

Bagazo y composta de bagazo de agave tequilero en suelos contrastantes: 1. Dinámica de degradación

Bagasse and compost of tequila agave bagasse in contrasting soils: 1. Degradation dynamics

Laura Liliana Acosta Sotelo¹, Juan Francisco Zamora Natera², Ramón Rodríguez Macías², Diego Raymundo González Eguiarte², Juan Fernando Gallardo Lancho³ y Eduardo Salcedo Pérez^{*2}

¹ Doctorado en Ciencias en Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas-Universidad de Guadalajara. Camino Ing. Ramón Padilla Sánchez 2100, 45200, Tel. 523337771150, Ext. 32924. Zapopan (Jalisco, México); Correo-e: laura.acosta1798@alumnos.udg.mx. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7263-7110>.

² Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias-Universidad de Guadalajara. Carretera a Nogales, km 15.5, Predio Las Agujas, Zapopan, Jalisco, México); correo-e: juan.znatera@academicos.udg.mx; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8550-4616>. ramon.rmacias@academicos.udg.mx, ORCID: 0000-0003-0857-6699; diego.geguiarte@academicos.udg.mx, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6609-0780>; eduardo.salcedo@academicos.udg.mx, <https://orcid.org/0000-0002-5292-3099>;

³ CSIC, IRNASa (jubilado). Salamanca 37008, España; Correo-e: juanf.gallardo@gmail.com. <https://orcid.org/0000-0002-4174-3930>

RESUMEN

La industria tequilera del estado de Jalisco (México) genera un residuo sólido llamado bagazo de agave, el cual puede ser aprovechado como enmienda orgánica. Sin embargo, se desconoce su dinámica de descomposición en el suelo. El objetivo del trabajo, fue evaluar la dinámica de degradación de cuatro materiales, bagazo autoclave (BA); bagazo difusor (BD); composta bagazo autoclave (CBA); y composta bagazo difusor (CBD), incubados en dos suelos contrastantes (Regosol y Luvisol) durante un año, midiendo masa seca remanente (MSR) mediante la técnica de bolsas de descomposición y determinando la constante de descomposición (k); y coeficiente isohúmico (C_i). La MSR mostró diferencias significativas entre materiales y suelos, las mayores pérdidas se presentaron en BD y BA 74 y 62 % en Regosol y 62 y 47 % en Luvisol. Los mayores valores de k se presentaron en BD en Regosol (0,0099) y Luvisol (0,0074), seguido del BA en Regosol (0,0059) y Luvisol (0,0025). Los bagazos presentaron valores bajos en C_i (0,51 y 0,72 con BA y 0,37 y 0,48 con BD, en Regosol y en Luvisol, respectivamente). La MSR y el C_i revelaron que los procesos de degradación fueron más intensos y acelerados en los bagazos que en las compostas.

Palabras claves: residuos orgánicos, mineralización, suelos, tasa de descomposición.

ABSTRACT

The tequila industry in the state of Jalisco (Mexico) generates a solid residue called agave bagasse, which can be used as an organic amendment. However, its decomposition dynamics in soil is unknown. The objective of the work was to evaluate the degradation dynamics of four materials: autoclaved bagasse (BA); diffuser bagasse (BD); Autoclaved bagasse compost (CBA); and Diffusion bagasse compost (CBD), incubated in two contrasting soils (Regosol and Luvisol) for one year, measuring remaining dry mass (MSR) using the decomposition bag technique and determining the decomposition

constant (k) and isohumic coefficient (C_i). The MSR showed significant differences between materials and soils, the highest losses occurred in BD and BA 74 and 62 % in Regosol and 62 and 47 % in Luvisol. The highest values of k occurred in BD in Regosol (0,0099) and Luvisol (0,0074), followed by BA in Regosol (0,0059) and Luvisol (0,0025). Bagasse presented low C_i values (0,51 and 0,72 with BA and 0,37 and 0,48 with BD, in Regosol and Luvisol, respectively). The MSR and the C_i revealed that the degradation processes were more intense and accelerated in the bagasse than in the composts.

Keywords: organic residues, mineralization, soils, rate of decomposition.

INTRODUCCIÓN

Los daños ambientales ocasionados a los suelos agrícolas debido a prácticas incorrectas de manejo y fertilización han originado un renovado interés por las actividades ancestrales de incorporación de residuos orgánicos al suelo (Anguria *et al.*, 2017; Dzomeku y Osman, 2018; Suvain *et al.*, 2021). Debido al potencial por mejorar las propiedades fisicoquímicas, así como por la capacidad para mantener el apropiado funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos (Rousk y Bengtson, 2014). En este contexto, existe una tendencia mundial a incrementar la reutilización de los residuos orgánicos generados. En la Ciudad de México, por ejemplo, se generan diariamente cerca de 14,155 t de residuos orgánicos, los cuales provienen de la industria de alimentos, así como del sector agroindustrial y doméstico, entre otros (Muñoz y Morales, 2018), lo cual indica que existe un gran potencial si se reutilizaran tales residuos tras su correcto tratamiento. De acuerdo con Saval (2012), los RO agroindustriales son materiales en estado sólido o líquido que se generan a partir del consumo directo de productos primarios o de su industrialización y, aunque ya no son de utilidad para el proceso que los generó, son susceptibles de aprovechamiento.

