CAPÍTULO IV

VALORIZACIÓN DE BIOMASA ACUÁTICA CONTAMINADA CON MERCURIO PROVENIENTE DE CUERPOS DE AGUA DE LA MOJANA, EN EL DEPARTAMENTO DE SUCRE, MEDIANTE LA TÉCNICA DE COMPOSTAJE

VALORIZATION OF MERCURY-CONTAMINATED AQUATIC BIOMASS FROM WATER BODIES IN LA MOJANA, IN THE DEPARTMENT OF SUCRE, USING THE COMPOSTING TECHNIQUE

Caraballo-Laza. M.J[1]., Laza-Durante. M[1]., Durante-Yánez. E. V[1]., Ossa-Henao. D. M[1]., Navas-Nemes. D.A[1]., Tapia-Contreras. E.E[1], Viña-Pico. M.A[1], Marrugo- Negrete. J. L[1]., Paternina-Uribe. R[2]

DOI: https://doi.org/10.5281/zenodo.14825968

1 Programa de Química, Departamento de Química, Grupo de Investigación en Aguas, Química Aplicada y Ambiental, Universidad de Córdoba

2 Programa de Regencia y Farmacia, Departamento de Regencia y Farmacia, Universidad de Córdoba.

* Autor por correspondencia: jmarrugo@correo.unicordoba.edu.co

Resumen

En este estudio se evaluó el compostaje como alternativa para aprovechamiento de biomasa vegetal contaminada con mercurio (Hg) presente en cuerpos de agua de la región de La Mojana (San Marcos y Majagual). Se desarrolló un diseño experimental unifactorial en el cual se sometieron a compostaje tres tratamientos con biomasa contaminada (T1, T2 y T3). Durante el proceso de compostaje se monitorearon variables fisicoquímicas, se analizó el comportamiento del Hg en la matriz de compostaje y se determinó la biodisponibilidad del Hg en el compost. Al finalizar el proceso se realizó la caracterización fisicoquímica del compost y se compararon sus propiedades con los valores de referencia establecidos en la Norma Técnica Colombiana 5167 de 2022 para abonos o fertilizantes orgánicos sólidos. De acuerdo con la medición de las variables fisicoquímicas, el proceso de compostaje se desarrolló principalmente a una temperatura mesófila (< 40°C), el pH finalizó ligeramente alcalino en todos los tratamientos (T1 (8,9 ± 0,06), T2 (8,7 ± 0,13) y T3 (8,2 ± 0,19)) y la conductividad eléctrica fue relativamente baja (< 8dS/m) indicando que el compost generado podría incidir en el buen desarrollo de las plantas. Al comparar las concentraciones de Hg inicial y final se obtuvo que el contenido de este aumentó en el material final, lo cual se puede inferir su estabilización. Por otra parte, el análisis de biodisponibilidad (método de Bloom) indicó que el Hg se encontró principalmente asociado a la fracción residual a la cual se encuentran ligados compuestos de Hg difíciles de degradar, como sulfuro de Hg y Hg elemental. Finalmente, el compost producido en los diferentes tratamientos podría ser utilizado para la recuperación de suelos degradados, mediante la fertilidad, absorción de nutrientes, retención de la humedad y recuperación de la cobertura vegetal, aunque no cumple exactamente con los valores establecidos por la NTC 5167 de 2022.

Palabras claves: Biomasa contaminada, Plantas acuáticas, Estabilización del mercurio, Eichhornia crassipes, Región de La Mojana.

