







Bagazo y composta de bagazo de agave tequilero en suelos contrastantes: 3. Respiración del suelo y emisiones de gases efecto invernadero

Bagasse and bagasse compost from agave tequilero in contrasting soils: 3. Soil respiration and greenhouse gas emissions

Laura Liliana Acosta Sotelo¹, Eduardo Salcedo Pérez^{1*}, Gerardo Sergio Benedicto Valdés², Juan Fernando Gallardo Lancho³, Juan Francisco Zamora Natera¹, Josefina Casas Solís¹

¹ Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias (CUCBA), Universidad de Guadalajara. Carretera a Nogales, km 15,5, Predio Las Agujas, Zapopan. Jalisco, México.

² Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. 56230 Montecillo, Estado de México.

³ C.S.I.C., IRNASa (jubilado). Salamanca 37008, España.

RESUMEN

El estudio de respiración del suelo (emisión microbiana de CO₂) por incorporación de residuos orgánicos (RO) provenientes de la agroindustria (bagazo y composta de bagazo), permite estimar el efecto ambiental en relación a la emisión de CO₂ por la mineralización del carbono durante su proceso de descomposición, lo cual debe ser considerado desde el punto de vista de cambio climático. Por lo anterior, el objetivo fue evaluar la dinámica de emisión de CO₂ por la mineralización de cuatro materiales lignocelulósicos, incorporados en suelos de diferente textura. Mediante la técnica de respiración alcalina se cuantificó la respiración de CO₂ en Regosol y Luvisol por incorporación de dos bagazos (TBD y TBA) y sus compostas (TCD y TCA) durante 30 d bajo condiciones controladas de humedad y temperatura. Los tratamientos TBD y TBA incrementaron la actividad microbiana con mayores emisiones; mientras que los tratamientos TCD y TCA incrementaron el contenido de C orgánico suelo (COS) con menores emisiones. La emisión de CO₂ se relacionó con la mineralización de los RO y ésta a su vez con su composición química y su resistencia a la descomposición, además la dinámica de las emisiones fue diferente por tipo de material y por tipo de suelo. La incorporación de RO de tipo bagazos es una opción para incrementar la actividad microbiana edáfica, pero con mayor emisiones de gases de efecto invernadero (GEI); mientras que los RO de compostas generan un incremento en la captura de COS y, por ende, mayor almacén de C y una menor emisión de CO₂.

Palabras claves: residuos orgánicos, tasa de mineralización, cinética del carbono

ABSTRACT

The study of soil respiration (microbial CO₂ emission) due to the incorporation of organic waste (RO) from agroindustry (bagasse and bagasse compost), allows estimating the environmental effect in relation to the CO₂ emission, due to carbon mineralization during its decomposition process, which must be considered from the climate change point of view. Therefore, the objective was to evaluate the CO₂ emission

dynamics due to the mineralization of four lignocellulosic materials, incorporated into soils of different textures. Using the alkaline respiration technique, CO₂ respiration was quantified in Regosol and Luvisol by incorporating two bagasse (TBD and TBA) and their composts (TCD and TCA) for 30 d under controlled humidity and temperature conditions. The TBD and TBA treatments increased microbiological activity with higher emissions, while the TCD and TCA treatments increased the soil organic C (COS) content with lower emissions. The CO₂ emission was related to the mineralization of the RO and this in turn to its chemical composition and resistance to decomposition; in addition, the dynamics of the emissions were different by type of material and of soil. The incorporation of bagasse type RO is an option to increase soil microbial activity, but with greater greenhouse gas (GHG) emissions; while composted RO generates an increase in the capture of COS and, therefore, a greater store of C and a lower emission of CO₂.

Keywords: organic waste, mineralization rate, carbon kinetics

INTRODUCCIÓN

Se considera que la respiración del suelo (emisión microbiana de CO₂) es uno de los componentes principales del ciclo del carbono y su evaluación permite conocer la dinámica del mismo dentro del contexto de generación de gases efecto invernadero (GEI), aumento de las reservas de carbono edáfico y su consecuente impacto al cambio climático (Srivastava *et al.*, 2012; Ryan *et al.*, 2018; Pörtner *et al.*, 2022). La emisión de CO₂ es el resultado de diversos procesos biológicos como la respiración de los macro y microorganismos edáficos, de las raíces vivas de la rizosfera, además de los residuos orgánicos en descomposición (López *et al.*, 2020). Se ha encontrado que, dentro de los principales factores que regulan los flujos de CO₂ se encuentran: a) la precipitación (Hussain *et al.*, 2011), b) la humedad edáfica, c) la temperatura ambiental (Davidson *et al.*, 2002), d) el tipo de vegetación (Scholze *et al.*, 2003) y e) el carbono orgánico del suelo (COS; Pardo *et al.*, 2019); por tanto, estos factores se consideran de gran interés, ya que regulan la variación e intensidad de la respiración

*Autor para correspondencia: Eduardo Salcedo Pérez
Correo-e: eduardo.salcedo@acedemicos.udg.mx

Recibido: 12 de octubre de 2023

Aceptado: 20 de febrero de 2024

Publicado: 8 de abril de 2024

del suelo (Yáñez *et al.*, 2017). En este contexto, se considera que la respiración edáfica es una de las mayores fuentes de emisiones de CO₂ hacia la atmósfera (Ru *et al.*, 2018), ya que, en un año, se emiten cerca de 220 Pg (10¹⁵ g) de CO₂ por los microorganismos edáficos (Mátyás *et al.*, 2020); parte de estas emisiones se generan por mal manejo agrícola, por desforestación, quema de biomasa o de residuos de cultivo, entre otras acciones antropogénicas (Chi *et al.*, 2020). Por ello, los microorganismos desempeñan un papel vital como indicadores biológicos, los cuales pueden ser evaluados mediante diferentes técnicas: a) midiendo respiración de CO₂; b) cuantificando la mineralización del nitrógeno; y c) determinando la biomasa microbiana (tanto su contenido en C, como de N; Bünemann *et al.*, 2018). Estos indicadores microbiológicos se consideran muy sensibles, ya que proveen información de los cambios generados del estrés ambiental y actividades antrópicas (Pardo *et al.*, 2019). Además, se considera que la actividad microbiológica es fundamental para mantener la calidad de los suelos y aspectos primordiales en la determinación del estado de un sistema o comprender cómo la actividad humana modifica los sistemas y con ello, los ciclos biogeoquímicos (Bastida *et al.*, 2008). Conocer el ciclo del C es necesario para entender el porqué del incremento acelerado de la concentración de CO₂ en la atmósfera, así como definir las estrategias de mitigación basadas en el suelo y la vegetación (Sanz-Cobena *et al.*, 2017). Por lo tanto, la determinación cuantitativa de las emisiones edáficas de CO₂ contribuye a valorar las estrategias que minimicen estos flujos (López *et al.*, 2020) dado que pequeños cambios en la respiración del suelo (y el consiguiente retorno del CO₂ a la atmósfera) pueden afectar la dinámica global del ciclo del C (Wei *et al.*, 2014). En este sentido la respiración basal, la biomasa microbiana (C_{min} que cuantifica la cantidad global de microorganismos existentes en el suelo en promedio oscila entre el 1 y el 4 % del C orgánico edáfico Paolini, 2018), la cuantificación de grupos funcionales (Sánchez *et al.*, 2005), o el ritmo de mineralización del C (que denota la intensidad de la actividad microbiana; Guerrero *et al.*, 2012), permiten conocer cómo el crecimiento de la microbiología edáfica influye en la respiración, la cual es sensible a los cambios generados en periodos cortos de tiempo (Zhang *et al.*, 2013); sin embargo, estas variables están generalmente determinadas por la calidad y cantidad de la materia orgánica del suelo (MOS, Gallardo, 2017).

En los principales sistemas de producción agrícola del occidente de México (maíz y agave tequilero) es habitual el uso continuo de agroquímicos y la escasa adición de abonos orgánicos, lo cual afecta negativamente la composición y abundancia de microorganismos edáficos (Zeng *et al.*, 2016), modifica el ciclo de la MOS y el contenido de las poblaciones microbianas (Bünemann *et al.*, 2018). Por lo tanto, la incorporación de residuos orgánicos (RO) crudos o compostados son una alternativa para incrementar la fertilidad de los suelos, el contenido de MOS y nutrientes, así como mejorar la agregación y estabilidad estructural edáfica (Gallardo, 2017). El bagazo se genera durante el proceso de producción del

tequila, tras someter la piña o tallo del agave (*Agave tequilana* Weber var. *Azul*) a diferentes procesos de extracción de azúcares; se considera un material combustible de segunda generación y lenta mineralización, al estar constituido por biomasa lignocelulósica (43 % celulosa, 19 % hemicelulosa y 15 % lignina; Li *et al.* 2012) lo cual puede reducir parcialmente las emisiones de CO₂ (Chávez, 2010). Por otro lado, el compostaje biooxidativo del bagazo de agave, bajo condiciones controladas de temperatura, humedad y aireación, con la participación de grupos microbianos en las distintas etapas del proceso (Abad *et al.*, 2004), origina un material orgánico estabilizado (composta de bagazo de agave) que al incorporarse a suelos con bajos contenidos de MO, puede generar efectos positivos sobre la fertilidad edáfica integral y por lo tanto, beneficios en el crecimiento de cultivos (Zucconi *et al.*, 1987b). Por lo anterior, los bagazos tequileros y sus derivados compostados pueden utilizarse como insumos orgánicos para mejorar el suelo, ya que su incorporación puede constituir una excelente alternativa de uso con efectos benéficos en sus propiedades físicas, químicas y biológicas; pero por otro lado, las emisiones de CO₂ por la descomposición de éstos materiales en el suelo, también generan un efecto negativo en la generación de GEI y el cambio climático, hasta ahora no considerado en las evaluaciones de dichas prácticas agrícolas por la incorporación de insumos orgánicos y de materiales lignocelulósicos al suelo. Conocer el ciclo del C es necesario para entender el porqué del incremento acelerado de la concentración de CO₂ en la atmósfera, así como las estrategias de mitigación basadas en el suelo y la vegetación, ya que el C es el elemento fundamental en los componentes de la naturaleza orgánica, el cual se encuentra en los océanos, la atmósfera y el suelo.