*Autor para correspondencia: Eduardo Salcedo Pérez
 Correo electrónico: eduardo.salcedo@academicos.udg.mx

Recibido: 19 de agosto 9 de 2022

Aceptado: 23 de enero de 2023

En el Estado de Jalisco (México) el agave azul (*Agave tequilana* Weber var. Azul) para la obtención de tequila es considerado uno de los cultivos de mayor importancia económica (Sánchez, 2016). Sin embargo, la continua y creciente demanda de tequila a nivel nacional e internacional da lugar a la generación de altos volúmenes de residuos, líquidos (vinazas) y sólidos (bagazo) (Vargas y Pérez, 2018). El bagazo de agave es un material compuesto por fibras ligno-celulósicas de diferente longitud que se obtiene después de someter el tallo del agave a diferentes procesos de extracción de azúcares. De acuerdo con el Consejo Regulador del Tequila (CRT) durante el periodo de 2010 al 2020 se utilizaron en la producción de tequila 110,144 ton de tallos de Agave (CRT, 2020), de las cuales el 40% se recuperan como residuo (Cedeño, 1995). A pesar de que la denominación de origen del "Tequila" se estableció en 1978, su producción (debido a su alta demanda) aumentó tras 1995 (Macías y Valenzuela, 2009), lo que ocasionó también un incremento de bagazo, el cual fue considerado a principios del año 2000 un desecho residual contaminante debido a su mal manejo (Rodríguez *et al.*, 2010). Entre los años 2000 y 2010 se intensificaron los estudios con el propósito de encontrar alternativas para aprovechar la biomasa de este residuo como biocombustible, alimento para animales, para la obtención de biopolímeros, entre otros (Ramírez *et al.*, 2012; Vargas y Pérez, 2018).

En el ámbito agrícola se estudió el potencial de este residuo orgánico como componente de sustratos para el crecimiento inicial de diferentes especies vegetales (Rodríguez *et al.*, 2010; Crespo *et al.*, 2013). Debido a que estas alternativas no solucionaron de manera significativa la reducción y disposición de este residuo, actualmente las empresas dedicadas a la producción de tequila incorporan este residuo transformado en composta sobre suelos destinados al cultivo de agave. Sin embargo, hasta la fecha se desconoce la dinámica de descomposición y mineralización de este residuo. Al respecto Vos *et al.* (2013) reportaron que, para un manejo exitoso en el reciclado de los nutrientes a partir de residuos orgánicos, es necesario primero conocer el proceso de descomposición y la influencia que esta tendrá en la dinámica del C y N. Por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue estudiar la dinámica descomposición en bagazo y compostas de bagazo de agave azul (*Agave tequilana* Weber var. Azul) mediante incubaciones en dos diferentes suelos (Regosol y Luvisol).

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio experimental

La investigación se realizó del 1° de julio del 2019 al 1° de julio del 2020 en el Centro Universitario de Ciencia Biológicas y Agropecuarias (CUCBA) de la Universidad de Guadalajara, Zapopan, Jalisco, México (20,7° 43' N y 103,5° 23' O y 1,550 m s.n.m.), la temperatura media anual y precipitación es de 19,4 °C y 957 mm año⁻¹, respectivamente. Aproximadamente del 85 al 90 % de la precipitación total ocurre durante los meses de junio a octubre (Figura 1).

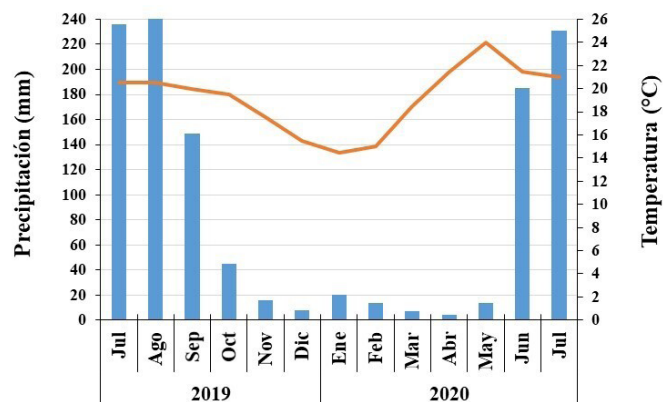


Figura 1. Condiciones climáticas durante la etapa del experimento (SMN-CONAGUA, 2018). Barras verticales: Precipitación mensual, línea: Oscilación de la temperatura media mensual.

Figure 1. Climatic conditions during the experimental stage (SMN-CONAGUA, 2018). Vertical bars: Monthly precipitation, line: Oscillation of the average monthly temperature.

Residuos orgánicos evaluados y suelos utilizados

Se utilizó bagazo de agave obtenido por dos procesos diferentes de extracción de azúcares; uno proveniente de la cocción en autoclave, molienda y prensado denominado para este estudio bagazo de autoclave (BA); y el otro obtenido mediante difusión con agua caliente llamado bagazo de difusor (BD). También se utilizaron estos bagazos en forma de compostas: composta bagazo de autoclave (CBA) y composta de bagazo del difusor (CBD), siendo elaboradas de acuerdo, a los procedimientos recomendados por Iñiguez *et al.* (2011). Las características químicas de los materiales estudiados se presentan en la (Tabla 1).