Abstract

This study evaluated composting as an alternative for the use of mercury (Hg) contaminated plant biomass in water bodies in the La Mojana region (San Marcos and Majagual). A one-factorial experimental design was developed in which three treatments with contaminated biomass (T1, T2, and T3) were subjected to composting. During the composting process, physicochemical variables were monitored, the behavior of Hg in the compost matrix was analyzed and the bioavailability of Hg in the compost was determined. At the end of the process, the physicochemical characterization of the compost was carried out and its properties were compared with the reference values established in Colombian Technical Standard 5167 of 2022 for organic fertilizers or solid organic fertilizers. According to the measurement of physicochemical variables, the composting process developed mainly at a mesophilic temperature (< 40°C), the pH ended slightly alkaline in all treatments (T1 (8,9 ± 0,06), T2 (8,7 ± 0,13) and T3 (8,2 ± 0,19)) and the electrical conductivity was relatively low (< 8dS/m) indicating that the compost generated could affect the good development of the plants. A comparison of the initial and final Hg concentrations revealed an increase in Hg content in the final material, which can be attributed to its stabilization. On the other hand, bioavailability analysis (Bloom's method) indicated that Hg was mainly associated with the residual fraction to which Hg compounds difficult to degrade, such as Hg sulfide and elemental Hg, are bound. Finally, the compost produced in the different treatments could be used for the recovery of degraded soils, through fertility, nutrient absorption, moisture retention and recovery of vegetation cover, although it does not exactly meet the values established by NTC 5167 of 2022.

Keywords: Contaminated biomass, Aquatic plants, Mercury stabilization, Eichhornia crassipes, and La Mojana Region.

4.1. Introducción

La extracción de oro en Colombia ha ocasionado una progresiva contaminación de los recursos naturales debido al uso excesivo de mercurio (Hg) en los procesos de amalgamación. Esto ha dado lugar a la formación de extensas áreas de pasivos ambientales mineros y ha generado impactos ambientales negativos, evidenciándose un deterioro cada vez más marcado en la calidad del agua y del suelo (Carranza et al., 2019; Marrugo Negrete, 2018).

En el departamento de Sucre, aunque no existe una explotación intensiva de oro, es una zona receptora de la contaminación por Hg en los ríos San Jorge y Cauca. Numerosos estudios han resaltado la presencia de metales pesados y metaloides, destacando el Hg, evidenciado en distintas matrices del ecosistema como suelos, agua, sedimentos, especies vegetales, peces y otros alimentos (Carranza et al., 2019; Marrugo Negrete et al., 2018; Argumedo et al., 2013; Calao y Marrugo, 2015; Galeano et al., 2021; Gracia et al., 2010; Marrugo Negrete et al., 2008; Marrugo Negrete et al., 2010). Es por ello que, las plantas acuáticas o macrófitas presentes en los cuerpos de agua de la región de La Mojana han demostrado tener la capacidad de acumular concentraciones de Hg en sus tejidos. Esto sugiere su adaptabilidad a entornos acuáticos contaminados. Algunas plantas como el buchón de agua (Eichhornia crassipes) acumulan Hg en las raíces particularmente porque están en contacto directo con el contaminante ya sea en el agua, material particulado o sedimento de aguas poco profundas, ocasionando que esta especie sea considerada como bioacumulador de Hg (Marrugo Negrete et al., 2018).

La biomasa de esta planta suele ser una fuente de alimento para animales de consumo en las comunidades cercanas a los sistemas acuáticos. Sin embargo, su capacidad de bioacumulación plantea un riesgo potencial para la salud, ya que, al utilizarla en la producción de alimentos agropecuarios se inician procesos de biomagnificación del metal en la cadena alimentaria.

Aunque la dinámica de remediación de los pasivos ambientales mineros ocurre naturalmente a través de la fitorremediación, presentan una desventaja en la gestión de la biomasa generada. Dado que esta biomasa está contaminada, por lo tanto, deben emplearse o eliminarse de manera adecuada para alcanzar la sustentabilidad ambiental. Por consiguiente, es de suma importancia considerar la aplicación de métodos biotecnológicos que reduzcan el volumen de la biomasa y promuevan la reutilización de los residuos orgánicos, especialmente aquellos con alto potencial de contaminación (Torres et al., 2019).

En este sentido, la técnica de compostaje es un proceso especialmente significativo para tener éxito en el manejo y aprovechamiento de biomasa contaminada, puesto que, es un proceso efectivo para transformar los residuos sólidos orgánicos en productos de valor agregado pudiéndose utilizar estos como enmiendas para los suelos contaminados (Attiogbe et al., 2019; Gusain et al., 2018). Durante el compostaje los microorganismos (bacterias, actinomicetos y hongos lignolíticos) pueden degradar contaminantes a compuestos inocuos como el dióxido de carbono y el agua (Zheng et al., 2022). Asimismo, pueden biotransformar contaminantes en sustancias menos tóxicas y/o retener contaminantes, como metales pesados dentro de la matriz orgánica, reduciendo así su biodisponibilidad (Lin et al., 2022; Vargas et al., 2019).