Dado que en trabajos anteriores (Acosta *et al.*, 2023a,b) se evaluó el comportamiento de la descomposición y dinámica mineralización del C y N de estos RO, se conoce la repercusión de los bagazos de agave sobre la fertilidad edáfica al ser incorporados al suelo; sin embargo, no ha sido reportada hasta el momento la liberación de CO₂ que se emiten a la atmósfera; por lo tanto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la dinámica de emisión del CO₂ y la intensidad de mineralización de dos tipos de bagazo de agave versus sus compostas, en Regosol y Luvisol. En este contexto, la presente investigación pretende dar respuesta en la toma de decisiones respecto a la incorporar de bagazo de agave sin transformar o ya compostado al suelo; no solo considerando los efectos positivos en los parámetros de fertilidad edáfica; sino que a la vez, se pueda valorar el efecto negativo ambiental que ocasionan las emisiones de CO₂ como GEI derivado de la descomposición de este tipo de materiales lignocelulósicos cuando se incorporan a suelos con diferente contenido de arcilla.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se realizó en dos etapas, fase de campo y fase de laboratorio.

Fase de campo: En el 2019 se estableció un experimento

en macetas con capacidad de 19 L con suelos de diferente textura y de acuerdo a la clasificación FAO (WRB, 2015) corresponden a Regosol (Rg) y Luvisol (Lv).

Las macetas de ambos suelos fueron distribuidas bajo un diseño experimental de bloques al azar con cinco tratamientos, dos tipos de bagazo (TBD, bagazo de difusor y TBA, bagazo de autoclave), dos compostas una por cada tipo de bagazo (TCD y TCA) y un control (T0) sin aplicación de RO; tres repeticiones para cada tratamiento, las cuales se mantuvieron bajo condiciones naturales, hasta el momento de la evaluación en la fase de laboratorio.

Se realizaron tres aplicaciones de los cuatro RO (2019, 2020 y 2021); la dosis anual aplicada fue de 92 g base seca por maceta para el suelo Regosol (Rg) y 103 g para el Luvisol (Lv), lo cual equivale a 20 ton ha⁻¹ año⁻¹ en función a la densidad aparente de cada suelo. Las propiedades de los suelos se muestran en la Tabla 1, mientras que las características químicas de los residuos orgánicos (RO: TBD, TBA, TCD y TCA) se presentan en la Tabla 2.

Fase de laboratorio: Después de 30 meses se realizó la experimentación de respirometría en el laboratorio de Física y Química de Suelos del Colegio de Posgraduados (Campus Montecillos, Texcoco, Estado de México), donde se cuantificó la respirometría de los dos suelos tras adiciones periódicas de RO de agave a los suelos. Se colectó una muestra compuesta por tratamiento (1 kg de suelo), la cual fué secada durante 5 d a temperatura ambiente; posteriormente el suelo se tamizó a un tamaño de partícula de 0.53. De cada muestra se tomaron tres porciones de 100 g para el ensayo de respirometría. Las muestras se llevaron a capacidad de campo por tipo de trata-

Tabla 1. Propiedades físicas de los suelos empleados en este estudio.

Table 1. Physical properties of the soils used in this study.

Suelo	Partículas minerales %			Textura	D _{ap} (Mg m ⁻³)
	Arena	Limo	Arcilla		
Regosol	59.8	26.0	14.2	Franco arenosa	1.09
Luvisol	33.8	36.0	30.2	Franco limosa	0.97

Tabla 2. Características de los residuos orgánicos empleados en el experimento.

Table 2. Characteristics of the organic waste used in the experiment.

Tratamiento	COS	NTS	R: C/N
TBD	40.9	0.56	74.0
TBA	41.2	0.52	79.0
TCD	23.7	1.85	12.8
TCA	23.3	1.28	18.3

Tratamientos: TBD, Tratamiento con bagazo difusor; TBA, Tratamiento con bagazo autoclave; TCD: Tratamiento con composta de bagazo difusor; y TCA, Tratamiento con composta bagazo autoclave. COS: Carbono orgánico del suelo y NTS: Nitrógeno total del suelo.

Treatments: TBD, Treatment with diffuser bagasse; TBA, Treatment with autoclave bagasse; TCD: Treatment with diffuser bagasse compost; and TCA, Treatment with autoclave bagasse compost. COS: Soil organic carbon and NTS: Total soil nitrogen.

miento y suelo, para el Rg los tratamientos T0, TBD, TBA, TCD y TCA con (19, 15, 16, 15 y 15 mL agua kg⁻¹, respectivamente) en Lv T0, TBD, TBA, TCD y TCA con (18, 18, 18, 19 y 20 mL agua kg⁻¹, respectivamente), manteniéndose así durante los 30 d del ensayo.

Evaluación de respirometría

La evaluación de la respiración aerobia se llevó a cabo durante 30 d en laboratorio (Moyano *et al.*, 1987; Gallardo, 2017). Los 100 g de suelo de cada unidad experimental se colocaron en recipientes de plástico de 500 mL. Todos los tratamientos fueron humedecidos a su capacidad de campo en el momento de los ensayos (Tabla 3). Se utilizó el método de incubación en medio cerrado con 5 mL de NaOH 1 N (Anderson, 1984). La cuantificación de la liberación de C-CO₂ se determinó a temperatura ambiente a lo largo de 30 d de incubación. El desprendimiento de CO₂ se midió cada 48 horas, estimándose mediante titulación con HCL al 0.1 N en presencia de tres gotas de fenoltaleína al 1 %, se adicionaron 3.0 mL de BaCl₂ al 2 %, para precipitación de los carbonatos. Se utilizaron tres blancos, para controlar la presencia de CO₂ en los frascos (Anderson, 1982), con los resultados obtenidos en la evaluación de respirometría se determinaron las siguientes variables.

La primera variable, emisión de C-CO₂, se evaluó midiendo el CO₂ liberado (absorbido en la solución alcalina) durante

Tabla 3. Emisiones de CO₂ por hectárea estimadas a partir de los valores acumulados registrados durante los 30 días.

Table 3. CO₂ emissions per hectare estimated from the accumulated values recorded during the 30 days.

Tratamientos	Valores acumulados	Mg ha ⁻¹ año ⁻¹ de CO ₂ *
Regosol (Rg)		
T0	548	12.0
TBD	1547	33.7
TBA	1682	36.6
TCD	1131	24.6
TCA	985	21.5
Luvisol (Lv)		
T0	784	15.2
TBD	1883	36.5
TBA	1480	28.7
TCD	898	17.4
TCA	970	18.8

Tratamientos: TBD, Tratamiento con bagazo difusor; TBA, Tratamiento con bagazo autoclave; TCD: Tratamiento con composta de bagazo difusor; y TCA, Tratamiento con composta bagazo autoclave. *La estimación de las emisiones de CO₂ en campo se calculó a partir del peso de una hectárea considerando 20 cm de profundidad y la densidad para Rg y Lv (D_{ap} 1.09 y 0.97 Mg m⁻³), multiplicada por el valor acumulado de las determinaciones de respiración en laboratorio.

Treatments: TBD, Treatment with diffuser bagasse; TBA, Treatment with autoclave bagasse; TCD: Treatment with diffuser bagasse compost; and TCA, Treatment with autoclave bagasse compost.

*The estimate of CO₂ emissions in the field was calculated from the weight of one hectare considering 20 cm depth and the density for Rg and Lv (D_{ap} 1.09 and 0.97 Mg m⁻³), multiplied by the value accumulated from laboratory respiration determinations.

la respiración aeróbica en suelos y puede utilizarse como un índice de la intensidad de respiración (Guerrero *et al.*, 2012; Monsalve *et al.*, 2017) mediante la siguiente fórmula:

$$R = (B - M) * N * E$$

Dónde: R = Respiración microbiana en mg CO₂; B = Volumen de ácido gastado para titular el NaOH de los blancos (mL); M = Volumen de ácido necesaria para titular el NaOH de las muestras (mL); N = Normalidad del HCl; E = Peso equivalente del CO₂.

La curva acumulativa se determinó sumando todos los mg de CO₂ que se produjeron cada 48 horas para cada tipo de suelo.

La segunda variable respirometría, se cuantificó considerando la evolución de la emisión del CO₂ desprendido en función del tiempo, para lo cual se ajustó a un modelo potencial (Dommergues, 1968):

$$C_o = k * t^m$$

Dónde: C_o = pérdidas acumuladas de C orgánico como CO₂ en función del tiempo (expresada en mg C-CO₂ g⁻¹ de material orgánico seco a 65 °C); k = constante que corresponde a la emisión del primer día (expresada en mg C-CO₂ g⁻¹ de material orgánico seco a 65 °C); t = tiempo (d); m = constante que determina la forma de curva.