Por otra parte, se utilizaron dos suelos contrastantes y ampliamente distribuidos en el estado de Jalisco: Regosol y Luvisol crómico de acuerdo al sistema de clasificación de la *W.R.B.* (2015). En la Tabla 2, se muestran las características químicas y físicas de los suelos, las cuales fueron determinadas de acuerdo con la NOM 021 RECNAT (2000).

Establecimiento y diseño del experimento

Se utilizaron 14 cubetas de plástico con capacidad de 19 L, con un diámetro superior y altura de 29,5 y 36,0 cm, respectivamente. Se colocaron aproximadamente 20 kg de suelo seco en cada cubeta (siete cubetas para cada tipo de suelo). Se utilizaron un total de 168 bolsas de nylon de la marca Ankom, de 5,0 x 10,0 cm² y de 1,0 mm de abertura de malla,

Tabla 1. Caracterización química inicial de los residuos orgánicos empleados.

Table 1. Initial chemical characterization of the organic waste used.

	Concentración inicial (mg g ⁻¹)					Relación C/N
	Carbono	Nitrógeno	Celulosa	Hemicelulosa	Lignina	
BA	41.2	0.52	40.4	10.0	10.0	79
BD	40.9	0.56	33.0	9.1	6.5	74
CBA	23.3	1.28	26.3	7.1	11.1	18.3
CBD	24.0	1.85	23.5	8.1	11.6	12.8

Tabla 2. Propiedades físicas y químicas de los suelos empleados en este estudio.

Table 2. Physical and chemical properties of the soils used in this study.

Suelo	Partículas minerales			Textura	MOS (%)	D _{ap} (Mg m ⁻³)	pH (agua)
	Arena	Limo	Arcilla				
Regosol	59,8	26,0	14,2	Franco arenosa	1,39	1,09	5,1
Luvisol	33,8	36,0	30,2	Franco limosa	1,26	0,97	6,6

MOS: Materia orgánica del suelo, D_{ap}: Densidad aparente, pH: Potencial de hidrógeno.MOS: Soil organic matter, D_{ap}: Bulk density, pH: Hydrogen potential.

las cuales son utilizadas para conocer la descomposición y mineralización en diferentes materiales orgánicos en el suelo (Kriauciuniene et al., 2012; Loaiza-Usuaga et al., 2013; Gao et al., 2016; Bonilla et al., 2020). En cada una de las bolsas se colocaron 5.00 g en base seca de cada uno de los RO en estudio. En cada cubeta se colocaron tres bolsas de descomposición por cada RO evaluado a -10 cm de profundidad (12 bolsas en cada cubeta). Las cubetas con su suelo correspondiente y las bolsas con el RO en su interior se trasladaron al área de vivero, donde fueron distribuidas en un diseño experimental completamente al azar con arreglo factorial (4 x 2 x 7), con tres repeticiones; esto es, los factores estudiados fueron 4 materiales orgánicos, 2 tipos de suelo y 7 muestreos consecutivos distribuidos en un año. El estudio inició el 1 de julio de 2019 y concluyó el 1 de julio de 2020, habiendo sido el periodo de mayor precipitación en esta región ocurrió desde el mes de junio hasta octubre de 2019. La evaluación consistió en retirar las bolsas de las cubetas correspondientes a cada tipo de suelo (24 bolsas en total) a los 30, 60, 90, 120, 180, 240 y 365 d después de haber enterrado las bolsas. Estas se abrieron y el material orgánico recuperado se colocó en estufa de aire forzado a 70 °C durante 48 h; se retiró el residuo de la estufa y se pesó en una balanza analítica Hanchen.

Variables evaluadas

La descomposición de los RO se evaluó como porcentaje de materia seca remanente (MSR) de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$\text{MSR} (\%) = \frac{\text{Psm}}{\text{Psi}} \times 100$$

donde: Psm es peso seco del material remanente en cada periodo de muestreo y Psi es el peso seco del material inicial (5.00 g).

La constante de descomposición k fue determinada siguiendo el modelo simple exponencial de degradación propuesto por Olson (1963), mediante la siguiente fórmula:

$$k = \frac{-\ln(X/X_0)}{t}$$

donde: k es la tasa relativa de descomposición, X representa la cantidad de materia seca remanente después de un tiempo dado, X_0 es la cantidad de materia seca inicial (5,00 g) y t es el tiempo transcurrido (en d). Esta constante k es un indicador de la velocidad a la que se descomponen los RO y puede fluctuar entre 0,10 por d (para residuos de muy rápida

descomposición) a 0.00001 por d (para residuos de muy lenta degradación (Berg, 2000).

