = -118.56 + 6.71 d - 0.030 d ² + 28.15 D	0.922
AC _S = 5.58 + 4.15 d - 0.013 d ²	0.921
P₃₀	
AC _{EC} = 24.60 + 4.57 d - 0.017 d ² - 0.55 D	0.963
AC _{EB} = 65.92 + 4.82 d - 0.010 d ² - 6.68 D	0.952
AC _{EG} = -35.03 + 3.88 d - 0.011 d ² + 10.73 D	0.888
AC _S = 26.07 + 1.85 d - 0.00015 d ²	0.921

ACEC: acumulación de C-CO₂ por estiércol caprino (mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo), ACEB: acumulación de C-CO₂ por estiércol bovino (mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo), ACEG: acumulación de C-CO₂ por gallinaza (mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo), ACS: acumulación de C-CO₂ por el suelo (mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo), d: tiempo de incubación (1 a 95 días), D: dosis de abono (4.5 y 9 kg m⁻²), P15: Profundidad de 0 a 15 cm, P30: Profundidad de 15 a 30 cm.

DISCUSIÓN

Las incorporaciones de abonos orgánicos propiciaron un incremento significativo del pH del suelo, con mayores efectos en el primer estrato (Tabla 2). Con la incorporación 5.0 kg m⁻² de estiércol vacuno. Al respecto Heinze *et al.* (2010) y Liu *et al.* (2010) reportan un incremento del pH en suelo de 5.5 a 6.4, atribuyéndose al enriquecimiento de cationes en los abonos orgánicos, mientras que los fertilizantes químicos propiciaron un decremento del pH. Lo que se le puede atribuir al hecho que los fertilizantes nitrogenados suministran N en forma de NH₄⁺, que libera iones H⁺ luego de la oxidación (Havlin *et al.* 2005).

La CE incrementó en mayor proporción en el primer estrato del suelo por acción de las aplicaciones de abonos orgánicos, principalmente EB y EC (Tabla 2). Al respecto Lee (2010) observaron incrementos en la CE en suelo por la adición de abonos orgánicos, lo que se puede atribuir al contenido de Na principalmente. La CE como medida del contenido total de cationes y aniones en la solución del suelo, está relacionada con las concentraciones de NO₃⁻ en el suelo (Havlin *et al.* 2005), por lo que, respecto a cationes solubles, al igual que el pH, los niveles de CE dependen de la práctica de fertilización orgánica.

En cuanto a la reducción en la densidad aparente los resultados reflejan que con la incorpo-

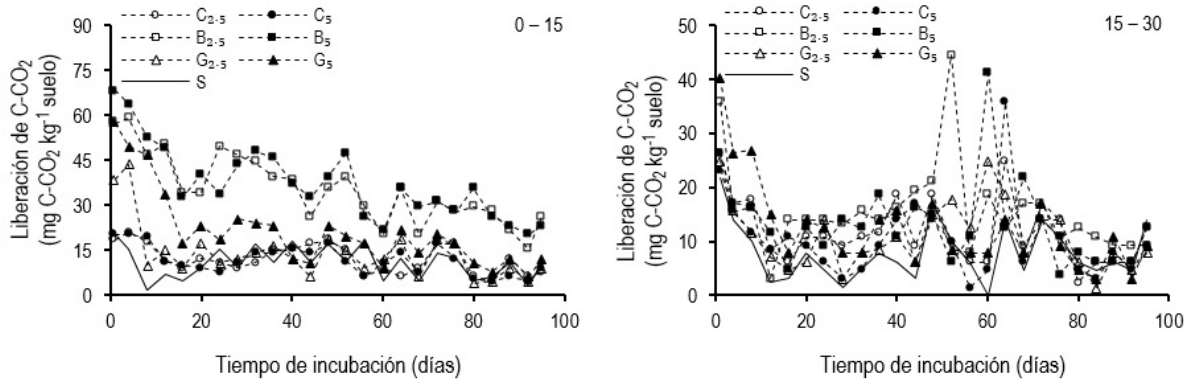


Figura 3. Liberación de C-CO₂ en función de los abonos orgánicos aplicados (C2.5 = caprino 2.5%; C5 = caprino 5%; B2.5 = bovino 2.5%; B5 = bovino 5%; G2.5 = gallinaza 2.5%; G5 = gallinaza 5%; S = suelo), a dos profundidades.