Con el manejo de la biomasa contaminada en cuerpos de agua afectados por la contaminación por Hg proveniente de procesos de minería aurífera, se pretende reducir el riesgo a la salud humana (consumo de alimentos contaminados) y ambiental. Por otra parte, se busca adelantar acciones para la sostenibilidad del manejo de residuos sólidos contaminados para incrementar la continuidad y la eficacia de los procesos de fitorremediación en lo posible regionales y/o acordes con la política nacional para la gestión integral de residuos sólidos en el país.

Por lo anterior, la identificación de una estrategia eficiente para la valorización de biomasa contaminada con Hg en áreas de alto impacto de mi-

nería aurífera puede brindar un beneficio ambiental y económico de vital importancia para la sociedad, por lo que en esta investigación se planteó evaluar el proceso de compostaje como una estrategia para darle valor agregado a biomasa contaminada con Hg provenientes de cuerpos de agua contaminados en La Mojana teniendo en cuenta principalmente el comportamiento de este elemento en la matriz de compostaje.

4.2. Metodología

4.2.1. Ubicación del estudio

Este ensayo piloto de compostaje se realizó en una casa malla ubicada en la Facultad de Ciencias básicas de la Universidad de Córdoba, bajo las siguientes condiciones agroclimáticas: zona media del Valle del Sinú, a 8° 44" Latitud Norte y 75°53' Longitud Oeste respecto al meridiano de Greenwich, con una altura de 14 m.s.n.m.

4.2.2. Muestreo de plantas acuáticas

Para llevar a cabo esta investigación, se utilizó biomasa vegetal contaminada (BC) con Hg proveniente de dos sitios localizados en el departamento de Sucre. El primero, se ubicó en el municipio de Majagual en Caño Mojana (N 08°31'45,7"; W 75°01'46,8") y el segundo, en el municipio de San Marcos en Caño Viloría (N 08°35'23,6"; W 74°40'33,2"). La selección de los sitios se basa en el estudio previo realizado por Marrugo Negrete et al. (2018) el cual reportó contaminación por Hg en agua, plantas acuáticas y sedimentos de estos caños.

La biomasa se colectó mediante un transecto de 50 m lineales a la orilla de cada caño. Las especies predominantes en estos sitios correspondieron a: *Eichhornia crassipes, Thalia geniculata, Eichhornia azurea, Lemna minor, Polygonum densiflorum, Ceratopteris pteridoides* y *Marsilea polycarpa*, las cuales fueron identificadas taxonómicamente en el Herbario de la Universidad de Córdoba (HUC). Es importante resaltar, que algunas de estas especies poseen alto potencial fitorremediador.

Por otra parte, se debe mencionar que la biomasa colectada en los dos sitios se mezcló con el fin de obtener una muestra compuesta. Posteriormente, la biomasa obtenida fue trasportada hasta el piloto de compostaje ubicado en la Universidad de Córdoba.

4.2.3. Obtención de la materia prima

Para el montaje de los procesos de compostaje se colectaron diferentes materias primas:

- Residuos orgánicos de cocina (ROC): fueron obtenidos de cafeterías y restaurantes de la Universidad de Córdoba. Entre los ROC se encontraron principalmente cáscaras de frutas y verduras, cáscaras de huevo, asientos de café, entre otros.

- Estiércol bovino (EB): este fue recolectado en haciendas ganaderas o plantas de servicio de sacrificio de bovinos, aledañas al piloto de compostaje en la Universidad de Córdoba.

- Cascarilla de arroz (CA): se adquirió de una arrocera cercana al piloto de compostaje.

- Biomasa no contaminada (BNC): para el montaje de los controles, se hizo necesario identificar humedales o cuerpos de agua sin antecedentes por contaminación con mercurio aledaños a la Universidad de Córdoba. Al tomar estás muestras se tuvo en cuenta que las plantas acuáticas fueran en lo posible individuos de las mismas especies muestreadas en la BC.

