

DINÁMICA DE PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL PROCESO DE COMPOSTAJE CON DIFERENTES DOSIS DE MICROORGANISMOS EFICIENTES

Dynamics of physical and chemical properties of the composting process with different doses of efficient microorganisms

Daniela Ninoska Tola Garfias¹, Miguel Angel Lopez Mamani², Israel Macario Limachi Ledezma³

RESUMEN

El compostaje es el proceso de descomposición de los residuos sólidos orgánicos por poblaciones mixtas de microorganismos en condiciones controladas. El objetivo de esta investigación es evaluar el efecto de la adición de microorganismo eficientes en diferentes dosis y la dinámica de sus propiedades físicas y químicas durante todo el proceso de compostaje. Se evaluaron cuatro tratamientos T1 (0L EM/5L H₂O), T2 (0.1L EM/5L H₂O), T3 (0.5L EM/5L H₂O), T4 (1L EM/5L H₂O) con 110 días de duración. Los resultados mostraron que el control de temperatura evidencia que el tratamiento con mayor dosis de microorganismo eficientes se mantuvo mayor tiempo en la fase termófila a diferencia del tratamiento testigo (T1) por lo tanto una mayor higienización, en cuanto al pH los tratamientos empiezan con un pH ligeramente ácido y posteriormente aumentan hasta 9-10 para luego descender hasta valores de 9-8 en los tratamientos de T2, T3 y T4. Para la CE los tratamientos T1, T2 y T3 presentan valores superiores a los 5.00 dS m⁻¹, sin embargo, en el tratamiento T4 se presenta valores de 4.78 dS m⁻¹ por lo que se encontraría dentro del rango aceptable por diferentes normativas. En cuanto al carbono orgánico total (COT), se evidencia un mayor porcentaje de mineralización del tratamiento T4 y en menor porcentaje del T1 con respecto al carbono inicial. Para el caso del nitrógeno total se evidencia un ascenso de los tratamientos T2, T3 y T4 con inoculante microbiano por encima del tratamiento testigo atribuyendo eso a las bacterias fijadoras de nitrógeno presentes en los microorganismos eficientes. Finalmente, se puede evidenciar que las emisiones de CO₂ son un parámetro importante para identificar la actividad biológica y la estabilidad del compost, así también las emisiones de CO₂ producida por la transformación de COT es directamente proporcional a la temperatura. Esto demuestra que la incorporación de microorganismos eficientes beneficia los procesos de compostaje causando mayor actividad biológica en consecuencia; aumento de temperatura para una adecuada higienización, un incremento del porcentaje de mineralización del COT, mejora de las condiciones de pH y conductividad, una crecida del porcentaje de nitrógeno total y la estabilidad del compost final.

Palabras clave: compostaje, compost, microorganismos eficientes, nitratos, amonio, dióxido de carbono.

ABSTRACT

Composting is the process of decomposition of organic solid waste by mixed populations of microorganisms under controlled conditions. The objective of this research is to evaluate the effect of the addition of efficient microorganisms in different doses and the dynamics of their physical and chemical properties during the whole composting process. Four treatments T1 (0L EM/5L H₂O), T2 (0.1L EM/5L H₂O), T3 (0.5L EM/5L H₂O), T4 (1L EM/5L H₂O) with 110 days duration were evaluated. The results showed that the temperature control shows that the treatment with the highest dose of efficient microorganisms remained longer in the thermophilic phase, unlike the control treatment (T1), therefore a greater sanitization. As for pH, the treatments started with a slightly acid pH and later increased to 9-10 and then decreased to values of 9-8 in the treatments T2, T3 and T4. For EC, treatments T1, T2 and T3 presented values higher than 5.00 dS m⁻¹, however, treatment T4 presented values of 4.78 dS m⁻¹, which would be within the acceptable range according to different regulations. As for total organic carbon (TOC), a higher percentage of mineralization is evidenced in treatment T4 and a lower percentage in T1 with respect to initial carbon. In the case of total nitrogen, there is evidence of an increase in treatments T2, T3 and T4 with microbial inoculant over the control treatment, attributing this to the nitrogen-fixing bacteria present in the efficient microorganisms. Finally, it can be evidenced that CO₂ emissions are an important parameter to identify the biological activity and stability of the compost, as well as the CO₂ emissions produced by the transformation of TOC is directly proportional to the temperature. This shows that the incorporation of efficient microorganisms benefits the composting processes causing higher biological activity as a consequence; increase of temperature for an adequate sanitization, an increase of the TOC mineralization percentage, improvement of pH and conductivity conditions, an increase of the total nitrogen percentage and the stability of the final compost.

Keywords: composting, compost, efficient microorganisms, nitrates, ammonium, carbon dioxide.

¹✉ Investigador y Responsable del Laboratorio Agroambiental "La Casa del Agricultor", Empresa PURUMA, Bolivia.
ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-6582-933X>. dani.ninosg@gmail.com

² Responsable Técnico, Empresa PURUMA "Agricultura Regenerativa", Bolivia. ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-4875-807207:58>. mianloma17@gmail.com

³ Investigador, Empresa PURUMA "Agricultura Regenerativa", Bolivia. ORCID: <https://orcid.org/0009-0000-2119-4965>. islmled@gmail.com

INTRODUCCIÓN

Los residuos orgánicos representan el 65.65 % en La Paz-Bolivia (MPD/VPEE/DGPIEP/SC/SD, 2020), la abundancia de este residuo representa una oportunidad de generar un abono orgánico rico en nutrientes y de calidad por procesos de compostaje (Cardona-Castaño y Gaviria-Molina, 2022). Según Moreno y Moral (2008) el compostaje se basa en la actividad de diferentes microorganismos para tratar diferentes residuos orgánicos bajo condiciones de aireación y humedad. El compostaje fue el primer concepto para utilizar microorganismo eficientes (Che et al., 2013). Los microorganismo eficientes (EM) fue desarrollado y puesto en práctica por el Dr. Teruo Higa en 1970 en la Universidad Rykyus, Okinawa, Japón (Cahuana, 2023). Básicamente consistió en hallar la forma de que grupos de bacterias y hongos pudieran coexistir realizando una sinergia entre ellos (Higa, 1999).

Las principales especies involucradas en EM son: bacterias ácido lácticas (*Lactobacillus plantarum*, *L. Casei*, *Streptococcus lactis*), bacteria fotosintéticas (*Rhodopseudomonas palustris*, *Rhodobacter sphaeroides*), levaduras (*Saccharomyces cerevisiae*, *Candida utilis*), actinomicetos (*Streptomyces albus*, *S. griseus*) y hongos fermentadores (*Aspergillus oryzae*, *Mucor hiemalis*) (Sekeran et al., 2005). Estos microorganismos tienen la característica de ser un cultivo mixto de microorganismos anaeróbicos (Higa, 1999). Además, forman enzimas que degradan a los polisacáridos (carbohidratos de los residuos orgánicos) y los convierten en glucosa, siendo su principal fuente de energía, acelerando así, el proceso de degradación de la materia orgánica (Restrepo Rivera, 2020). Este consorcio microbiano fue desarrollado para sistemas de agricultura natural u orgánica, sin embargo, con más investigaciones se ha ampliado sus usos para resolver algunos problemas ambientales, mediante lo cual facilita la reutilización de la mayoría de los residuos (Mora y Morocho, 2019). Investigaciones realizadas en California (Sekeran et al., 2005), Malasia (Che et al., 2013) y Estados Unidos (Stoffella y Kahn, 2001) han destacado el uso de estos microorganismo para el compostaje, mejorando el tiempo de higienización, aumentando los niveles de degradación de materia orgánica y la mineralización del nitrógeno inorgánico, así también se evidencia el aumento del nitrógeno total por los microorganismos fijadores de nitrógeno presentes en el inoculante microbiano.