El coeficiente isohúmico (C_i) es la fracción del RO que resta sin descomponer o se descompone muy lentamente después de un periodo de tiempo; y se determina a través de la fracción del material residual orgánico resistente ($RO_{\text{recalcitrante}}$) a la descomposición microbiológica en relación con la cantidad colocada inicialmente (Vanholme et al., 2010), aplicando la siguiente ecuación:

$$C_i = \frac{RO_{\text{recalcitrante}}}{RO_{\text{inicial aportado}}}$$

Análisis estadísticos

El porcentaje de materia seca remanentes (% MSR), la constante de descomposición (k) y el coeficiente isohúmico (C_i) fueron sometidos a un análisis de varianza y comparación de promedios mediante la prueba Tukey ($P < 0,05$) utilizando el programa estadístico *Statgraphics Centurión XVII (Statgraphics, 2014)*.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Porcentaje de materia seca remanente (MSR)

Se observaron diferencias significativas en todas las variables evaluadas, por efecto de los RO, suelos y muestreos ($P < 0,05$). De acuerdo con la dinámica de degradación los RO formaron dos grupos definidos y contrastantes entre sí; el primero conformado por los dos bagazos (BA y BD) y el segundo por las dos compostas de bagazo (CBA y CBD). La MSR en las compostas después de un año de incubación independientemente de los suelos fue alta; mientras que la de las compostas de bagazo mostraron una escasa descomposición equivalente al 10 % aproximadamente. Lo anterior se debe probablemente a que la composta de agave utilizado en este estudio estaba completamente madura, lo cual se evidencia por su comportamiento estable durante el periodo de evaluación en los suelos. Este comportamiento no coincide a lo reportado por Figueroa-Barrera et al. (2012) y Rodríguez et al. (2022) quienes con diferentes tipos de compostas registraron valores de descomposición más altos que los encontrados en este estudio (hasta 72 %). Es posible que los altos valores de descomposición registrados en los anteriores trabajos estén relacionados con el uso de compostas elaboradas en condiciones sub-óptimas durante el proceso de compostaje y al uso de compostas inmaduras, por lo que aún permanecen materiales orgánicos lábiles susceptibles al ataque de micror-

ganismos después de su incorporación al suelo (Medina *et al.*, 2018; Muñoz-Villalobos *et al.*, 2021).

Los bagazos, independientemente del origen y el tipo de suelo, mostraron las mayores pérdidas de MSR (Figura 2a, 2b). En ambos suelos el BA en comparación con el BD presentó las menores pérdidas de biomasa (MSR) durante todo el periodo de evaluación. Lo anterior indicó que BD en comparación al BA resultó ser el material más lábil o menos resistente al proceso de descomposición en ambos suelos después de un año de evaluación lo que se correspondió con un 74 y 62 % de descomposición en el Regosol y Luvisol, respectivamente, mientras que el bagazo de autoclave (BA) presentó una mayor resistencia a la descomposición con valores de 62 % en Regosol y 47 % en Luvisol, respectivamente. A pesar de que la tendencia a perder biomasa fue similar en ambos tipos de suelo, se puede observar que los bagazos en el Luvisol mostraron mayor resistencia a la descomposición con porcentajes de 52,6 % en BA y 38,1 % en BD, mientras que en Regosol los porcentajes de descomposición fueron más próximos, de 38,1 % y 25,9 %, respectivamente. El proceso de descomposición de los bagazos principalmente con base en la MSR se presentó en diferentes etapas, tal y como fue observado con otros RO (Gao *et al.*, 2016; Bonilla *et al.*, 2020). En este estudio durante los primeros 60 días se presentó una fase bastante

rápida de pérdida de MS debido a que durante este periodo se presentaron los mayores eventos de precipitación (Figura 1) y en consecuencia se solubilizaron las fracciones lábiles o de fácil descomposición como: azúcares, aminoácidos, polifenoles condensados y solubles (Muñoz-Villalobos *et al.*, 2021); luego se observó otra etapa de pérdida gradual de biomasa cada vez más lenta con el transcurso del tiempo, lo cual se relaciona con la disminución de la precipitación en el área de estudio debido y a la presencia de sustancias recalcitrantes residuales en la biomasa, tales como la celulosa y principalmente ligninas (Villavicencio-Enríquez, 2012), (Figura 1).

Aunque los dos bagazos estudiados proceden del mismo tipo de substrato orgánico (tallo y base de las hojas de agave) las diferencias observadas respecto a su composición química podrían ser atribuidas al proceso de extracción (Tabla 1). Los mayores porcentajes de descomposición en BD pueden ser explicados probablemente en términos de un menor contenido de compuestos químicos que interfieren con la descomposición o que limitan el ataque del microorganismo al RO como pueden la presencia de polifenoles, polisacáridos, taninos y alcaloides (Novita, 2016), ya que, durante la extracción de azúcares se realizan varios lavados con agua caliente. La pérdida de MSR es un indicador de la velocidad de descomposición de los RO adicionados; con base en lo anterior, Bonilla *et al.* (2020), al evaluar la dinámica de descomposición de una mezcla de residuos de gramíneas utilizando la misma metodología que en este estudio, reportaron porcentajes de descomposición del 70 %, porcentaje muy similar al que encontramos en este estudio principalmente en el suelo Regosol con 62 % para BA y 74 % para BD. Sin embargo, Gao *et al.* (2016), reportaron porcentajes de descomposición en residuos de trigo menores a los encontrados en este estudio (40 %) después de un año de evaluación. Las diferencias observadas en la evolución de la descomposición de los RO estudiados en el mismo suelo se atribuyen a la menor resistencia que ofrece el bagazo sin compostar al ataque microbiano, frente a la mayor resistencia que presentan los substratos que ya han sido sometido a un proceso previo de degradación como el compostaje, proceso en el que se