4.2.4. Diseño experimental

Para llevar a cabo esta investigación se desarrolló un diseño experimental unifactorial donde el factor fue la biomasa contaminada. Se sometió a compostaje con tres tratamientos (T1: 2,5 kg, T2: 5 kg y T3: 7,5 kg). Además, se implementó un tratamiento control con biomasa no

contaminada (BNC), esto con el fin de establecer una referencia para evaluar la eficacia de los tratamientos, minimizando la posibilidad de que las diferencias observadas se deban a factores distintos a los tratamientos que se están evaluando. Cada tratamiento y el control se evaluaron por triplicado, para un total de 12 unidades experimentales.

Las proporciones de BC y materias primas evaluadas en cada tratamiento se indica en la Tabla 4.1. La mezcla inicial de los materiales no superó en su masa total los 10,5 kg. Este experimento se realizó a escala de laboratorio, en cajas plásticas rectangulares con capacidad para 50 kg.

Tabla 4.1.

Relación de las mezclas en cada tratamiento

Tratamiento	BC (kg)	BNC (kg)	ROC (kg)	EB (kg)	CA (kg)	Peso final (kg)
T1	2,5	0	6,0	1,5	0,5	10,5
T2	5,0	0	3,5	1,5	0,5	10,5
T3	7,5	0	1,0	1,5	0,5	10,5
T0 (control)	0	5,0	3,5	1,5	0,5	10,5

Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).
BC: biomasa contaminada; BNC: biomasa no contaminada; ROC: residuos orgánicos de cocina; EB: estiércol bovino; CA: cascarilla de arroz. La adición de cada insumo se realizó en kilogramos.

4.2.5. Monitoreo de parámetros fisicoquímicos durante el proceso de compostaje

Luego de su montaje, al material contenido en cada compostera se le realizó el monitoreo de variables fisicoquímicas como la temperatura (°C), pH, y conductividad eléctrica (CE) (dS m-1), las cuales, permitieron

hacer un seguimiento de la descomposición y transformación adecuadas de la materia orgánica (Akber y Chandra, 2020). Para la medición de la temperatura, se usó un termómetro bimetálico (Brixco), el cual, se introdujo en cinco lugares diferentes dentro de la compostera para así promediar y obtener un valor más acertado sobre la temperatura al momento de su medición. Para la medición del pH y CE fue necesario tomar muestras del contenido en cada compostera (5 g). Cada muestra sólida se depositó en un tubo falcón de 50 ml, para posteriormente adicionar 10 ml de agua desionizada y con esto diluir mediante agitación la muestra sólida (1 minuto). El pH y CE se midieron en el sobrenadante obtenido (Rastogi et al., 2020). Para lo anterior se empleó un equipo multiparámetros (modelo: pH3310/20310592).

Este monitoreo se realizó durante tres meses, dos veces por semana, misma frecuencia con la cual se llevó a cabo el manejo de las composteras el cual consistió en la extracción de lixiviados y volteo del material asegurando su aireación.

4.2.6. Pérdida de biomasa durante el proceso de compostaje

La cuantificación de la pérdida de biomasa debido a la transformación de los materiales adicionados en cada tratamiento se realizó calculando el cociente entre la pérdida de masa (masa inicial menos la sumatoria entre masa final y los lixiviados extraídos) y la masa inicial expresada en porcentaje, empleando la Ecuación 4.1., modificada de Yeo et al. (2020).

Ecuación 4.1.: Perdida de biomasa

$$\text{Pérdida de biomasa } (\%) = m - \frac{(\Sigma m_f + m_i)}{m_i \times 100}$$