Esta evolución del C_o desprendido como CO₂ en función del tiempo se ajustó al modelo potencial propuesto por Dommergues (1968). Al derivar el modelo $C = k * t^m$ se obtiene la expresión:

$$dC/dt = k * m * t^{(m-1)}$$

Que corresponde a la intensidad respiratoria (Chase y Gray, 1957; Dommergues, 1968), dónde los valores de los coeficientes k*m y (m⁻¹) representan la actividad biológica y la magnitud de la pérdida de C_o en función del tiempo, respectivamente (Levi *et al.*, 1990).

La tercera variable, tasa de mineralización del C orgánico, se calculó con base al porcentaje, considerando las cantidades acumuladas de C orgánico (desprendidas como CO₂) respecto al contenido inicial de COS de las muestras edáficas (Dommergues, 1968):

$$T_m = \left(\frac{\sum_{i=0}^{30 \text{ día}} C - CO_2 / COS}{COS} \right) * 100$$

Dónde: T_m = tasa de mineralización, expresada en porcentaje; C-CO₂ = carbono desprendido como CO₂ expresado en mg C-g⁻¹ de material orgánico seco a 65 °C. (30 d); COS = carbono orgánico del suelo presente al inicio del experimento, expresado en mg C g⁻¹ de material orgánico seco a 65 °C.

Análisis estadístico

Los resultados se sometieron a un análisis de varianza (AN-DEVA) para determinar diferencias significativas entre los

valores medios de cada tratamiento, también se realizó el test de Sahpiro-Wilks para evaluar la normalidad de los datos utilizados para saber entre que tratamientos existen diferencias significativas se aplicó la prueba de Tukey ($P > 0.05$) empleando el paquete estadístico *Statgraphics Centurión XVII* (Statgraphics, 2014). En la evaluación de la evolución del C_o desprendido como CO₂ en función del tiempo se ajustó al modelo potencial propuesto por Dommergues (1968) donde se generó una ecuación lineal para las curvas acumuladas del CO₂ desprendido de los tratamientos; una vez obtenida la ecuación lineal se realizó una regresión lineal simple y se obtuvieron los valores de la pendiente (m) los cuales fueron positivos para todos los tratamientos, lo cual refleja el aumento en la tasa de pérdida del carbono orgánico en el transcurso de las incubaciones.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Emisión de C-CO₂ mediante incubación aerobia

Los resultados encontrados en el presente trabajo muestran que la dinámica de emisiones de CO₂ es diferente, debido a la composición química de cada RO y su nivel de estabilidad ante la descomposición microbiana, independientemente de la relación C/N (TBA y TBD versus TCA y TCD); así como el tipo de suelo al que es incorporado (Regosol, Rg versus Luvisol, Lv); además dicho parámetro resultó útil para estimar si las emisiones resultan significativas respecto a los valores reportados de GEI y su impacto al cambio climático (Figura 1 a y b). En este sentido, la respiración microbiana del suelo muestra el desprendimiento de CO₂ generado como resultado de la actividad de los microorganismos (García y Rivero, 2008), los cuales responden rápidamente a la incorporación de abonos orgánicos y la adición de agua durante los primeros días de las incubaciones (Blagodatskaya y Kuzyakov, 2013); por lo tanto, el aumento de las poblaciones microbianas genera un incremento en la emisión de CO₂ el cual puede ser implementado como indicador de la actividad biológica del suelo (Albíter *et al.*, 2020).

Las emisiones de CO₂ presentaron diferencias estadísticas significativas ($P < 0.05$) entre suelos y entre tratamientos (Figura 1 a y b); además, la dinámica de las emisiones fue diferente entre suelos, con mayores diferencias en el Rg; mientras que en Lv, fue prácticamente igual el comportamiento entre tratamientos, lo que indica que suelos con mayor contenido de arcillas generan emisiones similares entre materiales; sin embargo entre tratamientos el comportamiento fue similar entre RO, excepto para el tratamiento TBD, el cual mostró picos diferentes de emisión respecto a los otros tratamientos (Figura 1 a y b). En Rg fue diferenciado entre tratamientos, siendo el TBD el que presentó a los 5 d la mayor emisión (38.4 mg C-CO₂ g⁻¹ d⁻¹) con un segundo pico a los 11 d (21.1 mg C-CO₂ g⁻¹ d⁻¹); por otro lado, los tratamientos TBA, TCD y TCA presentaron un comportamiento similar después de los 11 d; sin embargo la mayor emisión fue a los 9 d (30.1, 37.3 y 34.9 mg C-CO₂ g⁻¹ d⁻¹, respectivamente), con un segundo pico de emisión menor a los 11 d (6.0, 10.8 y 6.9 mg C-CO₂ g⁻¹ d⁻¹, respectivamente); finalmente el T0 presentó los menores

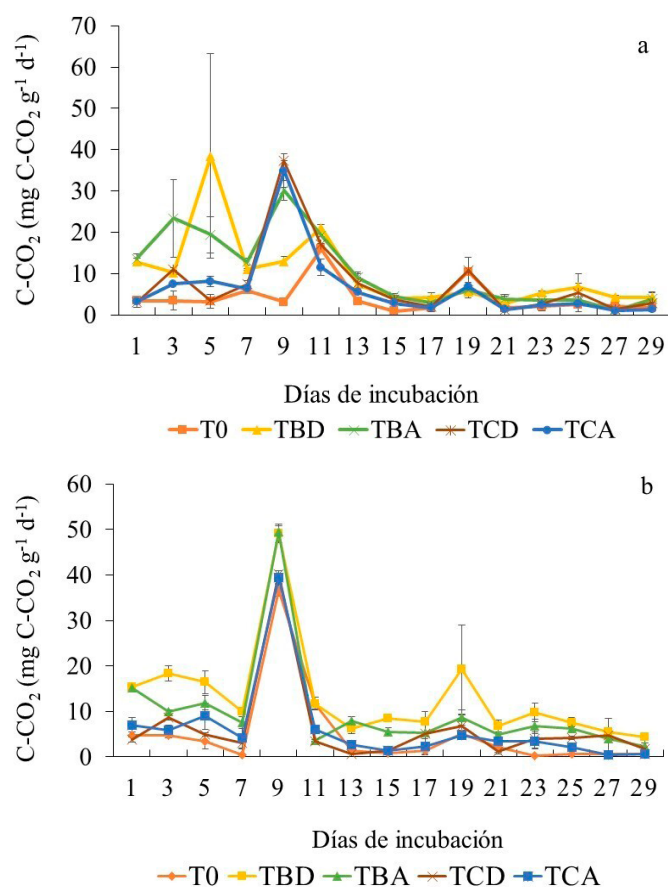


Figura 1. Desprendimiento de CO_2 en suelo Regosol (a) y Luvisol (b) en 30 días de incubación. Tratamientos: T0, Control; TBD, Tratamiento con bagazo difusor; TBA, Tratamiento con bagazo autoclave; TCD: Tratamiento con composta de bagazo difusor; y TCA, Tratamiento con composta bagazo autoclave. Barras verticales: Error estándar de las medias. Tukey ($P < 0.05$).

Figure 1. Release of CO_2 in Regosol (a) and Luvisol (b) soil in 30 days of incubation. Treatments: T0, Control; TBD, Treatment with diffuser bagasse; TBA, Treatment with autoclave bagasse; TCD: Treatment with diffuser bagasse compost; and TCA, Treatment with autoclave bagasse compost. Vertical bars: Standard error of the means. Tukey ($P < 0.05$).

valores con un primer pico a los 11 d ($16 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, con un segundo pico de emisión menor a los 19 d ($10.4 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$). Respecto al Lv, todos los tratamientos (T0, TBD, TBA, TCD, TCA), presentaron un comportamiento similar, observándose un pico de emisión mayor en el d 9 ($36.7, 49.1, 49.6, 40.2$ y $39.4 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, respectivamente) y, al igual que en Rg, el tratamiento TBD fue el que presentó los menores picos de emisiones desde 3l d 3, el d 19 y el d 23 ($18.4, 19.2, 9.7 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$).

Considerando el valor promedio final de las 15 lecturas de los 30 d, las emisiones de CO_2 entre tratamientos presentaron diferencias significativas, siendo los tratamientos de bagazo (TBA y TBD) los que mostraron los mayores valores, seguido de los tratamientos con composta (TCA y TCD), finalmente el menor valor de emisión fue el control (T0) en ambos suelos (Rg y Lv). En el Rg para TBA, TBD, TCD y TCA fue de $10.4, 10.0, 7.8$ y $6.5 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, respectivamente, mientras que el valor obtenido en T0 fue de $4.1 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$; para el Lv TBD, TBA, TCD y TCA los valores promedio

de los tratamientos fueron $13.1, 10.1, 6.3$ y $6.2 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, respectivamente, mientras que el valor promedio del control T0 fue de sólo $5.0 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Por lo anterior, la incorporación de abonos orgánicos, residuos de cosecha o agroindustriales y compostas tiene un efecto positivo en el restablecimiento de las principales propiedades edáficas físicas, químicas y biológicas (Castelo-Gutiérrez *et al.*, 2016; Orozco *et al.*, 2016), principalmente en el contenido de humus y COS (Kwiatkowski *et al.*, 2020), los cuales suponen un aporte de energía y nutrientes para los microorganismos del suelo (Smith and Paul, 1990). Así, durante los primeros días de incubación se presentaron las mayores emisiones (entre los d 7 y 11), lo cual se debe a la manifestación inicial de la actividad microbiana por la incorporación de RO ricos en fracciones lábiles como por ejemplo proteínas y azúcares, disminuyendo según transcurre el tiempo de incubación hasta instaurarse de nuevo la respiración basal (Paolini, 2018). En este sentido la incorporación de RO genera una respuesta de los microorganismos telúricos, sirviendo de indicador la actividad respiratoria de las comunidades microbianas que implican cambios en el ritmo de descomposición de la MOS, ya sea reduciéndolo o activándolo (Zhu and Cheng, 2011; Cheng *et al.*, 2014).