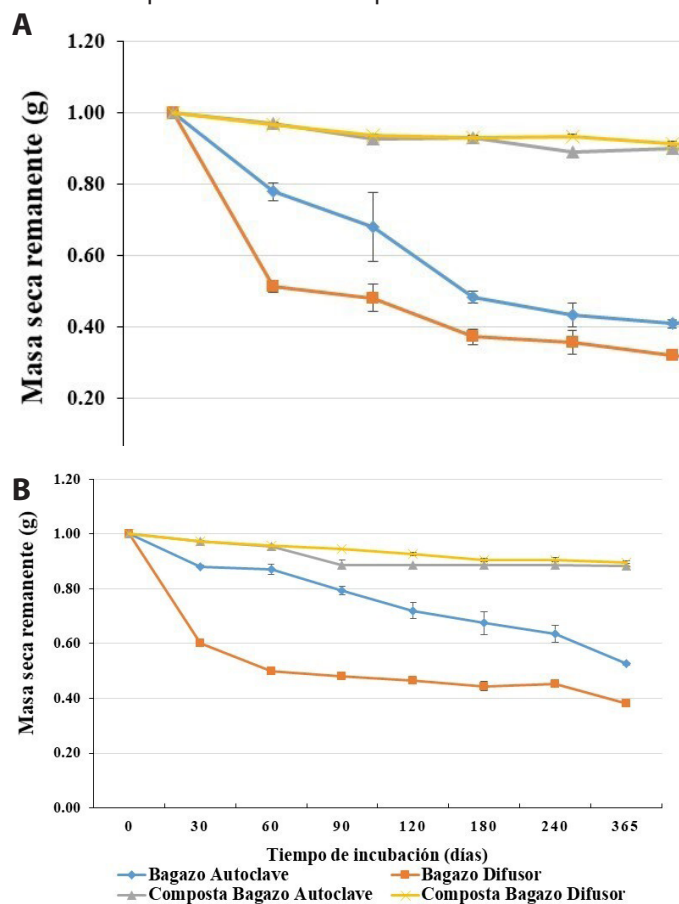


Figura 2. Dinámica temporal de descomposición de los materiales orgánicos en suelos Regosol (a) y Luvisol (b).

Figure 2. Temporal dynamics of decomposition of organic materials in Regosol (a) and Luvisol (b) soils.

Tabla 3. Análisis multifactorial categórico. Constante de descomposición (k) por tipo de RO en suelos Regosol y Luvisol.

Table 3. Categorical multifactorial analysis. Decomposition constant (k) by OR type in Regosol and Luvisol soils.

	Constante de descomposición (k)	
	Suelo Regosol	Suelo Luvisol
BA	0,0059 ± 0,0006 Ba	0,0025 ± 0,0002 Bb
BD	0,0099 ± 0,0013 Aa	0,0075 ± 0,0011 Ab
CBA	0,0008 ± 0,0001 C*	0,0008 ± 0,001 C*
CBD	0,0007 ± 0,0001 C*	0,0008 ± 0,001 C*

Letras distintas en la misma columna indican diferencias significativas. *No se encontraron diferencias significativas ($P < 0,05$); letra mayúscula comparación entre tipo de materiales (transversal); letra minúscula comparación entre suelos (horizontal).

Different letters in the same column indicate significant differences. *No significant differences were found ($P < 0,05$); capital letter comparison between type of materials (transversal); lowercase letter comparison between soils (horizontal).

eliminan las fracciones orgánica lábiles (Gallardo, 2017). De acuerdo con los resultados (Figura 2a, 2b) se evidencia que los bagazos no presentaron resistencia a los procesos de degradación microbiana en los suelos desde el momento de ser incorporados al mismo (en especial BD en el Regosol), a este respecto, López y Estrada, (2015) mencionaron al respecto que la dinámica de descomposición se basa en que los RO contienen fracciones lábiles y recalitrantes, los cuales presentan diferentes grados de resistencia a la degradación microbiana; por el contrario, Gallardo (2017) indicó que subproductos orgánicos con relaciones C/N similares a las compostas de bagazos aquí estudiadas sí presentaron resistencia a su degradación. Por otra parte, las características edáficas diferentes en los suelos utilizados, en especial en cuanto al pH y contenidos de arcillas (Tabla 4) deben ejercer efectos contrapuestos; mientras que un pH más neutro (Luvisol) puede favorecer una más rápida mineralización inicial (por la mayor actividad bacteriana; Monsalve *et al.*, 2017), un mayor contenido en arcillas (Luvisol), por el contrario, aminora tal proceso por la adsorción de productos orgánicos, protegiéndolos del ataque microbiano (Gregory *et al.*, 2009), con lo que se aumenta la fracción recalitrante como se ha observado en el presente trabajo (Figura 2a, 2b). Consecuentemente, la degradación de los bagazos es más lenta en el Luvisol (debido a un mayor contenido de arcillas y propiedades relativas, como retención de humedad o fenómenos de adsorción de partículas las cuales protegen los compuestos orgánicos del ataque microbiano mediante la formación de micro y macroagregados; Lobo *et al.*, 2013); ello difiere de lo que sucedió en el Regosol, donde la degradación fue acelerada e intensa debido a la mayor oxigenación y menor protección por escasez de arcillas (Gallardo, 2017). De acuerdo con los comportamientos de degradación se presentaron diferencias significativas en los valores de MSR (Figura 2a, 2b) entre el bagazo colocado en el Regosol y el colocado en el Luvisol debido a las diferentes propiedades físicas (principalmente