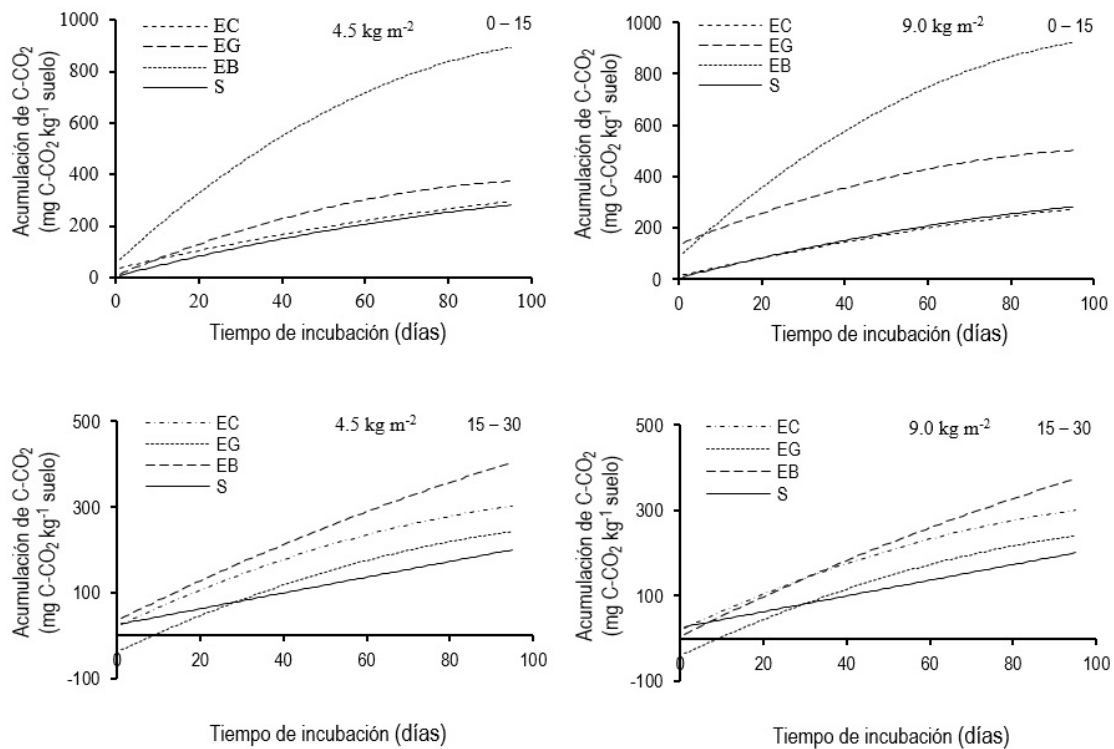


Figura 4. Acumulación de C-CO₂ en función de los abonos orgánicos, EC: estiércol caprino, Eb: estiércol bovino, EG: gallinaza, S = suelo, a dos profundidades.