4.2.7. Análisis de las concentraciones de mercurio total

Las concentraciones de mercurio total (HgT) se analizaron al inicio y final del proceso de compostaje en cada tratamiento. La muestra inicial

se tomó el primer día del montaje y la muestra final al terminar el proceso. En ambos casos, las muestras fueron procesadas teniendo en cuenta lo especificado en el método EPA 7473 (Marrugo Negrete et al., 2018; U.S. Environmental Protection Agency, 1998). Posteriormente, fueron analizadas por medio de descomposición térmica, amalgamación y absorción atómica mediante un analizador directo de mercurio (Milestone DMA 80 Tri Cell). La cuantificación en el equipo se realizó mediante una curva de calibración obteniendo un coeficiente de determinación de 0,9990. El límite de detección con tres veces la desviación estándar de 10 medidas de blancos fue de 0,05 ng Hg (3 μg Hg kg^{-1}) y el método fue evaluado usando material de referencia certificado IAEA-336, elementos trazas en líquenes (valor certificado = 0,20 ± 0,04 μg g^{-1} peso seco) y IAEA-SL^{-1} Lake Sediment (Valor certificado = 0,13 ± 0,05 μg g^{-1} peso seco).

Por otra parte, el contenido de mercurio en los lixiviados fue determinado usando un analizador de Hg Lumex RA-915M Acoplado al módulo RP – 92, bajo lo establecido en el método EPA 7470A (Hg en residuos líquidos por la técnica en vapor frio) (U.S. EPA, 1998).

4.2.8. Balance de masas para el mercurio total

Para calcular el balance de masas para el HgT en cada uno de los tratamientos, fueron necesarias las concentraciones de HgT inicial y final, asimismo, la masa inicial y final de las mezclas, y el volumen y concentraciones de mercurio de los lixiviados extraídos en cada tratamiento. La ecuación para el balance de masas se describe a continuación (Ecuación 4.2.):

Ecuación 4.2.: Balance de masas

$$[Hg_i] \times m_i = [Hg_f] \times m_f) + ([Hg_L] \times V_L) + m_{Hg}$$

Donde:

$[Hg_i]$: concentración inicial de Hg (μg Hg kg^{-1});

m_i : masa inicial de la mezcla de compostaje (kg);

$[Hg_f]$: concentración final de Hg en el compost maduro (μg Hg kg^{-1});

m_f : masa final de la mezcla de compostaje (kg)

$[Hg_L]$: concentración de Hg en los lixiviados extraídos de cada tratamiento (μg Hg L-1);

V_L : volumen de los lixiviados extraídos de cada tratamiento (L)

m_{Hg} : masa de Hg que disminuyó en forma de vapor (Liu et al., 2022).

En todos los casos se reporta el promedio de los valores obtenidos de cada tratamiento.

4.2.9. Biodisponibilidad del mercurio en el compost

Para determinar el mercurio biodisponible en el producto final (compost) de cada tratamiento se empleó un método de especiación secuencial para el Hg o método de Bloom et al. (2003). Este método es especialmente útil para estudiar la movilidad y la biodisponibilidad del Hg compuesto de cinco fracciones de extracción en las que diferentes formas de Hg se disuelven o extraen selectivamente. El fraccionamiento del Hg en este método incluye fracción soluble en agua (F1 o F-w), fracción soluble en ácidos estomacales humanos (F2 o F-h), complejos orgánicos u órgano- quelados (F3 o F-o), Hg elemental (F4 o F-e) y compuestos poco móviles como HgS o HgSe (F5 o F-s), siendo la fracción biodisponible la suma de las fracciones F-w y F-h (Gutiérrez et al., 2020).

El procedimiento de extracción secuencial establecido por Bloom fue evaluado en cuanto a exactitud y precisión con muestras recolectadas y material de referencia IAEA-SL-1, sometiendo a estas a todo el proceso de extracción secuencial y comparando la suma de las fases con las concentraciones totales. La exactitud de las muestras analizadas y del material de referencia establecida en relación a la sumatoria de las diferentes fases biodisponibles arrojaron una recuperación entre 96,2 y 97,1 %, y un coeficiente de variación menor al 5 % con respecto a la concentración total de Hg, indicando una gran aceptabilidad del método. Las concentraciones de HgT, y otras fracciones en el compost se presentaron como Hg en peso seco.