textura y D_{ap}) y fisicoquímicas (pH; Cuadro 2) de los dos suelos seleccionados; tales propiedades edáficas diferentes deben influir en la degradación de los sustratos orgánicos lábiles, lo cual, concuerda con lo reportado por Bonilla *et al.* (2020) al emplear suelos de textura similar. Por tanto, el efecto protector de las arcillas es más fuerte que el del pH, dado que la mineralización es más intensa en el Regosol. Los comportamientos del proceso de degradación (evidenciados en la Figura 2a y 2b) permiten afirmar que dicho proceso está dado, en principio, por la composición química de los materiales orgánicos (frescos o compostados, que les otorga el nivel de resistencia al ataque microbiano) y, posteriormente, por las propiedades edáficas que juegan un papel menos importante en el proceso de degradación de los RO, dependiendo de la textura y acidez (Martínez *et al.*, 2020).

Constante de descomposición (k)

Esta variable fue estadísticamente diferente entre los bagazos, pero no fue significativamente diferente entre las compostas (Tabla 3). El BD mostró las mayores constantes de descomposición con 0,0099 y 0,0075 en el Regosol y Luvisol, respectivamente, mientras que el BA presentó los menores valores con 0,0059 y 0,0025 en el Regosol y Luvisol, respectivamente. Las compostas por el contrario presentaron una constante descomposición baja en ambos suelos debido a su alta bioestabilidad o por ser ya un material recalitrante (CBD $k = 0,0007$; y CBA $k = 0,0008$), lo cual tiene relación con lo observado en la dinámica de descomposición de los RO en este estudio. Assmann *et al.* (2014), evaluaron la tasa de descomposición en rastrojo de trigo en diferentes períodos de pastoreo, observando que la k no cambio significativamente con los días de pastoreo, obteniendo un promedio final a los 105 d de $0,023 \text{ d}^{-1}$; Gao *et al.*, (2016), estudiando la dinámica de descomposición en residuos de trigo bajo diferentes condiciones, encontraron que la k en condiciones aeróbicas fue de $0,022 \text{ d}^{-1}$, la cual es mayor a los valores de k encontrados en este estudio (Tabla 3). Las diferencias en los valores de k reportadas por otros autores y las encontradas en este estudio se deben a diferencias en la composición química de los materiales utilizados (contenido de N y relación C/N, polifenoles, polisacáridos, taninos, alcaloides y lignina), así como a las condiciones climáticas y edáficas en el área de estudio (Novita, 2016).

Coefficiente Isohúmico (C_i).

El coeficiente Isohúmico (C_i) mostró un comportamiento diferente entre los dos grupos de sustratos orgánicos. En el Regosol el C_i de BA (0,51) fue significativamente diferente al de BD (0,37), mientras que las dos compostas presentaron valores similares, pero significativamente más altos (alrededor de 0,92; Cuadro 4). En el Luvisol se observó una dinámica similar en cuanto al C_i ; mientras que BA presentó un C_i de 0,72, significativamente mayor al de BD con 0,48. En el caso de las compostas se comportaron igual en ambos suelos, presentando los más altos valores de C_i en los dos tipos de suelos y siendo similares ($C_i = 0,92$). La composición química

Tabla 4. Análisis multifactorial categórico. Coeficiente isohúmico por tipo de RO en suelos Regosol y Luvisol.

Table 4. Categorical multifactorial analysis. Isohumic coefficient by RO type in Regosol and Luvisol soils.

	Coeficiente Isohúmico (C_i)	
	Suelo Regosol	Suelo Luvisol
BA	0,51 ± 0,03 Bb	0,73 ± 0,03 Ba
BD	0,37 ± 0,02 Cb	0,48 ± 0,02 Ca
CBA	0,91 ± 0,01 A*	0,91 ± 0,01 A*
CBD	0,92 ± 0,01 A*	0,92 ± 0,01 A*

Letras distintas en la misma columna indican diferencias significativas. *No se encontraron diferencias significativas ($P < 0,05$); letra mayúscula comparación entre tipo de materiales (transversal); letra minúscula comparación entre suelos (horizontal).

Different letters in the same column indicate significant differences. *No significant differences were found ($P < 0,05$); capital letter comparison between type of materials (transversal); lowercase letter comparison between soils (horizontal).

de los RO (Tabla 1) influyó de manera significativa en el proceso de degradación; así, después de un año de incubación se detectaron diferencias estadísticas significativas para el C_i en los bagazos, pero no para las compostas las cuales sufrieron degradación previa, homogeneizándose en gran parte (Salazar *et al.*, 2014). Además, se encontró que el BA presentó un valor significativo mayor de C_i (Tabla 4) que el otro bagazo (BD), lo que puede suponer una mayor aportación de C parcialmente estabilizado edáficamente (siempre que no surja el efecto negativo de la demanda de N; Oda y Sukchan, 2021). Las propiedades edáficas influyeron significativamente en la estabilidad de los bagazos, ya que presentaron un C_i significativamente mayor en el Luvisol que en el Regosol, lo cual se debe a que este último suelo no puede proporcionar una protección tan eficaz como la del Luvisol (más arcilloso), permitiendo una más acentuada progresión de la degradación en el Regosol (Martínez *et al.*, 2020).