Tras ese periodo, el desprendimiento de CO_2 en la incubación comienza a estabilizarse tras el día 13 según el tipo de RO añadido en el experimento, lo que significa que va disminuyendo la cantidad de microorganismos de acuerdo con la emisión de CO_2 , (Guerrero *et al.*, 2012). No obstante, es evidente un pequeño pico de actividad secundaria sobre el d 19, lo que significa que los microorganismos como los hongos, actinomicetos y bacterias cumplen diversas funciones, especialmente en la descomposición de los RO (Luna y Mesa *et al.*, 2016) ya que estos se alimentan de los restos y metabolitos de los microorganismos muertos y en etapa de latencia tras la anterior manifestación microbiana (Benedicto *et al.*, 2019), al final del mes se obtienen valores similares a los de la respiración basal.

Acumulación de las emisiones de CO_2 durante los 30 días de muestreo

Las curvas muestran el comportamiento de las emisiones de C-CO_2 acumuladas durante los treinta días (Figura 2 a y b), muestran una dinámica diferente entre tratamientos por tipo de RO incorporado; ya que los tratamientos con bagazo (TBD y TBA) presentaron las mayores emisiones acumuladas, seguidas por las compostas (TCD y TCA); los T0 como era de esperarse, presentaron los valores mas bajos. En Rg las diferencias entre tratamientos fueron mas evidentes, los tratamientos TBD y TBA fueron los que presentaron las mayores emisiones (103 y $112 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, respectivamente), pero con una dinámica similar, lo mismo se presentó para las compostas (TCD y TCA) con valores de 75 y $66 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1}$, respectivamente, menores al 60% , el T0 fue de $37 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$. En Lv se presenta un comportamiento similar entre todos los tratamientos, sin embargo a partir de los 9 d los valores de las emisiones de las curvas acumuladas entre

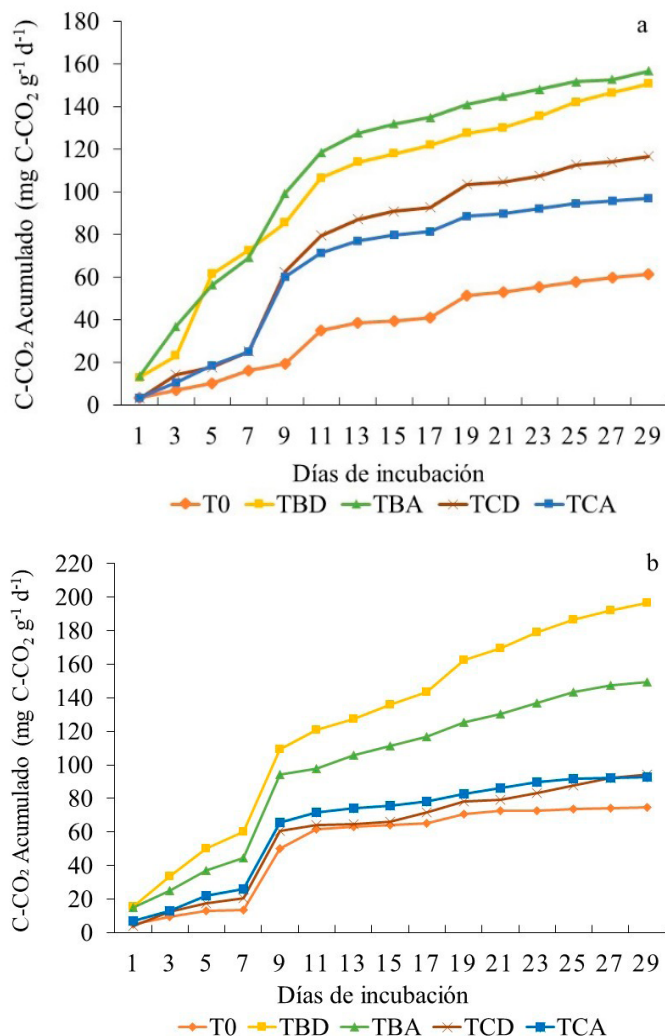


Figura 2. Respiración acumulada de las muestras seleccionadas a lo largo de un mes en suelos Regosol (a) y Luvisol (b). Tratamientos: T0; Control; BD; Tratamiento con bagazo difusor; BA; Tratamiento con bagazo autoclave; CD; Tratamiento con composta de bagazo difusor; y CA, Tratamiento con composta bagazo autoclave.

Figure 2. Accumulated respiration of the selected samples over a month in Regosol (a) and Luvisol (b) soils. Treatments: T0, Control; BD, Treatment with diffuser bagasse; BA, Treatment with autoclave bagasse; CD: Treatment with diffuser bagasse compost; and CA, Treatment with autoclave bagasse compost.

tratamientos cambia significativamente, siendo más evidente en los tratamientos con bagazo (TBD y TBA) presentando valores de emisión de 126 y 99 mg C-CO₂ g⁻¹ d⁻¹, respectivamente, mientras que las compostas y el control (TCD, TCA y T0) permanecen estables a partir del día 9 con valores de 60, 65 y 52 mg C-CO₂ g⁻¹ d⁻¹, respectivamente. Las diferencias anteriores se atribuyen al contenido de C presente en los diferentes RO empleados (Tabla 2), de forma particular en los tratamientos TBD y TBA, los cuales adicionan material orgánico fresco y biodisponible de rápida degradación por los microorganismos (Camacho *et al.*, 2014) y que participan en la mineralización de compuestos tales como azúcares, proteínas y degradación de aminoácidos a compuestos más sencillos (Oviedo *et al.*, 2017).

Los resultados encontrados de las emisiones acumuladas indican que durante los primeros siete días posteriores a la incorporación de RO, se presenta un periodo de estabilización y activación microbológica, el cual es de gran importancia para la descomposición de los mismos durante los siguientes días, lo cual dependerá de la composición química de los RO y de su nivel de estabilidad ante la descomposición microbiana, ya que como se pudo observar los bagazos (TBD y TBA) con valores mayores de relación C/N en comparación con las compostas (TCD y TCA); sin embargo, su descomposición fue acelerada los primeros días, lo cual se reflejó con los mayores valores de emisiones acumuladas, mientras que las compostas, al ya tener un proceso previo de descomposición y una mayor estabilidad ante los microorganismos, presentó menores valores de emisiones acumuladas, pero podrá presentar una mayor acumulación de la MOS, en este sentido Xu *et al.* (2019) establecen que cuanto más estable se encuentre la MOS, los flujos de CO₂ y actividad microbológica disminuirán, ya que se tendrá una menor cantidad de compuestos lábiles, lo que limita la actividad microbiana (Ayuso *et al.*, 1996; Guerrero *et al.*, 2012).

Los resultados encontrados son similares a los obtenidos por Barrales *et al.* (2015), quienes muestran que la mayor respiración de CO₂ se encontró en los rastrojos de maíz sin compostar (4.2 g CO₂) en comparación con la composta (1.2 g CO₂), al ser el último un material prácticamente estabilizado, así mismo la relación C/N influye de manera significativa sobre el proceso de la descomposición y las emisiones de CO₂, encontrando que el rastrojo de maíz presenta una relación C/N de 74.6 mientras que la composta de sólo 17.9. Lo anterior concuerda con los resultados obtenidos con los dos tratamientos TBA y TBD, que presentan relaciones C/N de 79.2 y 74.0, mientras que los dos tratamientos TCA y TCD tienen relaciones C/N de 18.2 y 12.8 (Tabla 2).

Considerando los resultados expuestos y a partir de los valores de emisiones acumuladas encontradas en el trabajo, se estimó los valores de emisiones generados por hectárea, considerando una profundidad de -20 cm y las densidades para cada suelo (Rg y Lv) resultando lo siguiente para cada tratamiento en cada suelo; en Rg los mayores valores de emisión fueron para el TBD y TBA (33.7 y 36.6 Mg ha⁻¹ año⁻¹ de CO₂); mientras que para las compostas (TCD y TCA) fue de 24.6 y 21.5 Mg ha⁻¹ año⁻¹ de CO₂, el T0 presentó una emisión de 12 Mg ha⁻¹ año⁻¹ de CO₂; por otro lado, en LV los valores mayores también fueron para los TBD y TBA (36.5 y 28.7 Mg ha⁻¹ año⁻¹ de CO₂; en las compostas (TCD y TCA) fueron de 17.4 y 18.8 Mg ha⁻¹ año⁻¹ de CO₂, en el T0 de 15.2 Mg ha⁻¹ año⁻¹ de CO₂ (Tabla 3). Lo anterior muestra que el impacto de las emisiones de GEL con incorporación de residuos agroindustriales a suelos con baja fertilidad, no representan un mayor impacto respecto al cambio climático por la aplicación de RO, ya que si restamos los valores de los tratamientos sin RO también emiten CO₂ a valores menores, pero si se presenta; además, si consideramos lo reportado por algunos autores de emisiones de CO₂ podemos comparar dichas emisiones con las estimadas en el presente trabajo; en este sentido

ArchMiller y Samuelson (2016), estimaron emisiones entre 12.0 Mg de C para un rodal de 5 años con plántulas en etapa de pasto y 13.9 Mg de C en el rodal denso de 21 años. Mientras que Cruz-Sánchez *et al.* (2021), en rodales de masas puras encontraron mayores cantidades de emisiones que fluctuaron entre 39.27 Mg ha⁻¹ año⁻¹ y 67.96 Mg ha⁻¹ año⁻¹, considerando lo anterior, podemos decir que nuestras estimaciones se encuentran dentro de lo reportado por ambos autores.