4.2.10. Análisis de calidad del compost

Para determinar la calidad del compost obtenido en los tratamientos, según los valores estándares establecidos en la Norma Técnica Colombiana 5167 para abonos o fertilizantes orgánicos sólidos (ICONTEC, 2022), se tomaron muestras de aproximadamente 500 g del compost al finalizar cada proceso y se enviaron a un laboratorio de caracterización especializado. Los parámetros fisicoquímicos analizados al compost fueron: pH (Pasta saturación/potenciométrico), conductividad eléctrica (pasta de saturación/conductimétrico) retención de humedad (pasta de saturación/gravimétrico), humedad (gravimetría), cenizas (gravimétrico), carbono orgánico oxidable total (COOT) (solución K_2Cr_2O/colorimetría), capacidad de intercambio catiónico (CIC) (acetato de amonio/volumétrico), relación C/N (relación matemática), nitrógeno total (sumatoria de especies de nitrógeno), fósforo total (ácido nítrico/colorimétrico), potasio total (ácido nítrico/EAA) , entre otros.

4.2.11. Análisis estadístico

El análisis estadístico se realizó sobre el comportamiento de las variables fisicoquímicas (temperatura, pH y conductividad eléctrica) y el Hg durante el proceso de compostaje. A las variables fisicoquímicas se les

realizó inicialmente un análisis de varianza (ANOVA) para comparar las varianzas entre las medias de los tratamientos evaluados. Posteriormente, se aplicó la prueba de Tukey, el valor de significancia considerado fue de p = 0,05. Los análisis se realizaron en el software R Estudio.

4.3. Resultados y análisis

4.3.1. Comportamiento de los parámetros fisicoquímicos durante el proceso de compostaje

4.3.1.1. Temperatura

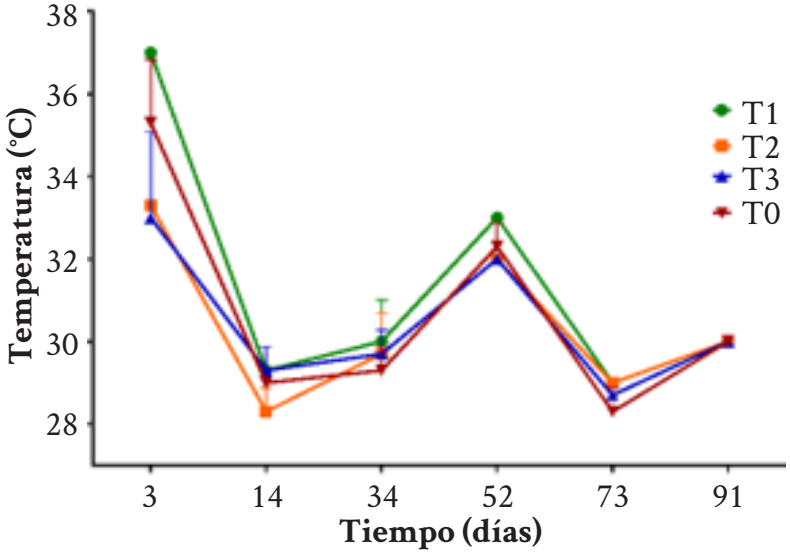
La temperatura es un factor importante que varía en función de la actividad biológica de los microorganismos. Durante el proceso de compostaje se pueden identificar cuatro fases (mesófila, termófila, enfriamiento y maduración) y constituye una de las condiciones ambientales determinantes durante el proceso de compostaje (Arrigoni et al., 2018; Li et al., 2020). Inicialmente, los organismos mesófilos se multiplican debido a los azúcares y aminoácidos fácilmente disponibles (Chowdhury et al., 2013). Luego, algunos hongos y bacterias termófilas continúan el proceso, elevando la temperatura, este aumento de temperatura es crucial porque el calor elimina patógenos y semillas de malezas (Zhang et al., 2024). Finalmente, le sigue un período de maduración, durante el cual la temperatura desciende gradualmente hasta una temperatura ambiente (Makan et al., 2020).