CONCLUSIONES

La experimentación demostró que el bagazo de agave ofrece menos resistencia a la mineralización que las compostas, pero que se atenúa en el Luvisol en comparación con el Regosol. Por tanto, si se desea incentivar la actividad microbiana edáfica es preferible utilizar el bagazo, pero si lo que se pretende es incrementar el contenido el MOS es siempre preferible añadir la composta de bagazo, especialmente en el mejoramiento de la fertilidad de los Regosoles.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la Beca otorgada a la estudiante Laura Liliana Acosta Sotelo (CVU 658420) para la realización de sus estudios superiores.

REFERENCIAS

- Anguria, P., Chemining'wa, G.N., Onwonga, R.N., y Ugen, M.A. 2017. Effects of Organic Residues on Soil Properties and Sesame Water Use Efficiency. *Journal of Agricultural Science*; 9: 98-107.
- Assmann, T.S., de Bortolli, M.A., Assmann, A.L. Soares, A.B., Rocha, P.C.S., Franzluebbbers, A.J., Glienke, C.L. y Assmann, J.M. 2014. Does cattle grazing of dual-purpose wheat accelerate the rate of stubble decomposition and nutrients released?. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 190: 37-42.
- Berg, B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*. 133: 13-22.
- Bonilla, C.C., Díaz, J., Gil, C., Girón, K., León, M., Ortiz, O. y Suárez, A. 2020. Dinámica de la descomposición de residuos orgánicos. *Suelos ecuatoriales*. 50: 31-39.
- Cedeño, C.M. 1995. Tequila production. *Critical Reviews in Biotechnology*. 15: 1-11.
- Crespo, G.M., González, E.D., Rodríguez, M.R., Rendón, S.L., del Real L.J. y Torres, M.J. 2013. Evaluación de la composta de bagazo de agave como componente de sustratos para producir plántulas de agave azul tequilero. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 4:1161-1173.
- Consejo Regulador del Tequila (CRT). [Consultado 14 Noviembre 2020]. Disponible en: <https://www.crt.org.mx/EstadisticasCRTweb/>.
- Dzomeku, K.I. y Osman, I. 2018. Effects of Groundnut Shell, Rice Husk and Rice Straw on the Productivity of Maize (*Zea mays* L.) and Soil Fertility in the Guinea Savannah Zone of Ghana. *Acta Scientific Agriculture*, 2: 29-35.
- Figueroa-Barrera, A., Álvarez-Herrera, J.G., Forero, A.F., Salamanca, C. y Pinzón, L.P. 2012. Determinación del nitrógeno potencialmente mineralizable y la tasa de mineralización de nitrógeno en materiales orgánicos. *Temas Agrarios*. 17: 32-43.
- Gallardo, J. F. 2017. La materia orgánica del suelo: residuos orgánicos, humus, compostaje, captura de carbono. Texcoco (Méjico): Universidad Autónoma de Chapingo. I.S.B.N.:978-607-12-0474-5. 424 pp.
- Gao, H., Chen, X., Wei, J., Zhang, Y., Zhang, L., Chang, J., y Thomson M. L., 2016. Decomposition dynamics and changes in chemical composition of wheat straw residue under anaerobic and aerobic conditions. 11: 1-17.
- Gregory, A.S., Watts C.W., Griffiths, B.S., Hallet, P.D., Kuan, H.L. y Whitmore, A. P. 2009. The effect of long-term soil management on the physical and biological resilience of a range of arable and grassland soils in England. *Geoderma*. 153: 172-185
- 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 sustrato para jitomate. *Revista internacional de contaminación ambiental*. 27: 47-59.
- Kriauciuniene, Z., Velicka, R. y Raudonius, S. 2012. The influence of crop residues type on their decomposition rate in the soil: a litterbag study. *Zemdirbyste-Agriculture*. 99: 227-236.
- Loaiza-Usuaga J.C., J.D. León-Peláez, M.I. González-Hernández, J.F. Gallardo-Lancho, W. Osorio-Vega y G. Correa-Londoño. 2013. Alterations in litter decomposition patterns in tropical montane forests of Colombia: a comparison of oak forests and coniferous plantations. *Can. J. For. Res.* 43: 1-6.
- Lobo, D., Peña, Y., Lozano, Z. y Hernández, R. 2013. Micronutrientes en agregados de un suelo de sabana, bajo un sistema maíz-ganado mejorado. *Venezuelas* 20: 41-52.
- López, D.M. y Estrada, M.H. 2015. Propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. *Bioagrocencias*. 8: 3-11.
- Macías, M.A. y Valenzuela, Z.A. 2009. El tequila en tiempos de la mundialización. *Comercio Exterior*. 59: 459-472.
- Martínez-Aguilar, F.B., Guevara-Hernández, F., Aguilar-Jiménez, C.E., Rodríguez-Larramendi, L.A., Reyes-Sosa, M.B. y La O-Arias, M.A. 2020. Caracterización físico-química y biológica del suelo cultivado con maíz en sistemas convencional, agroecológico y mixto en la Frailesca, Chiapas. *Terra Latinoamericana* 38: 871-881.
- Medina, L.M.S., Quintero, L.R., Espinosa, V.D., Alarcón, A., Etchevers, B.J.D., Trinidad, S.A. y Conde, M.F.V. 2018. Generación de un inoculante acelerador del compostaje. *Rev Argent Microbiol*. 50: 206-210.
- Monsalve, C.O., Gutiérrez, D.J. y Cardona, W.A. 2017. Factores que intervienen en el proceso de mineralización de nitrógeno cuando son aplicadas enmiendas orgánicas al suelo. Una revisión. *Rev. Colombiana de Ciencias Hortícolas*. 11: 200-209.
- Muñoz, C.C. y Morales, P.R. 2018. Generación de residuos orgánicos en las unidades económicas comerciales y de