ración de abonos, al incrementar el espacio poroso total, incrementó la capacidad de almacenamiento de agua (Cook y Orchard 2008, Liu *et al.* 2009) y como resultado podrían existir condiciones propicias para la mineralización de la fracción orgánica edá-

fica. Con una mayor presencia de fracción lábil, de fácil descomposición observable con la alta tasa de mineralización del estiércol bovino EB en el primer estrato, al mejorar la condición física del suelo, favoreció una retención de humedad adecuada para la

descomposición por microorganismos (Murillo *et al.* 2005). Los contenidos de MO, C-O y N_{total} pudieron contribuir al mejoramiento de la fertilidad del suelo, atribuible a la composición de los abonos orgánicos. Generalmente el incremento del pH del suelo tiene una relación con el aumento de la mineralización de C orgánico del suelo (Chan y Heenan 1999), con lo que al incrementar el contenido de materia orgánica y pH del suelo existieron condiciones que favorecieron la actividad metabólica microbiana reflejado en la liberación de C-CO₂ durante el proceso de incubación. Estos resultados coinciden con estudios sobre incrementos en la concentración de C orgánico, con aplicaciones de abonos orgánicos en 13, 26 y 21 años (Meng *et al.* 2005, Yan *et al.* 2007). Al respecto, Hao *et al.* (2008), Banger *et al.* (2009) y Liu *et al.* (2010) reportan que la combinación de fertilización orgánica e inorgánica contribuyó a la acumulación de C orgánico.

La incorporación de los abonos sobre la mineralización de C del suelo, estuvo relacionado con la disponibilidad de C lábil o fácilmente degradable (Nyamangara y Gotosa 2001). Al inicio de la incubación se observó un incremento de la liberación de CO₂, lo cual se podría atribuir al proceso de hidrólisis de los materiales nitrogenados lábiles (García y Rivero 2008). Pero después del proceso de amonificación se reduce la cantidad de N inorgánico (Havlin *et al.* 2005), lo que conlleva a un desbalance en la mineralización (Figura 1 y 2).

La elevada velocidad de mineralización del C durante los primeros 13 días de la incubación en el primer estrato se podría atribuir a que los compuestos poco recalcitrantes son descompuestos en mayor proporción (Liu *et al.* 2009), en tanto que los com-

puestos más resistentes donde predomina la lignina (Cook y Orchard 2008), fueron degradados por organismos específicos (Pera *et al.* 1983) en los días subsiguientes. La alta liberación de C-CO₂ corresponde al mayor contenido de carbono cuya disponibilidad resulta inmediata en los sustratos orgánicos provenientes de compuestos fácilmente degradables (Santibáñez *et al.* 2006). Con la incorporación de cualquiera de los abonos empleados, incrementó la estabilidad estructural por la reducción en la densidad aparente y mejoró la retención de humedad bajo estas condiciones (Nyamangara y Gotosa 2001).

CONCLUSIONES

La incorporación de los estiércoles EC, EB y EG incrementaron de forma favorable las propiedades físicas y químicas para el adecuado desarrollo de cultivos. Estas dosis incrementan el contenido de materia orgánica del suelo y por ende el contenido de carbono orgánico, que propicia una mejora de la densidad aparente y con ello la porosidad total. Esto sugiere un potencial de los abonos orgánicos para suministrar nutrientes necesarios para los cultivos por efecto de la mineralización. La liberación y la acumulación de mineralización del C-CO₂ por la aplicación de los abonos orgánicos fueron acordes con el proceso de descomposición de los diversos materiales previo a la incubación, siendo mayor en EB con la dosis de 4.5 kg m⁻² en el primer estrato del suelo. La adición de EB al suelo es una opción para incrementar la mineralización del carbono y mantener la productividad de los cultivos de manera sustentable.

LITERATURA CITADA

- Anderson JPE (1982) Soil respiration. In: Page AL, Miller RH, Keeney DR (eds). Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties. 2nd edition. American Society of Agronomy and Soil Science of America. Madison, Wisconsin, USA. pp: 831-871.
- Anderson JPE (1984) Herbicide degradation in soil: influence of microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 16: 483-489.
- Ansorena MJ (1994) Sustratos: Propiedades y caracterización. Mundi-Prensa. Madrid, España. 172p.