En la Figura 4.1. se observa el comportamiento de la temperatura durante el proceso de compostaje de los tratamientos evaluados. Esta tuvo el siguiente comportamiento, para el tratamiento control (T0) entre 28,3 ± 0,57°C y 35,3 ± 1°C, T1 entre 29 ± 0°C y 37 ± 0°C, T2 entre 28,3 ± 0,58°C y 33,3 ± 1°C y finalmente T3 entre 28,6 ± 1°C y 33 ± 1°C. Al iniciar el proceso, la temperatura tomo valores entre 33 y 37°C registrándose además en esta semana el mayor grado de temperatura para los tratamientos y principalmente para el T1. A partir de la segunda semana la temperatura

se mantuvo por debajo de estos valores hasta finalizar en una temperatura de 30°C para todos los tratamientos. Durante la primera semana de compostaje se pudo determinar que existieron diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos T1 y control con los tratamientos T2 y T3 ($p < 0,05$). Sin embargo, al finalizar los procesos de compostaje la temperatura no mostró diferencias estadísticas significativas ($p > 0,05$) entre los tratamientos siendo en promedio de 30°C.

Figura 4.1.

Comportamiento de la temperatura durante el proceso de compostaje de cada tratamiento



Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

De acuerdo con lo anterior, en ninguno de los tratamientos e inclusive en el tratamiento control la temperatura registró una fase termófila (> 45°C), por lo cual, el proceso de compostaje se desarrolló a una temperatura mesófila. Este comportamiento pudo deberse en un principio a la cantidad inicial de insumos en cada compostera (10,5 kg), puesto que, en cantidades pequeñas como estás los microorganismos no generan el calor suficiente para mantener temperaturas óptimas de compostaje, sumado a la frecuencia en que se hicieron los volteos los cuales pudieron contribuir

al enfriamiento de los procesos, lo cual, se puede comparar con Campos et al. (2016), quien indicó que el tamaño de las pilas y el exceso de volteo de las mezclas pueden conducir a la disipación de la energía (calor) en procesos de compostaje, del mismo modo, Michel et al. (2024), indicaron que la aireación excesiva ocasiona que la masa de compostaje pierda humedad, por lo cual, se debe asegurar una adecuada frecuencia de volteos cuando se trabaja con cantidades a escala de laboratorio como las utilizadas en este trabajo.

Por otra parte, Afonso et al. (2021), mencionan que la fluctuación de la temperatura en el proceso de compostaje no se puede evitar especialmente en contenedores plásticos debido a la inercia térmica de este material, como resultado, puede hacer que las composteras sean menos efectivas para mantener temperaturas elevadas durante la etapa termófila del proceso, es decir, que si la compostera no tiene una buena retención del calor, la temperatura puede disminuir rápidamente, y no alcanzar las condiciones óptimas para la biodegradación de la materia orgánica y principalmente de materiales lignocelulósicos (recalcitrantes).

Además, en los sistemas de compostaje cerrados, la temperatura puede ser más baja que en los sistemas abiertos debido al suministro limitado de oxígeno o aireación, puesto que, los sistemas cerrados están diseñados para restringir el flujo de aire hacia el material de compostaje para minimizar el olor y reducir la emisión de contaminantes o gases de efecto invernadero (Arrigoni et al., 2018; Li et al., 2020). El proceso de compostaje en sistemas cerrados puede ser menos eficiente o más lento en comparación con los sistemas abiertos. Esto se debe a que los microorganismos aerobios necesitan oxígeno para descomponer la materia orgánica, y en los sistemas cerrados puede haber una cantidad insuficiente de oxígeno presente (Alkoaik et al., 2019). Cuando el suministro de oxígeno es limitado en un sistema de compostaje cerrado, pueden tomar el control los microorganismos anaeróbicos, los cuales no requieren oxígeno para funcionar, pero son menos eficientes para descomponer la materia orgánica y producir calor, por lo cual, la falta de calor generado por los microorganismos

anaerobios puede resultar en temperaturas más bajas durante el proceso de compostaje, tal como las reportadas por este trabajo de investigación (Oliveira et al., 2022).

Finalmente, la temperatura de la composta también se pudo ver afectada por el exceso de humedad en las composteras, con lo cual, se pudo inhibir la actividad aeróbica microbiana ralentizando las reacciones exotérmicas y en general en el proceso de compostaje de las biomasas acuáticas, puesto que, el contenido de agua que componen su estructura es más alto, sin mencionar el aporte de agua que realizaron los residuos de frutas y verduras a las diferentes mezclas (Makan et al., 2020). Por otra parte, estas condiciones fueron más notorias en el T3, puesto que, el material de partida fue principalmente macrófitas, tales como *E. crassipes*. Esta especie se caracteriza por tener entre un 90 y 95,5 % de humedad en su composición estructural (Rezania et al., 2015; Vilela et al., 2022).