El objetivo de este estudio es evaluar el efecto del microorganismo eficiente en diferentes dosis y un testigo sobre los parámetros físico, químico y biológico en el proceso de compostaje.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación de la zona de estudio

El lugar donde se realizó la investigación fue en las instalaciones de la empresa PURUMA S.R.L. ubicada en el distrito 2 de la ciudad de Viacha, especificaciones geográficas se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Ubicación de las cajas de composteras.

Ubicación política	Ubicación Geográfica
Departamento: La Paz	Latitud: 16° 38' 28.8" Sur
Provincia: Ingavi	Longitud: 68° 17' 23.9" Oeste
Municipio: Viacha	
Distrito: 2	

Las temperaturas máximas a lo largo del año son de 16 a 19 °C con un temperatura promedio de 11.5 °C de noviembre a marzo y de 4°C en el mes de junio a octubre (Alvarez, 2007). De acuerdo a datos del Carlos y Mamani (2018) en la estación de Viacha la precipitación media anual es de 573.29 mm H2O.

Materiales

Se elaboraron composteras horizontales realizados por Román et al. (2013) con aberturas en las paredes laterales para asegurar una ventilación natural, con capacidad de aproximadamente de 30 kg de material, los cuales fueron monitoreados en un ambiente semi-controlado.

Metodología

Para la presente investigación se llevaron a cabo cuatro tratamientos, seleccionados con base en una revisión de diversas fuentes bibliográficas (Loayza, 2020; Restrepo, 2020; Zamora, 2018). Para dar inicio a la investigación se realizó una mezcla de residuos sólidos orgánicos de origen vegetal provenientes de cocina de restaurantes, así también se incorporó como material estructurante; paja, tallos de flores y hojas con la función de mantener la humedad y dar estructura a la mezcla (Liu, 2015). Se llevó a cabo la inoculación con diferentes dosis de microorganismos eficientes, aplicadas según los siguientes tratamientos: T1 (0 L de EM/5 L de H2O), T2 (0.1 L de EM/5 L de H2O), T3 (0.5 L de EM/5 L de H2O) y T4 (1 L de EM/5 L de H2O).

Finalmente, se realizó el análisis químico del material inicial en el laboratorio Agrícola-Ambiental "La Casa del Agricultor", de la empresa PURUMA "Agricultura

Regenerativa". A continuación, se presenta la composición química del material inicial analizado.

Tabla 2. Composición química del material inicial para el compostaje.

Parámetro	Unidad	Valor	Método de ensayo
Contenido de humedad	%	80.00	Gravimétrico
Matera seca	%	20.00	Gravimétrico
pH (1:5)	-	6.49	Potenciometría
CE	dS m ⁻¹	3.26	Potenciometría
Carbono total	%	49.54	Ignición
Nitrógeno total	%	1.67	Kjeldahl
relación C/N	-	29.66	Calculo
Fosforo total	%	0.18	Especrofotometría UV-Visible
Potasio total	%	2.82	Especrofotometría de emisión atómica
Sodio total	%	0.22	Especrofotometría de emisión atómica

La activación del microorganismo eficientes se realizó por medio de un biopreparado proviene del desarrollo de las bacterias fotosintéticas, ácido lácticas y levaduras en un medio de cultivo nutritivo (Restrepo, 2020). Para el conteo de microorganismos por el método directo se usó la cámara de Neubauer (Arredondo y Voltolina, 2014), los resultados de la población microbiana se presentan en la Tabla 3:

Tabla 3. Población de microorganismos eficientes (EM) por tratamiento.

Tratamiento	Microorganismos Eficientes (EM)		
	Lactobacilos	Levaduras	Fotosintéticos
T1 (0L EM/5L H2O)	0	0	0
T2 (0.1L EM/5 L H2O)	7.80x10 ⁴	9.80x10 ⁴	2.65x10 ⁴
T3 (0.5L EM/5 L H2O)	3.51x10 ⁶	4.41x10 ⁶	1.19x10 ⁶
T4 (1L EM/5 L H2O)	6.47x10 ⁷	8.13x10 ⁷	2.19x10 ⁷

La tabla muestra el total poblacional por clase de microorganismo (lactobacilos, levaduras y fototroficas) por dilución de cada tratamiento.

El control de temperatura se evaluó con un termómetro digital en los bloques a 30 y 40 cm de profundidad, con una frecuencia de tres veces al día, durante todo el tiempo del proceso de compostaje. Los niveles de humedad de las mezclas se monitorearon cada 20 días en laboratorio y se ajustaron agregando la cantidad de agua necesaria para obtener valores de; 50-60 % al comienzo del proceso, de 45-55 % en la fase termófila y de 30-40 % de materia seca en la etapa de maduración (Román et al., 2013).

Para la toma de muestras, se realizó el levantamiento de tres distintos puntos de las cajas composteras obteniendo una muestra representativa de aproximadamente 0.5 kg cada uno por tratamiento. Los parámetros como el contenido de pH y conductividad eléctrica de las muestras de compostaje se determinó

por el método potenciométrico en una relación de (1:5), el contenido de materia orgánica se analizó por ignición a 550 °C (Sazawka et al., 2005). El nitrógeno total se determinó por el método Kjeldahl y el amonio y nitratos por el método de ion selectivo (Arango y Perez, 2005), las concentraciones de CO₂ emitidas se determinó por incubación y captura con NaOH (1N) (FAO, 2023).

El diseño experimental se llevó a cabo utilizando un Diseño Completamente al Azar (DCA), con cuatro tratamientos y tres repeticiones, para un total de 12 unidades experimentales. Los resultados obtenidos fueron analizados mediante un análisis de varianza (ANOVA). Las variables a tomar en cuenta fueron temperatura, coliformes totales y fecales, pH, Conductividad, carbono orgánico total, nitrógeno total, nitratos, amonio y emisiones de CO₂.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Comportamiento térmico durante el compostaje

La fluctuación de temperatura durante el proceso de compostaje ocurre principalmente por 4 fases: fase Mesofila, fase termófila, fase de enfriamiento o mesofila II y fase de maduración (Figura 1). La fase mesofila ocurre los primeros dos días donde observamos un ascenso de la temperatura hasta los 45 °C (Román et al., 2013). El rápido aumento de la temperatura es debido a una alta cantidad de sustancias de fácil degradación en la materia prima (Che et al., 2013).

La fase termófila se caracteriza principalmente por la sucesión de microorganismos mesofilos por microorganismos termófilos (Mahapatra et al., 2022). Como se observa en la Figura 1 el tratamiento testigo (T1) permaneció durante tres días en la etapa termófila,

alcanzando una temperatura máxima de 56.9 °C demostrando una evolución lenta de temperatura a diferencia de los tratamientos con inoculo microbiano (T2, T3, T4), los cuales permanecieron 10 días en esta fase, alcanzando temperaturas superiores a los 60 °C. Esto se explica por la riqueza de microorganismos existentes en los tratamientos inoculados, provocando un ataque a la materia orgánica fácilmente degradable (Fan et al., 2017; Jimenez y Pérez, 1991), el calor fue causado por la respiración y degradación del compost por la población de microorganismos (Che et al., 2013) Varios autores coinciden en que la fase termófila debe mantenerse al menos durante 10 días y el nivel óptimo debe estar entre los 60 y 70 °C para destruir patógenos de origen fecal como coliformes fecales y escherichia coli (Jimenez y Pérez, 1991; Román et al., 2013) demostrando lo mencionado en la Tabla 4.