- servicios en la Ciudad de México. Estudios demográficos y urbanos. 33: 733-767.
- Muñoz-Villalobos, J.A., Nava-Reyna, E., Cerano-Paredes, J., Constante-García, V., Inzunza-Ibarra, M.A. y Macías-Rodríguez, H. 2021. Dinámica del nitrógeno y el carbón orgánico en el proceso de descomposición de una composta con estiércol de bovino y residuos de cosecha. *Journal of Environmental and Agroecological Sciences*. 4: 19-26.
- Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. [Consultado 27 Julio 2020] 2002. Disponible en: <http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Federal/wo69255.pdf>
- Novita, E. 2016. Biodegradability simulation of coffee wastewater using instant coffee. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*. 9: 217-229.
- Oda, M. y Sukchan, U. 2021. Crop production under nitrogen starvation conditions: relationships with applied organic matter and soil microbial biomass [version 2; peer review: 2 not approved]. *F1000Research*. 9: 1-14.
- Olson, J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*. 44: 322-331.
- Ramírez, C.C., Alonso, G.M. y Rigal, L. 2012. Valorización de residuos agroindustriales del tequila para alimentación de rumiantes. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 18: 449-457.
- Rodrigues, dS.L., Feitosa, dS.T., Klestadt, L.L., Freitas, H. y Costa, C.M. 2022. Decomposition Rate of Organic Residues and Soil Organisms' Abundance in a Subtropical *Pyrus pyrifolia* Field. *Agronomy*. 12: 263.
- Rodríguez, M.R., Alcántar, G.E., Íñiguez, C.G., Zamora, N.F., García, L.P., Ruiz, L.M. y Salcedo, P.E. 2010. Caracterización física y química de sustratos agrícolas a partir de bagazo de agave tequilero. *Interciencia*. 35: 515-520.
- Rousk, J., y Bengtson, P. 2014. Microbial regulation of global biogeochemical cycles. *Frontiers in microbiology*. 5: 1-3.
- Salazar, L.A.M., Ordoñez, G.C.A., Hernández, S.D., Castaño, P.L.M., Peña, P.K., Rodríguez, N.J.R. y Bueno, L.L. 2014. Actinomicetos aislados del suelo del Jardín botánico de la Universidad Tecnológica de Pereira. *Scientia Et Technica*. 19: 223- 229.
- Sánchez, S.A. 2016. Necesidades de información y comportamiento informativo de los agricultores de agave azul de Tequila, Jalisco: un estudio de caso. *Investigación Bibliotecológica*. 30:143-178.
- Saval, S. 2012. Aprovechamiento de residuos agroindustriales: pasado, presente y futuro. *Bio-Tecnología*. 16: 14-46.
- Servicio Meteorológico Nacional-Comisión Nacional del Agua (SMN-CONAGUA-2018). [Consultado el 15 de noviembre de 2020] 2018. Disponibles en: <https://smn.conagua.gob.mx/es/>.
- Sollins, P., Homann, P. y Caldwell, B. 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*. 74: 65-105.
- Statgraphics, C. 2014. Statgraphics Centurion XVII. User Manual. Version, 17 (8.0). Herndon, USA.
- Suvain, K.K., Paulpandi, V.K., Srinivasan, G., Subramanian, E., Indirani, R. y Prabakaran, K. 2021. Evaluating the incorporation method of crop residues and its impact on soil biological and chemical properties through decomposition. *The Pharma Innovation Journal*. 10: 1667-1671.
- Vanholme, R., Demedts, B., Morreel, K., Ralph, J. y Boerjan, J. 2010. Lignin biosynthesis and structure. *Plant Physiology*. 153: 895-905.
- Vargas, C.Y.A. y Pérez, P.L.I. 2018. Aprovechamiento de residuos agroindustriales para el mejoramiento de la calidad del ambiente. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*. 14: 59-72.
- Villavicencio-Enríquez, L. 2012. Producción, pérdida de peso y tasas de descomposición de hojarasca en cafetales tradicional y rústico, y selva mediana, en Veracruz, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 18: 159-173.
- Vos, V.C., van Ruijven, J., Berg, M.P., Peeters, E. y Berendse, F. 2013. Leaf litter quality drives litter mixing effects through complementary resource use among detritivores. *Oecologia* 173: 269-80.
- W.R.B. 2015. World reference base for soil resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps World Soil Resources Reports No. 106, F.A.O., Roma.