Las altas relaciones C/N en los tratamientos con bagazos ocasionan, efectos negativos fundamentalmente en las propiedades bioquímicas edáficas en comparación con los tratamientos con las compostas al presentar relaciones C/N más ajustadas (Collins *et al.*, 1990; Gallardo, 2017; Acosta-Sotelo *et al.*, 2023a).

Cinética de mineralización del C orgánico emitido como CO₂

Los valores de la evolución del C_o desprendido como CO₂ en los diferentes tratamientos en Rg y Lv mostraron variación de 13.5 a 3.1 mg C-CO₂-g⁻¹ y 15.4 a 3.8 mg C-CO₂-g⁻¹, respectivamente (Tabla 4), lo cual puso deberse al tipo de suelo, ya que, Luvisol tuvo el mayor desprendimiento de CO₂ en comparación con el Regosol, lo anterior se da por el efecto protector de las arcillas (Gili *et al.*, 2011).

En Rg los mayores valores se presentaron en TBA y TBD (13.5 y 12.8 mg C-CO₂-g⁻¹, respectivamente), mientras que los menores valores se presentaron en el T0 y en las dos compostas TCA y TCD (3.5, 3.2 y 3.1 mg C-CO₂-g⁻¹, respectivamente). En suelo Lv se presentó una dinámica similar, encontrando que los mayores valores se obtuvieron en TBD y TBA (con 15.4 mg C-CO₂-g⁻¹ para ambos), y los valores más bajos se encontraron en TCA, T0 y TCD (con 7.0, 4.8 y 3.8 mg C-CO₂-g⁻¹ respectivamente).

Tabla 4. Valores de C_o, constantes de mineralización (k) y su producto.
Table 4. C_o values, mineralization constants (k), and their product.

Tratamientos		C _o	k	C _o *k
		mg C-CO ₂ -g ⁻¹	día ⁻¹	mg C-CO ₂ -g ⁻¹ d ⁻¹
T0	Regosol	3.4	4.5	15.4
TBD		12.8	9.1	117
TBA		13.5	9.6	129
TCD		3.1	8.5	26.2
TCA		3.2	6.9	21.9
T0	Luvisol	4.8	5.4	25.6
TBD		15.4	13.1	201.2
TBA		15.4	9.8	149.6
TCD		3.8	6.4	24.5
TCA		7.0	6.3	44.6

Tratamientos: TBD, Tratamiento con bagazo difusor; TBA, Tratamiento con bagazo autoclave; TCD: Tratamiento con composta de bagazo difusor; y TCA, Tratamiento con composta bagazo autoclave.

Treatments: TBD, Treatment with diffuser bagasse; TBA, Treatment with autoclave bagasse; TCD: Treatment with diffuser bagasse compost; and TCA, Treatment with autoclave bagasse compost.

Con respecto a la constante de velocidad (k) para ambos suelos se presentó el mismo comportamiento, los tratamientos TBD (13.1 y 9.1 d⁻¹ en Rg y Lv respectivamente), y TBA (9.8 y 9.6 d⁻¹, respectivamente); así mismo, los tratamientos con las compostas TCD y TCA en ambos suelos presentaron los valores más bajos (con 8.5 y 6.9 d⁻¹ en Rg y 6.4 d⁻¹ en ambos tratamientos en Lv), al igual con que control T0 con (5.4 y 4.2 en Rg y Lv d⁻¹, respectivamente).

Respecto al producto C_o*k en el Rg el mayor incremento se observó en los tratamientos TBA y TBD (129 y 117 mg C-CO₂-g⁻¹ d⁻¹ respectivamente), seguido de los tratamientos con compostas (TCD y TCA con 26.2 y 21.9 mg C-CO₂-g⁻¹ d⁻¹, respectivamente), mientras que el valor más bajo se observó en el control T0 con 15.4 mg C-CO₂-g⁻¹ d⁻¹; dichos valores se pueden deber al tipo de RO empleado y tipo de suelo. En el Lv se presentó la misma dinámica con relación a los tratamientos, pero con valores más altos; se encontró para TBD y TBA (201 y 150 mg C-CO₂-g⁻¹ d⁻¹, respectivamente) y para los tratamientos TCA, T0 y TCD (44.6, 25.6 y 24.5 mg C-CO₂-g⁻¹ d⁻¹, respectivamente) se observaron los valores más bajos.

Por lo tanto, los resultados encontrados en C_o, k y C_o*k presentaron el mismo comportamiento en la mineralización de los RO en los tratamientos con incorporación de bagazos (TBD y TBA) aunado a un mayor incremento en la actividad microbológica, en comparación con los tratamientos de compostas de esos mismos materiales ya compostados y estabilizados. De acuerdo con el modelo potencial propuesto por Dommergues (1968) los resultados obtenidos en el presente estudio son similares a lo reportado por Rakesh *et al.* (2021), quienes encontraron valores para C_o en residuos de maíz de 25.8 a 16.6 y de 23.3 a 20.1 mg C-CO₂-g⁻¹; estos valores son similares a los encontrados en los dos tratamientos con bagazos TBD y TBA en ambos suelos, donde se encuentran valores de 13.5 a 12.8 mg C-CO₂-g⁻¹ en Rg y 15.4 mg C-CO₂-g⁻¹ en Lv, encontrando que estos residuos frescos y ricos en C tuvieron el más alto potencial de mineralización (C_o) en comparación con los tratamientos de compostas TCD y TCA (3.1 a 3.2 mg C-CO₂-g⁻¹ en Rg y 3.8 a 7.0 mg C-CO₂-g⁻¹ en Lv, respectivamente); sin embargo, estos valores de C_o obtenidos no dependen específicamente del tipo de residuo o suelo, sino que se encuentran regulados por la humedad y la actividad de los microorganismos, los cuales tienen un papel primordial en la determinación de la calidad del suelo (Pathan *et al.*, 2018). Aunado a lo anterior la humedad edáfica genera cambios en la actividad microbiana, con lo que se modifica el C_o (Qi *et al.*, 2011).

Con respecto a los valores de k Moreno *et al.* (2014) mencionaron que la fracción de C orgánico disuelto (COD) inicial de los RO es la que controla el proceso de descomposición y cuanto más alto son sus valores, más rápidos será la mineralización; ello se evidencia en los valores obtenidos (Tabla 4) en los tratamientos con los bagazos (oscilantes entre 13.1 a 9.1 día⁻¹ en TBA y TBD para ambos suelos), mientras que en los tratamientos con compostas los valores fueron ligeramente menores (oscilando entre 8.5 a 6.4 d⁻¹ en TCD y TCA para ambos suelos). Los resultados anteriores de C_o y k obtenidos

en los tratamientos de bagazos BD y BA concuerdan con lo reportado por Liyanage *et al.* (2021), quienes encontraron que los residuos de abono verde de *Gliricidia* presenta una descomposición más acelerada y alta en k y el C_o .

Respecto a los valores de C_o^*k son similares a los encontrados por Nourbakhsh y Sheikh (2006), quienes obtuvieron valores en residuos de maíz de $200 \text{ mg C-CO}_2\text{g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ en suelos no salinos, mientras que este trabajo se obtuvieron valores de 129 a $117 \text{ C-CO}_2\text{g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ en Rg y 201 a $150 \text{ C-CO}_2\text{g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ en Lv; lo anterior demuestra que el modelo antes mencionado, es más preciso en cuanto a los cambios generados en el C orgánico de acuerdo con la calidad de los residuos empleados (Pascual *et al.*, 1998).

Tasa de Mineralización del C-CO₂ por día

Los resultados de la tasa de mineralización del C-CO₂ mensual se presentan en la Figura 3 para ambos suelos. En el Rg los tratamientos TBA y TBD son los que presenta una mayor actividad microbiana (con valores de 3.1 y $2.4 \text{ mg C-CO}_2\text{g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, respectivamente), lo que también se refleja en una mayor tasa de mineralización diaria, lo cual indica que su estabilización en el suelo dependerá de las características del RO, siendo diferente significativamente de los tratamientos TCD y TCA (1.9 y $1.4 \text{ mg C-CO}_2\text{g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, respectivamente) que, al ser materiales más estables, sus tasas indican una menor mineralización; por otra parte, el To, al no sufrir incorporación de RO, refleja la mineralización basal con el mínimo valor ($0.9 \text{ mg C-CO}_2\text{g}^{-1} \text{ d}^{-1}$).