Así también, en los tratamientos se evidenció a los seis días un descenso de temperatura por lo cual se procedió a un volteo, esto con el fin de proporcionar oxígeno a los microorganismo y su actividad no se vea afectada por procesos de anaerobiosis (Cayuela et al., 2008). Este periodo termófilo en los tratamientos T2, T3 y T4, así como el número de volteos (llevado a cabo por el criterio de disminución de temperatura), fue suficiente para la destrucción de patógenos como se vio reflejado en los resultados de análisis de coliformes totales y fecales al final del compostaje (Tabla 4).

Cuando la temperatura empieza a descender desde los 45 °C inicia la fase de enfriamiento o mesofila II debido a que la actividad microbiana disminuye, esto por el agotamiento de fuentes de carbono disponible, así también los microorganismo termófilos son sustituidos por los mesofilos y aparecen algunos hongos visible (Román et al., 2013) como se puede ver en la Figura 1 la temperatura empezó a disminuir para el tratamiento testigo a partir de los cinco días desde el inicio de compostaje a diferencia de los demás tratamientos que fue después de los 13 días del inicio, la cual tuvo una duración de cuatro semanas y cuatro días. Muchos autores han señalado la importancia de esta fase mesofila (y una posterior fase de maduración) debido a su desarrollo de eumicetos y actinomicetos mesofilos, los cuales son muy activos durante la degradación de la celulosa y la lignina (de Bertoldi et al., 1983).

Finalmente, cabe mencionar que la actividad microbiana se evidencia además por el hecho de que las curvas de temperatura se mantuvieron por encima de la temperatura ambiente durante el periodo de 43 días. Cuando las temperaturas de los tratamientos alcanzaron la temperatura ambiente, significó el inicio la fase de maduración con una duración de nueve semanas, esta fase es caracterizada por tener una duración de meses donde se producen reacciones secundarias de condensación y polimerización de compuestos carbonatados para formar ácidos húmicos y fulvicos (Román et al., 2013).

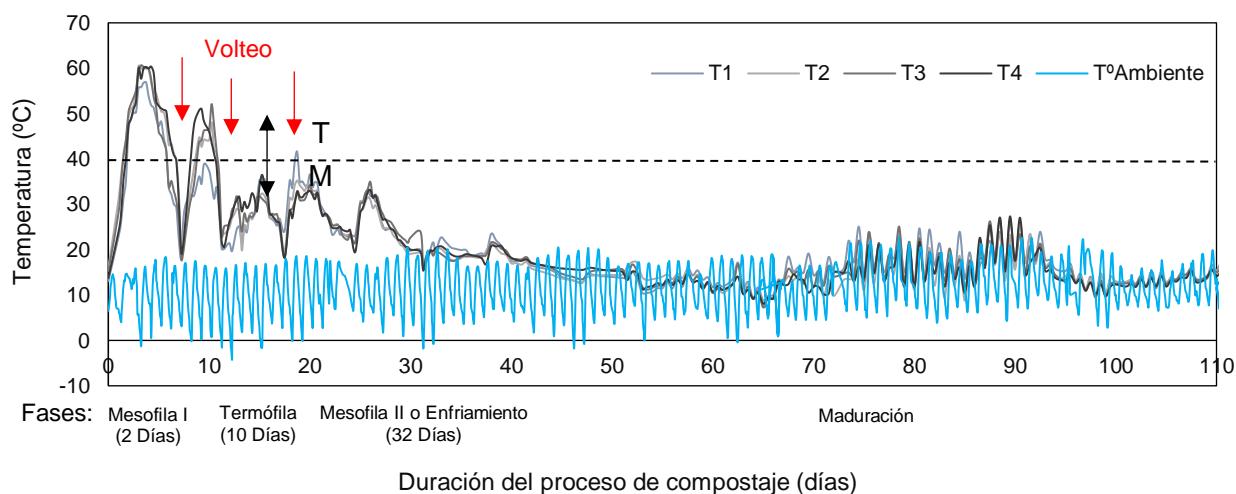


Figura 6. Evolución de la temperatura promedio durante el compostaje y la temperatura ambiente.

Higienización

Las temperaturas alcanzadas por los tratamientos (mayores a 55°C) tuvieron efecto sobre la higienización de los compost. Sin embargo, se observa menor contenido de coliformes totales en el tratamiento T4 y

nula en los coliformes fecales en los tratamientos T2, T3 y T4 y no así, en el tratamiento T1 con presencia de coliformes fecales, esto debido a que los tratamientos con inoculante microbiano se encontraron mayor tiempo en la fase termófila a diferencia del tratamiento testigo (Tabla 4).

Tabla 4. Comparación de contenido de patógenos por tratamiento.

Tratamiento	Coliformes totales	Coliformes fecales
T1 (0L/5L H2O)	278.10	2.00
T2 (0.1L/5 L H2O)	216.00	<0.1803
T3 (0.5L/ 5L H2O)	171.00	<0.1803
T4 (1L/ 5L H2O)	120.50	<0.1803

Variación del pH y conductividad eléctrica en el proceso de compostaje

Al igual que la temperatura, el pH puede ser un indicador de la evolución de la fase biooxidativa y el desarrollo microbiano (Jimenez y Pérez, 1991) como se observa en la Figura 2 los tratamientos siguen modelos comunes descrito por varios autores para el compostaje de residuos orgánicos urbanos (Bueno et al., 2017; Jimenez y Pérez, 1991), empiezan con un pH moderadamente ácido, posteriormente a medida que aumenta la temperatura el pH aumenta gradualmente hasta 9-10 principalmente por la intensa actividad microbiana y la degradación metabólica de ácidos orgánicos y, además por la proteólisis intensiva que libera compuestos de amoniaco (Jimenez y Pérez, 1991; Sánchez-Monadero et al., 2001). La solubilización del amoniaco condujo a la formación de amonio y a un aumento de pH especialmente en los tratamientos T2 y T3, donde los valores aumentaron hasta 10.08 y 10.04, respectivamente. Sin embargo, una vez iniciada la nitrificación después de la etapa

termófila, el pH desciende ligeramente durante la etapa de enfriamiento y maduración hasta valores de 9 y 8 en los tratamientos T2, T3, y T4.

Por otro lado, la conductividad eléctrica determina la concentración de sales solubles presentes en el compost (Paredes et al., 2020). Como se puede apreciar en la Figura 2 se ha evidenciado la misma tendencia de valores elevados en los cuatro tratamientos, los cuales se igualan a los valores obtenidos de conductividad eléctrica del compost elaborados por Paredes et al. (2020) y Vázquez y Loli (2018). Sin embargo, se evidencia en la Figura 2 que el tratamiento testigo (T1) al final de proceso presenta un valor de 6.07 dS m⁻¹, así mismo, los tratamientos T2 y T3 presentan valores de 5.89 y 5.85 respectivamente y el tratamiento T4 con 4.78 dS m⁻¹ de conductividad eléctrica al final de compost. Es así que, Shilev et al. (2007) sugiere que la conductividad eléctrica debería ser inferior a los 4 dS m⁻¹ y la normativa española (BOE, 2013) indica que la conductividad eléctrica del compost final se encontraría dentro los 3.39 a 5.23 dS m⁻¹, así mismo, Madrid et al. (2000) recomiendan cuando la conductividad eléctrica superan los a 5.5 dS m⁻¹, se debe prolongar el período de compostaje para disminuir el contenido de sales. Por lo tanto, en base a lo descrito por Madrid et al. (2000) a estos resultados los tratamientos T1, T2 y T3 requerirían mayor tiempo de proceso de descomposición.