- Banger K, Kukal SS, Toor G, Sudhir K, Hanumanthraju TH (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 Soil* 318: 27-35.
- Bobul'ská L, Fazekaová D, Angelovicová L, Kotorová D (2015) Impact of ecological and conventional farming systems on chemical and biological soil quality indices in a cold mountain climate in Slovakia. *Biological Agriculture and Horticulture* 31: 205-218.
- Chan KY, Heenan DP (1999) Lime-induced loss of soil organic carbon and effect on aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal* 63: 1841-1844.
- Cook FJ, Orchard VA (2008) Relationships between soil respiration and soil moisture. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 1013-1018.
- Davidson EA, Janssens IA (2006) Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440: 165-173.
- FAO (2017) Soil organic carbon: the hidden potential. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy. 77p.
- Figueroa VU, Cueto WJA (2003) Uso sustentable del suelo y abonos orgánicos. En: Salazar SE, Fortis HM, Vázquez AA, Vázquez VC (eds.) *Abonos orgánicos y plasticultura*. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, Facultad de Agricultura y Zootecnia de la UJED. Gómez Palacio, Durango, México. pp: 1-20.
- García A, Rivero C (2008) Evaluación del carbono microbiano y la respiración basal en respuesta a la aplicación de lodo papelerero en dos suelos de la Cuenca del Lago de Valencia, Venezuela. *Revista de la Facultad de Agronomía* 34: 119-133.
- Gutser R, Ebertseder Th, Weber A, Schram M, Schmidhalter U. (2005) Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168: 439-446
- Havlin JL, Beaton JD, Tisdale SL, Nelson WL (2005) *Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management*. Pearson Prentice Hall. Upper Saddle River. New Jersey, USA. 515p.
- Heinze S, Raupp J, Joergensen RG (2010) Effects of fertilizer and spatial heterogeneity in soil pH on microbial biomass indices in a long-term field trial of organic agriculture. *Plant and Soil* 328: 203-215.
- Hao XH, Liu SL, Wu JS, Hu RG, Tong CL, Su YY (2008) Effect of long-term application of inorganic fertilizer and organic amendments on soil organic matter and microbial biomass in three subtropical paddy soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 81: 17-24.
- Jassal RS, Black TA, Novak MD, Gaumont GD, Nestic Z (2008) Effect of soil water stress on soil respiration and its temperature sensitivity in an 18-year-old temperate Douglas-fir stand. *Global Change Biology* 14: 1305-1318.
- Lee J (2010) Effect of application methods of organic fertilizer on growth, soil chemical properties and microbial densities in organic bulb onion production. *Scientia Horticulturae* 124: 299-305.
- Liu E, Yan C, Mei X, He W, Bing SH, Ding L, et al. (2010) Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on soil chemical and biological properties in northwest China. *Geoderma* 158: 173-180.
- Liu W, Zhang Z, Wan S (2009) Predominant role of water in regulating soil and microbial respiration and their responses to climate change in a semiarid grassland. *Global Change Biology* 15: 184-195.