En el Lv se presenta una tendencia similar al del Rg, ocurriendo la mayor tasa significativa de mineralización en TBD y TBA (1.8 y $1.3 \text{ mg C-CO}_2\text{g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, respectivamente), seguido de la respiración basal To ($1.0 \text{ mg C-CO}_2\text{g}^{-1} \text{ d}^{-1}$), mientras que las menores tasas de mineralización se presentaron en TCA y

TCD (0.7 y $0.4 \text{ mg C-CO}_2\text{g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, respectivamente), con lo cual se puede indicar cierto efecto depresivo de las compostas sobre la actividad microbiana (Ngo *et al.*, 2013).

Los resultados obtenidos en la tasa de mineralización a los 30 días de incubación, concuerdan con lo mencionado por varios autores (Azeez y Van Averbeke, 2010; Mohanty *et al.*, 2013), quienes indicaron que la relación C/N de los RO influye en la tasa de mineralización y un incremento de esta indica que existe un mayor contenido de C_o disponible para la actividad de microorganismos (Rahman, 2013; Hossain *et al.*, 2017), lo cual se reflejo en nuestros resultados con una respuesta mayormente significativa en la tasa de mineralización de los tratamientos TBD (3.1 y $1.8 \text{ mg C-CO}_2\text{g}^{-1} \text{ d}^{-1}$) y TBA (2.4 y $1.3 \text{ mg C-CO}_2\text{g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, respectivamente para ambos suelos), presentando relaciones C/N muy altas (74 y 79 , respectivamente); esto contrasta con los tratamientos de las compostas TCD y TCA (1.9 y $1.4 \text{ mg C-CO}_2\text{g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ en Rg y 0.7 y $0.4 \text{ mg C-CO}_2\text{g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ en Lv, respectivamente) con bajas relaciones C/N ($12,8$ y $18,3$ respectivamente; Tabla 2). Estos resultados son similares a los reportados por Hossain *et al.* (2017), quienes adicionaron abonos orgánicos de carbonilla ("biochar") de paja de arroz y vermicomposta encontrando valores en la tasa de mineralización de 3.0 y $4.6 \text{ mg C-CO}_2\text{g}^{-1} \text{ d}^{-1}$; lo anterior demuestra que una relación C/N baja genera una disminución en la tasa de descomposición de los RO (Ferrera y Alarcón, 2001).

Los resultados encontrados en los tratamientos con incorporación de bagazo TBD y TBA difieren con los reportados por Datta *et al.* (2019), quienes observaron una mayor tasa de mineralización de los RO con la incorporación de varias combinaciones de RO de frijol *mungo* con arroz, trigo o maíz, lo cual lo atribuyeron a un mayor contenido de N (1.30 a 0.62 mg N g^{-1}) y una menor relación C/N (41 a 57), lo cual coincide con lo reportado por varios autores (Ambus y Jensen, 1997; Giacomini *et al.*, 2007) que indicaron que una relación más estrecha entre el suelo y los RO incorporados facilita una mayor tasa de mineralización de los RO, cabe mencionar que el contenido de humedad y temperatura modifican dicha mineralización (Awad *et al.*, 2012), aunque en esta experimentación esas variables son similares en todas las muestras.

CONCLUSIONES

Las emisiones de CO₂ por la incorporación de residuos orgánicos agroindustriales (bagazo y composta de bagazo tequilero) a un Regosol y un Luvisol, (valor mayor estimado $35 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de CO₂ y valor menor estimado $15 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de CO₂), las cuales no representan valores fuera de los rangos reportados y su impacto al cambio climático no resulta mayor a lo que se emite de manera natural en ecosistemas agrícolas y forestales dentro del ciclo normal del carbono.

La dinámica de las emisiones de CO₂ fue diferente entre suelos y entre tratamientos, sobre todo dentro de los primeros 20 d de evaluación de la respiración, siendo el Regosol el que mostró mayores diferencias entre los tratamientos. El TBD fue el que presentó mayores diferencias de emisiones en ambos suelos.

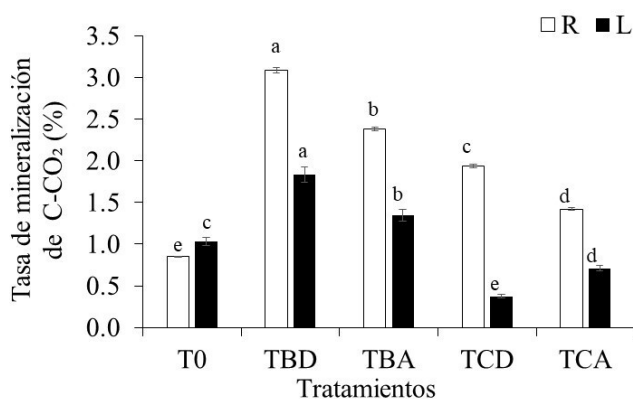


Figura 3. Tasa de mineralización de C-CO₂ mensual en suelo Regosol (R) y Luvisol (L), durante 30 d de incubación. Tratamientos: To, control; BD, Tratamiento con bagazo difusor; BA, Tratamiento con bagazo autoclave; CD: Tratamiento con composta de bagazo difusor; y CA, Tratamiento con composta bagazo autoclave. Barras verticales: Error estándar de las medias. Tukey ($P < 0.05$).

Figure 3. Monthly C-CO₂ mineralization rate in Regosol (R) and Luvisol (L) soil, during a 30-d incubation period. Treatments: To, control; BD, Treatment with diffuser bagasse; BA, Treatment with autoclave bagasse; CD: Treatment with diffuser bagasse compost; and CA, Treatment with autoclave bagasse compost. Vertical bars: Standard error of the means. Tukey ($P < 0.05$).

El comportamiento de las emisiones acumuladas, permitió agrupar los tratamientos por tipo de RO, los dos bagazos TBD y TBA en ambos suelos fueron los que presentaron los valores mayores de emisiones acumuladas, seguidos de las compostas TCD y TCA; finalmente los tratamientos T0 como era de esperarse, presentaron las menores emisiones. En Luvisol, las compostas y el control a partir del día 9 presentaron estabilidad en emisiones. En Regosol, se diferenciaron a partir del día 11 y se agruparon por bagazos, compostas y control.

Los valores encontrados de la evolución de emisión de CO₂ desprendido en función del tiempo (C_0 , k y $C_0 * k$), así como la tasa de mineralización, permitieron agrupar la dinámica en la mineralización de los RO por tipo de materiales; los bagazos presentaron valores mayores, mientras que en las compostas fueron menores, independientemente del tipo de suelo para ambos grupos.

La incorporación de RO de tipo bagazos, es una opción para incrementar la actividad microbiana edáfica, pero con mayor emisión de GEI; mientras que los RO de compostas generan un incremento en la captura de COS y, por ende, mayor almacén de C y una menor emisión de CO₂.

CONFLICTO DE INTERES

Los autores no expresan conflicto de interés.