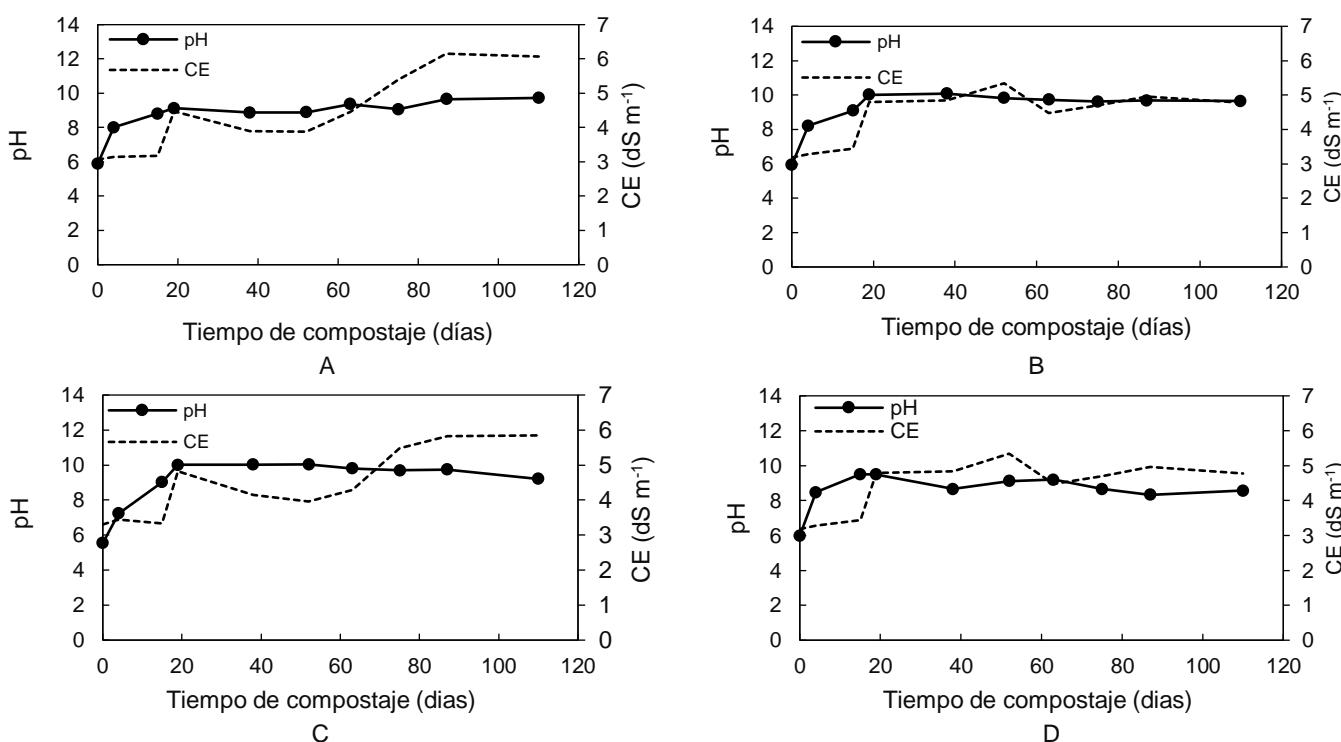


Figura 2. Evolución de la conductividad eléctrica (dS m⁻¹) y el pH en el proceso de compostaje. T1= 0L EM/5L H2O (A); T2= 0.1L EM/5L H2O (B); T3= 0.5L EM/5L H2O (C); T4= 1L EM/5L H2O (D).

Comportamiento de carbono orgánico total en el proceso de compostaje

Bueno et al. (2017) mencionaron que el descenso del carbono orgánico llegaría a representar casi un 20 %, esto debido a su mineralización y a la pérdida de carbono en forma de CO₂ por acción de los microrganismos (Awasthi et al., 2015). Algunos de los microrganismos más importantes en compost y en el inoculante microbiano son las actinobacterias; *Streptomyces thermophilus*, *Actinobifida chromogena*, *Thermoactinomyces vulgaris* (Insam y de Bertoldi, 2007) las cuales tienen la capacidad de crecer en altas temperaturas y degradar compuestos

complejos, son grupos que crecen principalmente en la fase termófila (Sánchez et al., 2017). En la Figura 3 se puede apreciar que la diminución de carbono orgánico total (TOC), del 23 % para el tratamiento T4 y del 14 % para T1, estos valores son similares a lo reportado por (Che et al., 2013). La rapidez de transformación del carbono orgánico depende de su naturaleza física y química de los microorganismos que intervienen y de las condiciones físicas y químicas del proceso (Frederick et al., 2004). Así mismo según el análisis de varianza indica que la aplicación de mayor dosis de EM tuvo una diferencia significativa ($p<0.05$) en el compost, lo que significa que el tratamiento T4 perdió más carbono que los tratamientos T1, T2 y T3.

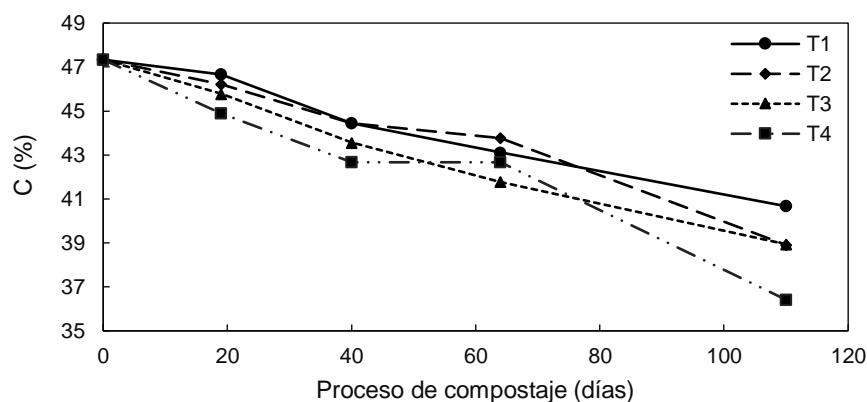


Figura 7. Comportamiento del carbono orgánico total en el proceso de compostaje.

Variación del nitrógeno total (N), amonio (NH4-N) y nitratos (NH3-N) en el proceso de compostaje

El incremento progresivo en los cuatro tratamientos del nitrógeno total según Awasthi et al. (2015) se debe a la pérdida neta de la masa ocasionada por la pérdida de carbono en forma de CO₂ y a la actividad de las bacterias aeróbicas fijadoras de nitrógeno presentes en el compost, principalmente asociadas con la etapa mesofila: *Azospirillum*, *Enterobacter*, *Bacillus*, *Clostridium* (Insam y de Bertoldi, 2007; Sánchez et al., 2017). Aunque también ocurre pérdida de N por lixiviación de NO₃-N y volatilización de NH₃ (Che et al., 2013). En la Figura 4(a) se observa que a partir de la segunda semana en los tratamientos T2, T3 y T4, los

niveles de nitrógeno se elevaron por encima del tratamiento testigo, debido a la actividad de las bacterias presentes en el inoculante microbiano, estos microorganismos (*R. sphaeroides*) se encuentran dentro de la familia de las bacterias fotosintéticas, identificados en el consorcio microbiano (Tabla 3), siendo su principal actividad la de fijar nitrógeno (Leiva y Tanya, 2019; Pérez et al., 2015; Sánchez et al., 2017). El comportamiento del nitrógeno total de los tratamientos con inoculante microbiano concuerdan con los trabajos de investigaciones realizadas por Che et al., (2013); Goyal et al. (2005); Medina (2013); Paredes et al. (1996); Sánchez-Monedero et al. (2001); Sharma y Sharma (2014).