- Masunga RH, Uzokwe VN, Mlay PD, Odeh I, Singh A, Buchan D, *et al.* (2016) Nitrogen mineralization dynamics of different valuable organic amendments commonly used in agriculture. *Applied Soil Ecology* 101: 185-193.
- Matocha CJ, Grove JH, Karathanasis TD, Vandiviere M (2016) Changes in soil mineralogy due to nitrogen fertilization in an agroecosystem. *Geoderma* 263: 176-184.
- Meng L, Ding WX, Cai ZC (2005) Long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer on N₂O emissions, soil quality and crop production in a sandy loam soil. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 2037-2045.
- Mohanty M, Reddy SK, Probert ME, Dalal RC, Rao SA, Menzies NW (2011) Modelling N mineralization from green manure and farmyard manure from a laboratory incubation study. *Ecological Modelling* 222: 719-726.
- Mohanty S, Nayak AK, Kumar A, Tripathi R, Shahid M, Bhattacharyya P, *et al.* (2013) Carbon and nitrogen mineralization kinetics in soil of rice-rice system under long term application of chemical fertilizers and farmyard manure. *European Journal of Soil Biology* 58: 113-121.
- Murillo A, Flores HBA, García HJL, Valdez CRD, Avila SNY, Troyo DE, *et al.* (2005) Soil amendment with organic products increases the production of prickly pear cactus as a green vegetable (nopalitos). *Journal of the Professional Association for Cactus Development* 7: 97-109.
- Nyamangara J, Gotosa S (2001) Cattle manure effects on structural stability and water retention capacity of a Granitic soil in Zimbabwe. *Soil and Tillage Research* 62: 157-162.
- Pera A, Vallini G, Sireno I, Bianchin ML, Bertoldi M (1983) Effects of organic matter on rhizosphere organisms and root development of sorghum plants in two different soils. *Plant and Soil* 74: 3-18.
- Pérez BP, Ouro G, Merino A, Macías F (1998) Descomposición de materia orgánica, biomasa microbiana y emisión de CO₂ en un suelo forestal bajo diferentes manejos selvícolas. *Edafología* 5: 83-93.
- Sánchez S, Crespo G, Hernández M, García Y (2008) Factores bióticos y abióticos que influyen en la descomposición de la hojarasca en pastizales. *Pastos y Forrajes* 31: 99-118.
- Santibáñez C, Varnero MT, Ginocchio R (2006) Mineralización de carbono y nitrógeno en relaves mineros acondicionados con biosólidos. En: Gallardo LJF (ed). *Medio ambiente en Iberoamerica. Visión desde la física y la química en los albores del siglo XXI. Tomo III. Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental. Badajoz, España. pp: 337-343.*
- Sarma B, Borkotoki B, Narzari R, Kataki R, Gogoi N (2017) Organic amendments: effect on carbon mineralization and crop productivity in acidic soil. *Journal of Cleaner Production* 152: 157-166.
- SEMARNAT (2002) Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. *Diario Oficial de la Federación*. 31 de diciembre de 2002. México. 63p.
- Soliva M, Felipó MT (2003) Organic wastes as a resource for Mediterranean soils. In: Langenkamp H, Marmo M (eds). *Workshop biological treatment of biodegradable waste. DG Environment and the JRC. Brussels, Belgium. pp: 249-272.*
- Soliva M, López M, Huerta O, Valero J, Felipó MT (2004) Waste organic matter quality versus soil amendment effects. In: Bernal MP, Moral R, Clemente R, Paredes C (eds). *Sustainable organic waste management for environmental protection and food safety. Vol. I. Ramiran. FAO and CSIC. Murcia, Spain. pp: 201-204.*
- Tejada M, Hernandez MT, Garcia C (2009) Soil restoration using composted plant residues: effects on soil properties. *Soil and Tillage Research* 102: 109-117.

- Thomsen IK, Schjøning P, Jensen B, Kristensen K, Christensen BT (1999) Turnover of organic matter in differently textured soils: II, Microbial activity as influenced by soil water regimes. *Geoderma* 89: 199-218.
- Vázquez VC, García-Hernández JL, Salazar-Sosa E, López-Martínez JD, Valdez-Cepeda RD, Orona-Castillo I, et al. (2011) Aplicación de estiércol solarizado al suelo y la producción de chile jalapeño (*Capsicum annuum* L.). *Revista Chapingo Serie Horticultura* 17: 69-74.
- Vincent G, Shahriari AR, Lucot E, Badot PM, Epron D (2006) Spatial and seasonal variations in soil respiration in a temperate deciduous forest with fluctuating water table. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 2527-2535.
- Volke HV (2008) Estimación de funciones de respuesta para información de tipo no experimental, mediante regresión. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México. 113p.
- Yan D, Wang D, Yang L (2007) Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on labile organic matter fractions in a paddy soil. *Biology and Fertility of Soils* 44: 93-101.