REFERENCIAS

- Abad, B.M., Noguera, M.P. y Carrión. B.C. 2004. Los sustratos en los cultivos sin suelo. En: G.M. Urrezarazu (Ed.). Tratado de cultivo sin suelo. pp 113-158. Mundi-Prensa, Madrid (España).
- Acosta Sotelo, L.L., Zamora Natera, J.F., Rodríguez Macías, R., González Eguiarte, D.R., Gallardo Lancho, J.F. y Salcedo Pérez, E. 2023b. Bagazo y composta de bagazo de agave tequilero en suelos contrastantes: 1. Dinámica de degradación: Dinámica de degradación de Bagazo y composta. *Biotecnia*. 25: 90-96.
- Acosta Sotelo, L.L., Zamora Natera, J.F., Rodríguez Macías, R., Jiménez Plascencia, C., Gallardo Lancho, J.F. y Salcedo Pérez, E. 2023a. Bagazo y composta de bagazo de agave tequilero en suelos contrastantes: 2. Dinámica de mineralización del carbono y nitrógeno: Bagazo y composta de bagazo de agave tequilero. *Biotecnia*. 25: 5-11.
- Albíter, P.J.F., Vaca, R., del Aguila P., Yáñez, O.G., Lugo, J. 2020. Flujo de CO₂ y su relación con propiedades bioquímicas en cultivos hortícolas en invernadero. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 7: 1-12.
- Ambus, P. y Jensen, E.S. 1997. Nitrogen mineralization and denitrification as influenced by crop residue particle size. *Plant and Soil*. 197: 261-270.
- Anderson, J.P.E. 1982. Soil respiration. En: Page AL, Miller RH, Keeney DR. *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties* (ed.), pp 831-871. American Society of Agronomy and Soil Science of America. Madison, Wisconsin, USA.
- Anderson, J.P.E. 1984. Herbicide degradation in soil: influence of microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*. 16: 483-489.
- ArchMiller, A.A. y Samuelson, L.J. 2016. Intra-annual variation of soil respiration across four heterogeneous longleaf pine forests in the southeastern United States. *Forest Ecology and Management*. 359: 370-380.
- Awad, Y.M., Blagodatskaya, E., Ok, Y.S. y Kuzyakov, Y. 2012. Effects of polyacrylamide, biopolymer, and biochar on decomposition of soil organic matter and plant residues as determined by 14C and enzyme activities. *European Journal Soil Biology*. 48: 1-10.
- Ayuso, M., Pascual, J.A. García, C. y Hernández, T. 1996. Evaluation of urban wastes for agricultural use. *Soil Science and Plant Nutrition*. 42: 105-111.
- Azeez, J.O. y Van Averbeke, W. 2010. Nitrogen mineralization potential of three animal manures applied on a sandy clay loam soil. *Bioresource Technology*. 101: 5645-5651.
- Base referencial mundial del recurso suelo (WRB) IUSS Working Group. 2015. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. Informes sobre recursos mundiales de suelos. No. 106. Tercera Edición. FAO. Viale delle Terme di Caracalla, Roma, Italia. 218 p. Disponible en: <https://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/clasificacion-de-suelos/base-referencial-mundial/es>.
- Barrales-Brito, E., Guerrero-Ortiz, P.L., Estrada-Herrera, I., Hernández-López, F.J. y Benedicto-Valdés, S.G. 2015. Dinámica de carbono en un suelo con la adición de diferentes tipos de materia orgánica. En: Paz, F., J. Wong y R. Torres. *Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, A.C y el Centro Internacional de Vinculación y Enseñanza de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.* (ed.), pp 232-238. Texcoco. Estado de México., México.
- Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T. y García, C. 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma*. 147:159-171.
- Benedicto-Valdés, G.S., Montoya-García, C.O., Vicente-Hernández, Z., Ramírez-Ayala, C. y Escalante-Estrada, J.A.S. 2019. Incorporación de abonos orgánicos y liberación de C-CO₂ como indicador de la mineralización del carbono. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*. 6: 513-522.
- Bonilla, C.C.R., Díaz, J., Gil, C., Girón, K., León, M., Ortiz, O. y Suarez, A. 2020. Dinámica de la descomposición de residuos orgánicos. *Suelos Ecuatoriales*. 50: 31-39.
- Bünemann, E.K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R.E., De Deyn, G., de Goede R., Flesskens, L., Geissen, V., Kuypers, T.W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J.W. y Brussaard, L. 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biology Biochemistry*. 120:1 05-125.
- Blagodatskaya, E. y Kuzyakov, Y. 2013. Active microorganisms in soil: Critical review of estimation criteria and approaches. *Soil Biology Biochemistry*. 67: 192-211.
- Camacho, D.A., Martínez, L., Ramírez, S.H., Valenzuela, R. y Valdés, M. 2014. Potencial de algunos microorganismos en el compostaje de residuos sólidos. *Terra Latinoamericana*. 32: 291-300.
- Castelo-Gutiérrez, A.A., García-Mendivil, H.A., Castro-Espinoza, L., Lares-Villa, F., Arellano-Gil, M., Figueroa-López, P. y Gutiérrez-Coronado, M.A. 2016. Residual mushroom compost as soil conditioner and bio-fertilizer in tomato production. *Revista Chapingo, Serie Horticultura*. 22: 83-93.

- Collins, H.P., Elliot, L.F., Rickman, R.W., Bezdicek, D.F. y Papendick, R.I. 1990. Decomposition and interactions among wheat residue components. *Soil Science Society of America Journal*. 54: 780-785.
- Chase, F.E. y Gray, P.H.H.. 1957. Application of the Warburg respirometer in studying respiratory activity in soil. *Canadian Journal of Microbiology*. 3: 335-349.
- Chávez, G.L. 2010. Uso de bagazo de la industria mezcalera como materia prima para generar energía. *Ingenierías*. 13: 8-16.
- Cheng, W., Parton, W.J., Gonzalez-Meler, M.A., Phillips, R., Asao, S., McNickle, G.G., Brzostek, E. y Jastrow, J.D. 2014. Synthesis and modeling perspectives of rhizosphere priming. *New Phytologist*. 201: 31-44.
- Chi, Y., Yang, P., Ren, S., Ma, N., Yang, J. y Xu, Y. 2020. Effects of fertilizer types and water quality on carbon dioxide emissions from soil in wheat-maize rotations. *Science of The Total Environment*. 698: 1-9.
- Cruz-Sánchez, Y., López-Teloxa, L.C., Gómez-Díaz, J.D. y Monterroso-Rivas, A.I. 2021. Respiración del suelo en un bosque templado de México y su relación con el carbono orgánico. *Madera y Bosques*. 27:1-17.
- Datta, A., Jat, H.S., Yadav, A.K., Choudhary, M., Sharma, P.C., Rai, M., Singh, L.K., Majumder, S.P., Choudhary, V. y Jat, M.L. 2019. Carbon mineralization in soil as influenced by crop residue type and placement in an *Alfisols* of Northwest India. *Carbon Management*. 10: 37-50.
- Davidson, E.A., Belk, E. y Boone. R.D. 2002. Soil water content and temperatura as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology*. 4: 217-227.
- Dommergues, Y. 1968. Dégagement tellurique de CO₂: Mesure et signification. *Annales du Institute Pasteur*. 4: 626-656.
- Ferrera, R. y Alarcón, A. 2001. La microbiología del suelo en la agricultura sostenible. *Ciencia Ergo Sum* 8: 175-183.
- Gallardo, J.F. 2017. La materia orgánica de suelos: Residuos orgánicos, *humus*, compostaje y captura de carbono. Universidad Autónoma de Chapingo, Texcoco (México). I.S.B.N.: 978-607-12-0474-5. 424 pp.
- García, A. y Rivero, C. 2008. Evaluación del carbono microbiano y la respiración basal en respuesta a la aplicación de lodo papelerero en los suelos de la Cuenca del Lago de Valencia, Venezuela. *Revista Facultad de Agronomía (Maracay)*. 34: 215-229.
- Giacomini, S.J., Recous, S., Mary, B. y Aita, C. 2007. Simulating the effects of N availability, straw particle size and location in soil on C and N mineralization. *Plant and Soil*. 301: 289-301.
- Gili, P., Irisarri, J., Tasile, V., Behemer, S., Starik, C. y Sagardoy, M. 2011. Descompactación de suelos de huertos de manzanos (*Malus domestica* Borkh.) bajo riego en el alto valle de río negro-argentina. *Agro Sur*. 39: 67-78.
- Guerrero, O.L., Quintero, L.R., Espinoza, H.V., Benedicto, V.G.S. y Sánchez, C.M.J. 2012. Respiración de CO₂ como indicador de la actividad microbiana en abonos orgánicos de *Lupinus*. *Terra Latinoamericana*. 30: 355-362.
- Li H., Foston, M. B., Kumar, R., Samuel R., Gao X., Hu F., Ragauskas, A.J. y Wyman, C.E. 2012. Chemical composition and characterization of cellulose for Agave as a fast-growing, drought-tolerant biofuels feedstock. *RSC Advances*. 2: 4951-4958.
- Hossain, M.B, Rahman, M.M., Biswas, J.C., Miah, M.M.U., Akhter, S., Maniruzzaman, M., Choudhury, A.K., Ahmen, F., Shiragi, K. y Kalra, N. 2017. Carbon mineralization and carbon dioxide emission from organic matter added soil under different temperature regimes. *International Journal of Recycling Organic Waste in Agriculture*. 6: 311-319.
- Hussain, M.Z., Grunwald, T., Tenhunen, J.D., Li, Y.L. Mirzae. H., Bernhofer, C., Otieno, D., Dinh, N.Q. Schmidt, M., Wartinger, M. y Owen, K. 2011. Summer drought influence on CO₂ and water fluxes of extensively managed grassland in Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 141: 67-76.
- Iñiguez, G., Martínez, G.A., Flores, P.A. y Virgen, G. 2011. Utilización de subproductos de la industria tequilera. Monitoreo de la evolución del compostaje de dos fuentes distinta de bagazo de Agave para la obtención de un substrato para jitomate. *Revista internacional de contaminación ambiental*. 27: 47-59.
- Kwiatkowski, C., Harasim, E. y Staniak, M. 2020. Effect of catch crops and tillage systems on some chemical properties of loess soil in a short-term monoculture of spring wheat. *Journal of Elementology*. 25: 35- 43.
- Levi, M.R., Riffaldi, R., y Saviozzi, A. 1990. Carbon mineralization in soil amended with different organic materials. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 31: 325-335.
- Liyanage, L.R.M.C., Sulaiman, M.F., Ismail, R., Gunaratne, G.P., Dharmakeerthi, R.S., Rupasinghe, M.G.N., Mayakaduwa, A.P. y Hanafi, M.M. 2021. Carbon mineralization dynamics of organic materials and their usage in the restoration of degraded tropical tea-growing soil. *Agronomy*. 11: 1-18.
- López, T.L.C., Monterroso, R.A.I. y Gómez, D.J.D. 2020. Diseño de calibración para cuantificar emisiones de CO (respiración del suelo) durante intervalos diurnos. *Agrociencia*. 54: 731-745.
- Luna, F.M.A. y Mesa, R.J.R. 2016. Microorganismos eficientes y sus beneficios para los agricultores. *Revista científica Agroecosistemas*. 4: 31-40.
- Mátyás, B, Lowy, D.A., Singla, A., Meléndez, J.R. y Sándor, Z. 2020. Comparación de los efectos ejercidos por los biofertilizantes, los fertilizantes NPK y los métodos de cultivo sobre la respiración del suelo en el suelo de chernozem. *La granja. Revista de Ciencias de la Vida*. 32: 8-18.
- Mohanty, S., Nayak, A.K., Kumar, A., Tripathi, R., Shahid, M., Bhattacharyya, P., Raja, R. y Panda, B.B. 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.
- Monsalve-C., O.I., Gutiérrez-D., J.S. y Cardona, W.A. 2017. Factores que intervienen en el proceso de mineralización de nitrógeno cuando son aplicadas enmiendas orgánicas al suelo. Una revisión. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*. 11: 200-209.
- Moreno-Cornejo, J., Zornoza, R. y Faz, A. 2014. Carbon and nitrogen mineralization during decomposition of crop residues in a calcareous soil. *Geoderma*. 230-231: 58-63.
- Moyano, A., San Miguel, C. y Gallardo, J.F. 1987. Estudio respirométrico *in vitro* de horizontes superficiales de tres suelos enriquecidos con materia orgánica. *Anu. Cent. Edaf. Biol, Aplic. Salamanca*. 12: 183-190.
- Ngo, P.T., Rumpel, C., Ngo, Q.A., Alexis, M., Velásquez, V.G., Mora, G.M.L., Dang, D.K. y Jouquet, P. 2013. Biological and chemical reactivity and phosphorus forms of buffalo manure compost,