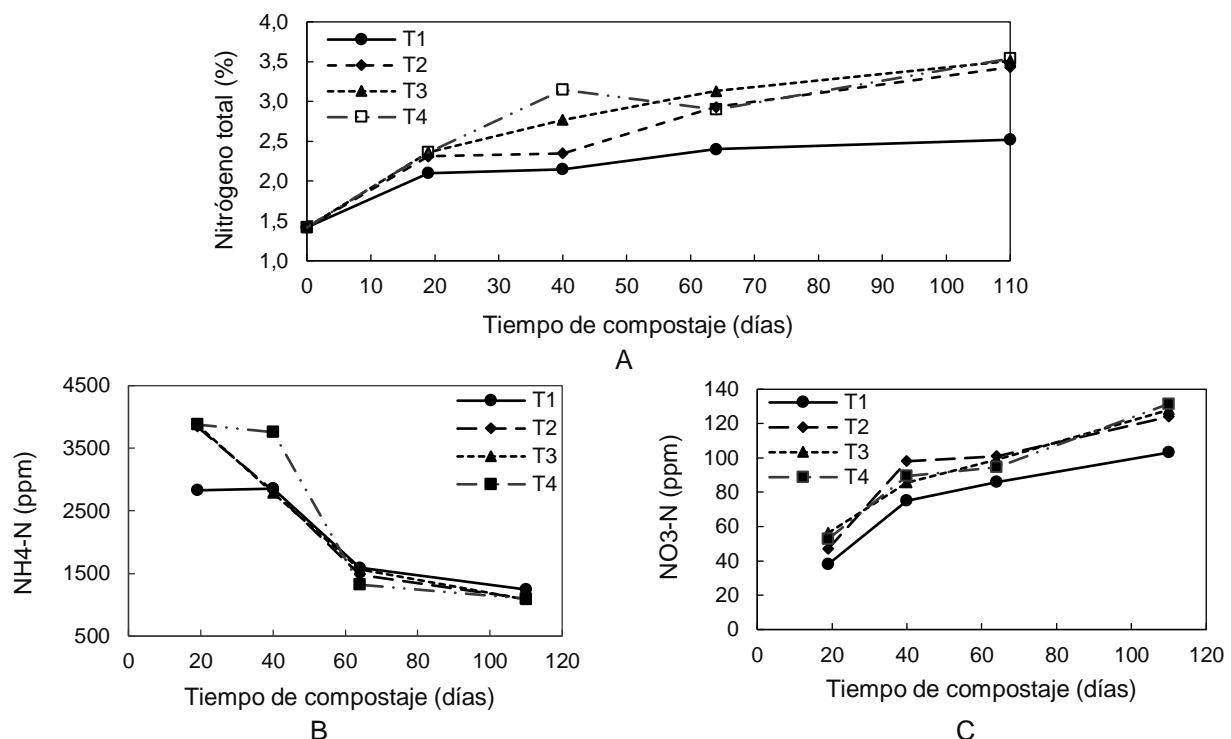


Figura 8. Cambios de los comportamientos químicos del N total (A); NH4-N (B) y NO3-N (C), durante el proceso de compost. T1=Tratamiento 1 con 0L/5L H2O; T2=Tratamiento 2 con 0.1L/5L H2O; T3=Tratamiento 3 con 0.5L /5L H2O; T4=Tratamiento 4 con 1L /5L H2O.

Brinton et al. (2000) explican el comportamiento del nitrógeno orgánico, en las primeras etapas del compostaje; los microorganismos termófilos convierten el N orgánico en N de amonio por procesos de amonificación, a medida que el proceso continúa las concentraciones de amonio por procesos de oxidación descienden y los nitratos aumentan como se ve en la Figura 4(b) y 4(c).

Las mayores concentraciones de NH4-N se produjeron hasta los 20 días, cuando la mineralización del carbono orgánico es más intensa, a partir de este día, se observó la reducción de NH4-N y el ascenso de NO3-N debido a la oxidación del nitrógeno amoniacal por las bacterias nitrificantes; *Bacillus spp.*, *Nitrobacter spp.*, *Nitrosomonas spp.*, *Nitrospira spp.*, *Nitrosococcus spp.*, *Nitrosolobus spp.*, *Nitrococcus spp.* (Sánchez et al., 2017), este proceso ocurre cuando la temperatura del compost es inferior a los 40°C (Tisdale et al., 1987). Así también, la concentración más baja de NH4-N se observa en el T1 esto del resultado de la menor intensidad de degradación de la MO, los tratamientos T2 y T3 cuentan con una notoria disminución de NH4-N después de los 20 días debido a la perdida amonio por pH elevados (Figura 2) (Sánchez-Monedero et al., 2001). El T4 al presentar mayor contenido de NH4-N experimenta un mayor grado de nitrificación (131.50 ppm) al final de proceso

a diferencia de las concentraciones finales de los demás tratamientos. Comportamientos muy similares en NH4-N tuvo la investigación realizada por Soliva y Lopez (2004) obteniendo en sus tratamientos valores superiores a los 3 000 ppm los primeros 20 días e inferiores a los 1 000 ppm después de los 90 días de compostaje.

Finalmente Sullivan y Miller (2020) indican que el amonio y el nitrato son parámetros de control que pueden indicar la madurez de compost. Normalmente, en los compost inmaduros el nivel de Nitrato supera los niveles de amonio (Brinton et al., 2000). Algunos autores como Ansorena (1994) y Fortis-Hernández et al. (2012) recomiendan que el valor de concentración de nitratos sea de al menos 100 ppm y no excedan las 300 ppm lo que se consideraría un compost maduro. Por otro lado, Bernal et al. (1998) indica que el valor máximo es de 400 ppm. En cuanto al amonio Radovich y Arancon (2011) indica que la concentración de amonio debe ser inferior a los 1 000 ppm.

Variación de la relación de C/N en el proceso de compostaje

La relación carbono orgánico total y nitrógeno total de la mezcla de residuos a compostar es uno de los indicadores más utilizados para estudiar la evolución de

la materia orgánica durante el proceso compostaje, como se puede ver en la Figura 5, los valores iniciales de relación C/N se encuentran en el rango adecuado (15:1 - 35:1) para el inicio de compostaje. Al inicio del compostaje los microorganismos consumen entre el 15 y 30 % más carbono que el nitrógeno. Por lo tanto, una relación 30:1 se considera favorable (Soto y Muñoz, 2002). Para todos los tratamientos de compost se disminuyó significativamente esta relación, con el

tiempo y comenzó a estabilizarse a partir de los 40 días lo que representa la pérdida de materia orgánica o de carbono en forma de dióxido de carbono y al aumento del nitrógeno por a la actividad de las bacterias aeróbicas fijadoras de nitrógeno presentes en el compost (Insam y de Bertoldi, 2007; Sánchez et al., 2017). El valor obtenido de los tratamientos (T2, T3, T4) con EM son similares a los valores obtenidos por Fan et al. (2017) en compost con microorganismo eficientes.

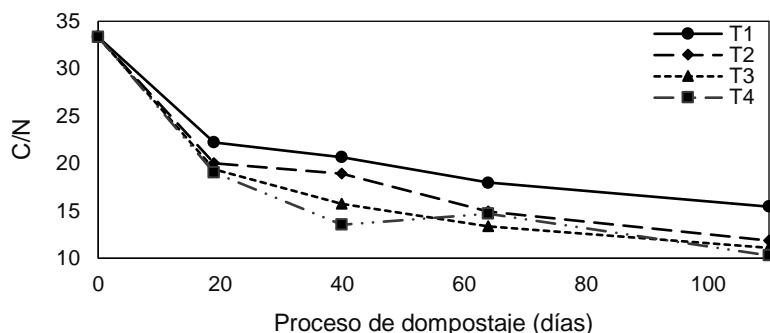


Figura 9. Relación C/N en el proceso de compostaje.

Variación de la emisión de Dióxido de Carbono (CO₂) en el proceso de compostaje

En la Figura 6 se puede evidenciar que durante los primeros 30 días que dura la fase termófila y parte de la etapa mesófila descendente, existe mayores emisiones de CO₂ esto se debe a que existe mayor actividad biológica, por lo tanto, mayor degradación y

conversión del carbono orgánico en CO₂. Se puede observar que el tratamiento T4 existe un mayor desprendimiento de CO₂ en la primera fase del compostaje, lo que significa que el tratamiento perdió más carbono que el T1 y un descenso abrupto en la fase de enfriamiento esto se debe a que a partir de los 50 días existe material orgánico estabilizado.

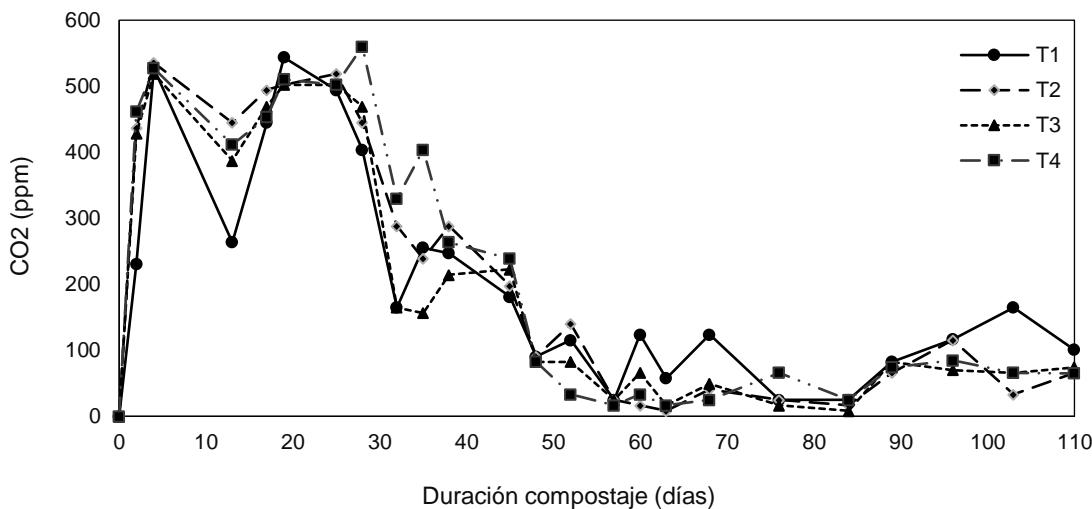


Figura 6. Curvas de emisiones de CO₂ durante el proceso de compostaje.

Los valores presentados en la Figura 7 concuerdan con lo que menciona Velasco-Velasco et al. (2004) quienes afirmaron que a mayor temperatura mayor producción de CO₂ confirmado con lo obtenido ya que el coeficiente de correlación, en el caso de los cuatro

tratamiento dio el valor de >0.80, número que según Alvarez y Huayta (2008) se considera que existe una correlación entre las emisiones de CO₂ vs la temperatura (Figura 7).

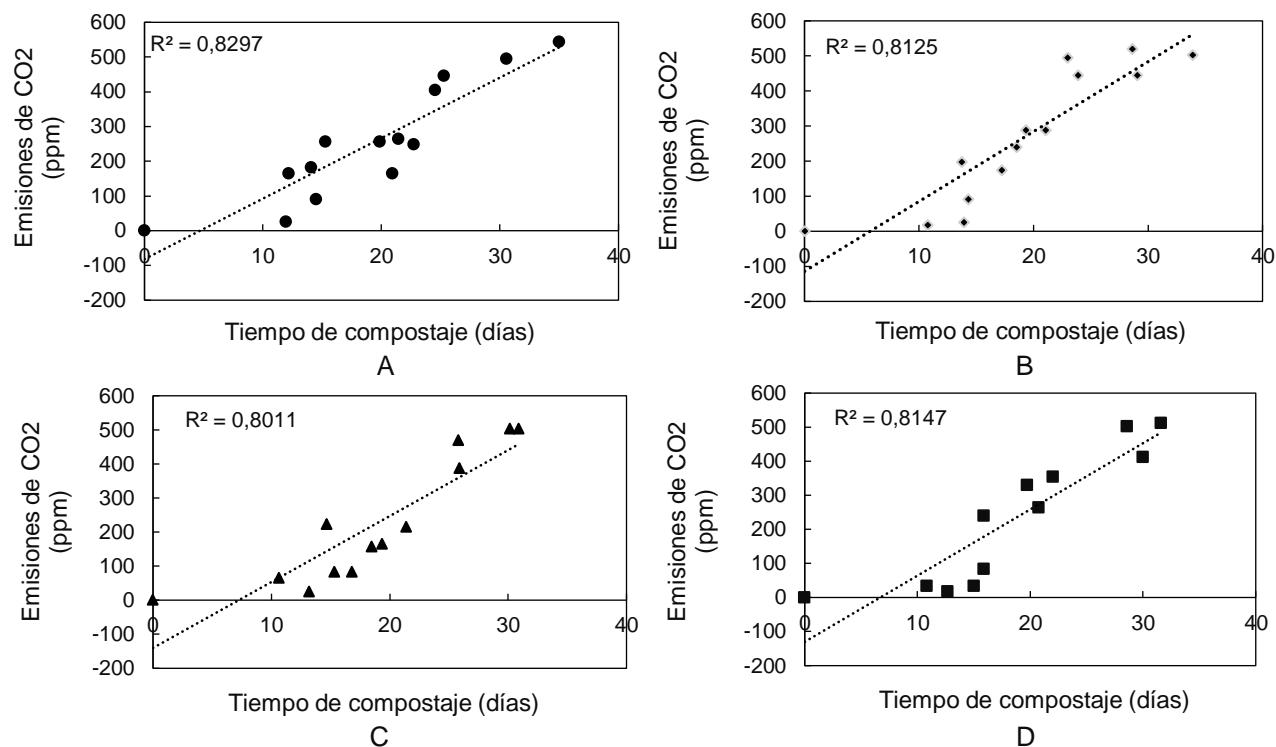


Figura 10 Correlación de emisiones de CO₂ y Temperatura. La correlación entre las emisiones de CO₂ vs Temperatura del compost donde del T1 (A), T2 (B), T3 (C) y T4 (D) evidenciando la relación con la temperatura del compost.