- vermicompost and their mixture with biochar. *Bioresource Technology* 148: 401-407.
- Nourbakhsh, F. y Sheikh-Hosseini, A.R. 2006. A kinetic approach to evaluate salinity effects on carbón mineralization in a plant residue amended soil. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B*. 7: 788-793.
- Orozco, A., Valverde, M., Trélles, R., Chávez, C. y Benavides, R. 2016. Propiedades físicas, químicas y biológicas de un suelo con biofertilización cultivado con manzano. *Terra Latinoamericana*. 34: 441-456.
- Oviedo, O.E.R., Marmolejo, R.L.F. y Torres, L.P. 2017. Avances en investigación sobre el compostaje de biorresiduos en municipios menores de países en desarrollo. *Lecciones desde Colombia. Ingeniería Investigación y Tecnología*. 38: 31-42.
- Paolini, G.J.E. 2018. Actividad microbiológica y biomasa microbiana en suelos cafetaleros de los Andes venezolanos. *Terra Latinoamericana*. 36: 13-22.
- Pathan, S.I., Vetrovský, T., Giagnoni, L., Datta, R., Baldrian, P., Nannipieri, P. y Renella, G. 2018. Microbial expression profiles in the rhizosphere of two maize lines differing in N use efficiency. *Plant and Soil*. 433:401-413.
- Pardo P.Y.J., Paolini, G.J.E. y Cantero, G.M.E. 2019. Biomasa microbiana y respiración basal del suelo bajo sistemas agroforestales con cultivos de café. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*. 22: e1144.
- Pascual, J.A., Hernández, T., García, C. y Ayuso, M., 1998. Carbon mineralization in an arid soil amended with organic wastes of varying degrees of stability. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*. 29: 835-846.
- Pörtner, H.O., Roberts, D.C., Poloczanska, E.S., Mintenbeck, K., Tignor, M., Alegría, A., Craig, M., Langsdorf, S., Löschke, S., Möller, V. y Okem, A. 2022. *IPCC, 2022: resumen para responsables de políticas*. En: *Cambio climático 2022: Impactos, adaptación y vulnerabilidad: contribución del grupo de trabajo II al sexto informe de evaluación del panel intergubernamental sobre cambio climático*. Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, EE. UU., págs. 3-33.
- Qi, G., Wang, Q., Zhou, W., Ding, H., Wang, X., Qi, L., Wang, Y., Li, S. y Dai, L. 2011. Moisture effect on carbon and nitrogen mineralization in topsoil of Changbai Mountain, Northeast China. *Journal of Forest Science*. 57: 340-348.
- Rahman, M.M. 2013. Nutrient-use and carbon accumulation efficiencies in soils from different organic wastes in rice and tomato cultivation. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 44:1457-1471.
- Rakesh, S., Sarkar, D., Sinha, A.K., Shikha., Mukhopadhyay, P., Danish, S., Fahad, S. y Datta, R. 2021. Carbon mineralization rates and kinetics of surface-applied and incorporated rice and maize residues in entisol and inceptisol soil types. *Sustainability*. 13: 1-16.
- Ru, J., Zhou, Y., Hui, D., Zheng, M. y Wan, S. 2018. Shifts of growing-season precipitation peaks decrease soil respiration in a semiarid grassland. *Glob Chang Biol*. 24: 1001-1011.
- Ryan, E.M., Ogle, K., Kropp, H., Samuels-Crow, K.E., Carrillo, Y. y Pendall, E. 2018. Modeling soil CO₂ production and transport with dynamic source and diffusion terms: Testing the steady-state assumption using DETECT v1.0. *Geosci Model Dev*. 11: 1909-1928.
- Sánchez, B., Ruiz, M. y Ríos, M. 2005. Materia orgánica y actividad biológica del suelo en relación con la altitud en la cuenca del río Maracay, estado Aragua. *Agronomía Tropical*. 55: 507-534.
- Sanz-Cobenaa, A., Lassalettab, L., Aguilera, E., del Prado, A., Garnier, J., Billen, G., Iglesias, A., Sánchez, B., Guardia, G., Abalos, D., Plaza-Bonilla, D., Puigdueta-Bartolomé, I., Moral, R., Galánd, E., Arriaga, H., Merino, P., Infante-Amate, J., Meijide, A., Pardo, G., Álvaro-Fuentes, J., Gilsanz, C., Báez, D., Doltra, J., González-Ubierna, S., Cayuela, M.L., Menéndez, S., Díaz-Pinés, E., Le-Noë, J., Quemada, M., Estellés, F., Calvet, S., van Grinsven, H.J.M., Westhoek, H., Sanz, M.J., Gimeno, B.S., Vallejo, A. y Smith, P. 2017. Strategies for greenhouse gas emissions mitigation in Mediterranean agriculture: A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 238:5-24.
- Scholze, M., Knorr, W. y Heimann, M.M. 2003. Modelling terrestrial vegetation dynamics and carbon cycling for an abrupt climatic change event. *The Holocene*. 13: 327-333.
- Smith, J.L. y Paul, E.A. 1990. The significance of soil microbial biomass estimations. En: J.M. Bollag y G. Stotzky. *Soil biochemistry* (ed.), pp 357-396. Marcel Dekker. New York (N. Y., USA).
- Srivastava, M., Sharma, S.D. y Kudrat, M. 2012. Effect of crop rotation, soil temperature and soil moisture on CO₂ emission rate in Indo-Gangetic plains of India. *International Journal Agriculture and Forestry*. 2: 117-120.
- Statgraphics Centurion. 2014. User Manual, versión 17 (8.0). Statgraphics Centurion, Herndon, Virginia, USA.
- Wei, S., Zhang, X., McLaughlin, N.B., Liang, A., Jia, S., Chen, X. y Chen, X. 2014. Effect of soil temperature and soil moisture on CO₂ flux from eroded landscape positions on black soil in Northeast China. *Soil and Tillage Research*. 144: 119-125.
- Xu, W., Yuan, W., Cui, L., Ma, M. y Zhang, F. 2019. Responses of soil organic carbon decomposition to warming depend on the natural warming gradient. *Geoderma*. 343: 10-18.
- Yáñez, D.M.I., Cantú, S.I., González, R.H., Marmolejo, M.J.G., Jurado, E. y Gómez, M.M.V. 2017. Respiración del suelo en cuatro sistemas de uso de la tierra. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 8: 123-149.
- Zeng, J., Liu, X., Song, L., Lin, X., Zhang, H., Shen, C. y Chu, H. 2016. Nitrogen fertilization directly affects soil bacterial diversity and indirectly affects bacterial community composition. *Soil Biology and Biochemistry*. 92: 41-49.
- Zucconi, F., Monaco, A. y Foster, M. 1987b. Phytotoxines during the estabilization of organic matter, Pp. 73-86. En: J.K.R. Glasser (ed.). *Composting of agricultural and other wastes*. Elsevier Applied Science Publ., New York (U.S.A.), 320 pp.
- Zhang, H., Li, G., Song, X., Yang, D., Li, Y., Qiao, J., Zhang, J. y Zhao, S. 2013. Changes in soil microbial functional diversity under different vegetation restoration patterns for Hulunbeier Sandy Land. *Acta Ecologica Sinica*. 33: 38-44.
- Zhu, B. y Cheng, W. 2011. Rhizosphere priming effect increases the temperature sensitivity of soil organic matter decomposition. *Global Change Biology*. 17: 2172-2183.



Disponible en:

<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=672978747025>

Cómo citar el artículo

Número completo

Más información del artículo

Página de la revista en redalyc.org

Sistema de Información Científica Redalyc
Red de revistas científicas de Acceso Abierto diamante
Infraestructura abierta no comercial propiedad de la
academia

Laura Liliana Acosta Sotelo, Eduardo Salcedo Pérez,
Gerardo Sergio Benedicto Valdés,
Juan Fernando Gallardo Lancho,
Juan Francisco Zamora Natera, Josefina Casas Solís
**Bagazo y composta de bagazo de agave tequilero en
suelos contrastantes: 3. Respiración del suelo y
emisiones de gases efecto invernadero**
**Bagasse and bagasse compost from agave tequilero in
contrasting soils: 3. Soil respiration and greenhouse gas
emissions**

Biotecnia

vol. 26, e2178, 2024

Universidad de Sonora, División de Ciencias Biológicas y de
la Salud,

ISSN-E: 1665-1456

DOI: <https://doi.org/10.18633/biotecnia.v26.2178>