CONCLUSIONES

La investigación concluye que al adicionar microrganismos eficientes EM, dentro de los procesos de compostaje, existen características beneficiosas para el desarrollo de este abono orgánico. Se ha comprobado en los resultados que el inoculante microbiano tuvo influencia física, química y biológica, en los tratamientos T2, T3 y T4 y no así tratamiento testigo T1. Se denoto que existe un incremento de las temperaturas superiores a los 60 °C en los tratamientos con inoculo microbiano y un mayor tiempo de duración en la fase termófila a diferencia del tratamiento testigo, favoreciendo la higienización del compost sin presencia de coliformes fecales. Se demostró la mejora de las características químicas en cuanto a pH de 8.58 y 4.78 dS m⁻¹ de CE en el tratamiento T4 encontrándose los valores en el rango aceptable según algunas normativas. En cuanto al nitrógeno se ha evidenciado un aumento en los tratamientos T2, T3 y T4 con valores de 3.43, 3.51 y 3.54 % respectivamente, siendo superiores al tratamiento testigo con 2.52 %, por las bacterias fijadoras de nitrógeno y mayor porcentaje de mineralización del nitrógeno orgánico. Finalmente se puede apreciar que los valores de la producción de las tasas de CO₂, repercuten en la mineralización del carbono, siendo que los valores fueron mayores en

tazas de degradación del T4 con 36.42 % de carbono orgánico inferiores a los valores de 40.67 % que presento el tratamiento T1, demostrando que estas tasas de dióxido de carbono se relacionan con las diferentes fases térmicas dentro del proceso de compostaje.

BIBLIOGRAFÍA

Alvarez, A; Huayta, E. 2008. Medidas y errores (en línea). Tercera Ed. Disponible en <https://es.scribd.com/document/712053098/MEDIDAS-Y-ERRORES-Alvarez-Huayta-1>

Alvarez, J. 2007. Plan de desarrollo municipal (en línea). Disponible en https://alternativascc.org/wp-content/uploads/2020/12/PCA-Viacha_FINAL-web.pdf

Ansorena, J. 1994. Sustratos propiedades y caracterización (en línea). Mundi Prensa Libros. Disponible en https://books.google.com.cu/books/about/Sustratos.html?id=RU3OAAQACAAJ&redir_esc=y

Arango, G; Perez, JC. 2005. Determinación de nitratos y amonio en muestras de suelo mediante el uso de electrodos selectivos (en línea). Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín 58:2733-2740. Disponible en http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&id=S0304-28472005000100012

Arredondo, BO; Voltolina, D. 2014. Concentración, recuento celular y tasa de crecimiento (en línea). Disponible en <https://www.researchgate.net/publication/253237563>

Awasthi, M; Pandey, A; Bundela, PJK. 2015. Co-composting of organic fraction of municipal solid waste mixed with different bulking waste: Characterization of physicochemical parameters and microbial enzymatic dynamic (en línea). *Bioresource Technology* 182. Disponible en <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.104>

Bernal, BF. 2008. Especiación química de mercurio en suelos contaminados del Estado de Hidalgo. Universidad Autónoma de México.

BOE. 2013. Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes (en línea). Boletín Oficial del Estado. Boletín Oficial del Estado, 164(Sec. I):5119-51207. Disponible en <https://www.boe.es/eli/es/rd/2013/06/28/506>

Brinton, WF; Gardner, G. 2000. Compost quality standards & guidelines compost standards & guidelines (en línea). 1-42. Disponible en <https://compost.css.cornell.edu/Brinton.pdf>

Bueno, P; Diaz, MJ; Cabresa, F. 2017. Factores que afectan al proceso de Compostaje Pedro (en línea). *Advanced Materials*, 29(10). Disponible en <https://doi.org/10.1002/adma.201604105>

Cahuana, G. 2023. Microorganismos eficientes y cal agrícola en la elaboración de compost con cáscaras de cacao (*Theobroma cacao* L.), Pichari (en línea). Universidad Nacional de San Cristobal de Huamanga. Disponible en <https://repositorio.unsch.edu.pe/server/api/core/bitstreams/1f70fb2e-f891-4e76-adf2-dd6c1c6a2037/content>

Cardona-Castaño, JD; Gaviria-Molina, JP. 2022. Diseño de un sistema productivo para la generación de fertilizante orgánico a base de residuos vegetales de una empresa floricultora (en línea). Disponible en <https://core.ac.uk/download/pdf/568213635.pdf>

Carlos, J; Mamani, Q. 2018. Curvas IDF para la estación meteorológica de Viacha, departamento de La Paz (en línea). *Revista de Investigación e Innovación Agropecuaria y de Recursos Naturales* 5(1):99-105. Disponible en http://www.scielo.org.bo/pdf/riarn/v5n1/v5n1_a12.pdf

Cayuela, ML; Mondini, C; Sánchez-Moneder, MA; Roig, A. 2008. Chemical properties and hydrolytic enzyme activities for the characterisation of two-phase olive mill wastes composting (en línea). *Bioresource Technology*, 99(10):4255-4262. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.08.057>

Che, ML; Abd, L; Abdul, P. 2013. Composting of rice straw with effective microorganisms (EM) and its influence on compost quality (en línea). *Iranian Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 10(17):1-9. Disponible en <https://doi.org/10.1186/1735-2746-10-17>

de Bertoldi, M; Vallini, G; Pera, A. 1983. The Biology of Composting: A Review (en línea). *Waste Management & Research*, 1(2):157-176. Disponible en <https://doi.org/10.1177/0734242X8300100118>

Fan, Y; Van, LC; Ten, JJ; Chua, LS; Sarmidi, MR; Leow, CW. 2017. Evaluation of Effective Microorganisms on Home Scale Organic Waste Composting Yee (en línea). *Journal of Environmental Management* 216(1). Disponible en <https://www.researchgate.net/publication/316177830>

FAO. 2023. Standard operating procedure for soil respiration rate (en línea). Disponible en <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/e9f3525e-d101-4fee-9330-ba166eafa90d/content>

Fortis-hernández, M; Preciado-Rangel, P; García-hernández, JL; Bravo, AN; Antonio, J. 2012. Sustratos orgánicos en la producción de chile pimiento morrón (en línea). *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 3: 1203-1216. <https://www.redalyc.org/pdf/2631/263123222011.pdf>

Frederick, CM; John, P; Jerome, R. 2004. Mass and nutrient losses during the composting of dairy manure amended with sawdust or straw (en línea). *Compost Science & Utilization*. Disponible en <https://doi.org/10.1080/1065657X.2004.10702201>

Goyal, S; Dhull, SK; Kapoor, KK. 2005. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity (en línea). *Bioresource Technology*, 96(14):1584-1591. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.12.012>

Higa, T. 1999. Application of Effective Microorganism for Sustainable Crop Production (en línea). University of the Ryukyus, Okinawa, Japan. Disponible en <http://www.eminfo.nl/wp-content/uploads/2013/08/Application-of-EM-for-Sustainable-Crop-Production-paper-1999.pdf>

Insam, H; de Bertoldi, M. 2007. Microbiology of the composting process (en línea). *Waste Management Series*, 8:25-48. Disponible en [https://doi.org/10.1016/S1478-7482\(07\)80006-6](https://doi.org/10.1016/S1478-7482(07)80006-6)

Jimenez, E; Pérez, V. 1991. Composting of domestic refuse and sewage sludge, evolution of temperature, pH, C/N ratio and cation-exchange capacity (en línea). *Resources, Conservation and Recycling*, 6(1):45-60. Disponible en [https://doi.org/10.1016/0921-3449\(91\)90005-9](https://doi.org/10.1016/0921-3449(91)90005-9)

Leiva, M; Tanya, M. 2019. Microorganismos eficientes, propiedades funcionales y aplicaciones agrícolas (en línea). *Centro Agrícola*, 46(2):93-103. Disponible en http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S025357852019000200093&lng=es&nrm=iso&tlng=es

Liu Xu, L. 2015. Desarrollo de nuevos sustratos a base de compost y biochar para la propagación y producción de *Rosmarinus officinalis* L. en vivero profesional (en línea). Universidad Politécnica de Valencia. Disponible en <http://hdl.handle.net/10251/54191>

Loayza, RC. 2020. Elaboración de compost a partir de la incorporación de tres tipos de aceleradores biológicos en residuos de mercados, parques y jardines (en línea). Universidad Nacional de San Arequipa. Disponible en <http://hdl.handle.net/20.500.12773/11401>

Madrid, C; Quevedo, V; Andrade, E. 2000. Estudio de la biotransformación aeróbica de los desechos lignocelulósicos pergamino de café (*Coffea arabica* L.) y tallos de pasto guinea (*Panicum maximum*) Study of aerobic transformation of lignocelulosic waste: coffee (*Coffea arabica* L.) and stem (en línea). *Rev. Fac. Agron*,

505-517(7):505-517. Disponible en https://www.revfacagronluz.org.ve/PDF/noviembre_diciembre2000/ra6003.pdf

Mahapatra, S; Ali, MH; Samal, K. 2022. Assessment of compost maturity-stability indices and recent development of composting bin (en línea). *Energy Nexus*, 6:100062. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100062>

Medina, P. 2013. Efecto de compost inoculado con bacterias de los géneros Azotobacter y Novosphingobium fijadoras de nitrógeno en el rendimiento del olivo (*Olea europaea* L.) en la Yarada – Tacna (en línea). Disponible en <https://www.researchgate.net/publication/335998222>

Moreno, J; Moral, R. 2008. Compostaje (en línea). Mundipren. Disponible en https://books.google.com.pe/books?id=IWYJAQAAQBAJ&printsec=frontcover&hl=es&source=gbs_vpt_read#v=onepage&q&f=false

MPD/VPEE/DGPIEP/SC/SD. 2020. Fortalecimiento institucional – estudio de caracterización de residuos sólidos, para una planta de industrialización de basura en la ciudad de La Paz, como posible fuente de generación de energía, en el marco de la promoción y atracción de inversiones (en línea). Disponible en <https://lapaz.bo/wp-content/uploads/2023/11/Estudio-de-Caracterizacion-de-residuos-solidos-La-Paz.pdf>

Paredes, C; Bernal, MP; Roig, A; Cegarra, J; Sanchez-Monedero, MA. 1996. Influence of the bulking agent on the degradation of olive-mill wastewater sludge during composting (en línea). pp. 205-210. International Biodeterioration and Biodegradation. Disponible en [https://doi.org/10.1016/S0964-8305\(96\)00052-2](https://doi.org/10.1016/S0964-8305(96)00052-2)

Paredes, M; Mantilla, J; Vilca, D; Vallejos, J. 2020. Caracterización de nueve compostajes a base de residuos vegetales y pecuarios del valle de Condebamba en los Andes del Norte Peruano (en línea). Disponible en <https://www.lrrd.org/lrrd32/11/mepau32172.html>

Pérez, F; León, J; Galindo, N. 2015. Actinomicetos aislados del compost y su actividad antagonista a fitopatógenos de la papa (*Solanum tuberosum* spp. *andigena* Hawkes) (en línea). *Revista mexicana de fitopatología*, 33(2):116-139. Disponible en https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0185-33092015000200116

Radovich, T; Arancon, N. 2011. Tea Time In the Tropics A handbook for compost tea production and use (en línea). Disponible en <https://www.researchgate.net/publication/249993193>

Restrepo, J. 2020. Mierda a la carta, un nuevo ABC de la agricultura orgánica (en línea). Editorial, p. 482. Disponible en <https://lamierdadevaca.com/producto/mierda-a-la-carta-un-nuevo-abc-de-la-agricultura-organica/>

Román, P; Martínez, M; Pantoja, A. 2013. Manual de compostaje del agricultor (en línea). En Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe. Disponible en <https://www.fao.org/4/i3388s/i3388s.pdf>

Sánchez-Monedero, MA; Roig, A; Paredes, C; Bernal, MP. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures (en línea). *Bioresource Technology*, 78(3):301-308. Disponible en [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00031-1](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00031-1)

Sánchez, Ó; Ospina, DA; Montoya, S. 2017. Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process (en línea). 26. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.012>

Sazawka, RA; Carrasco, RMA; Grez, R. 2005. Métodos de análisis de compost.

Sekeran, V; Balaji, C; Bhagavathipushpa, T. 2005. Evaluation of Effective Microorganisms (EM) In Solid Waste Management (en línea). *Electronic Green Journal*, 51(05):51-2628-51-2628. Disponible en <https://doi.org/10.5070/G312110589>

Sharma, A; Sharma, R. 2014. Insights into rapid composting of paddy straw augmented with efficient microorganism consortium (en línea). Disponible en <https://doi.org/10.1007/s40093-014-0054-2>

Shilev, S; Naydenov, M; Vancheva, V; Aladjadjyan, A. 2007. Composting of food and agricultural wastes (en línea). Utilization of By-Products and Treatment of Waste in the Food Industry, 283-301. Disponible en https://doi.org/10.1007/978-0-387-35766-9_15

Soliva, M; Lopez, M. 2004. Calidad del compost: Influencia del tipo de materiales tratados y de las condiciones del proceso (en línea). Escola Superior d'Agricultura de Barcelona. Disponible en https://ruralcat.gencat.cat/documents/20181/81510/Altres3_Calidad+del+compost+_influencia+del+tipo+de+material+tratado+y+delas+condiciones+del+procesopdf/80b5b931-0521-426b-a733-6be0ac2d3a68

Soto, G; Muñoz, C. 2002. Consideraciones teóricas y prácticas sobre el compost, y su empleo en la agricultura orgánica Gabriela (en línea). CATIE 65:123-129. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/5955>

Stoffella, PJ; Kahn, BA. 2001. Compost utilization in horticulture cropping systems (en línea). Disponible en <https://www.researchgate.net/publication/284229276>

Sullivan, D; Miller, R. 2020. Compost quality attributes, measurements, and variability (en línea). Disponible en <https://doi.org/10.1201/9781420026221.ch4>

Tisdale, S; Nelson, WL; Beaton, JD. 1987. Soil Fertility and Fertilizers (en línea). Disponible en <https://archive.lib.msu.edu/tic/weprt/article/1988aug46.pdf>

Vázquez, J; Loli, O. 2018. Compost and vermicompost as amendments in the recovery of a soil degraded by the management of *Gypsophila paniculata* (en línea). *Scientia Agropecuaria*, 9(1):43-52. Disponible en <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2018.01.05>

Velasco-Velasco, J; Figueroa-Sandoval, B; Ferrera-Cerrato, R; Trinidad-Dantos, A; Gallegos-Sánchez, J. 2004. CO₂ and microbial population dynamics in manure and straw compost under aeration. *Terra Latinoamericana* 22(3):307316. Disponible en <https://www.redalyc.org/pdf/573/57322307.pdf>

Zamora, K. 2018. Comparación de dos tipos de compost tratados con diferentes aceleradores biológicos aprovechando los residuos orgánicos del sector de Pianguapí-Esmeraldas (en línea). Disponible en <https://catalogobiblioteca.puce.edu.ec/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=258499>

Artículo recibido en: 16 de octubre del 2024
Aceptado en: 11 de diciembre del 2024