4.3.1.2. pH

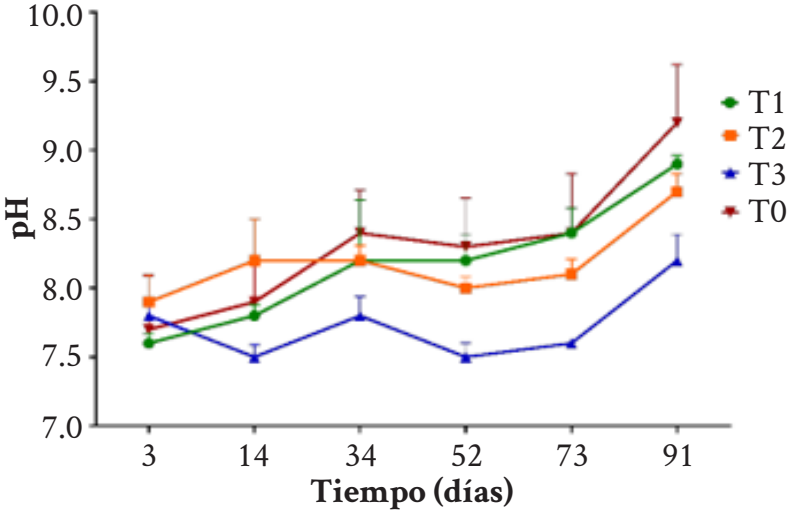
El pH es uno de los factores más importantes que afectan las reacciones bioquímicas que permiten tanto la solubilidad de los minerales como la biodisponibilidad de los nutrientes para los microorganismos (Makan et al., 2020). Se reconoce que el pH óptimo para el compostaje está en el rango de 7 a 8 (Chan et al., 2016). Por otra parte, el pH de un compost maduro también puede afectar el crecimiento de las plantas y debe ser preferiblemente de moderadamente ácido a moderadamente alcalino, es decir, entre pH 6 y 8 (Moubareck et al., 2023).

En la Figura 4.2., se observa el comportamiento del pH durante el proceso de compostaje de los tratamientos evaluados. Inicialmente el pH tomo valores ligeramente alcalinos para todos los tratamientos así para el control: 7,74 ± 0,38, T1: 7,61 ± 0,07, T2: 7,90 ± 0,20 y T3: 7,79 ± 0,12), aunque generalmente, se espera que el pH sea ácido o neutro al comienzo del compostaje y, que aumente al final del período (229). A partir del día 14 el pH de los tratamientos control: (8,39 ± 0,43), T1: (8,39 ± 0,17) y T2:

(8,11 ± 0,10) incrementó gradualmente hasta el día 73, mientras que, en el T3 presentó una disminución de 7,79 ± 0,12 a 7,6 ± 0,03. Finalmente, todos los tratamientos registraron un pH alcalino siendo mayor en el tratamiento control (9,2 ± 0,42), seguido del T1 (8,9 ± 0,06), T2 (8,7 ± 0,13) y T3 (8,2 ± 0,19).

Figura 4.2.

Comportamiento del pH durante el proceso de compostaje de cada tratamiento



Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

En general, el consumo de ácidos orgánicos, la degradación de la materia nitrogenada en forma de amoníaco (que es liberada y acumulada en el sustrato), y la alcalinidad producida por el metabolismo del nitrógeno (como las proteasas alcalinas) pueden ser la razón del aumento del pH en todos los tratamientos (Wang et al., 2019; Yun et al., 2019). Al iniciar los procesos de compostaje no se registraron diferencias significativas en cuanto al comportamiento de pH en los tratamientos ($p > 0,05$), sin embargo, al finalizar el proceso se registraron diferencias significativas entre el tratamiento T3 y los tratamientos T1, T2 y control ($p < 0,05$).

4.3.1.3. Conductividad eléctrica

El comportamiento de la conductividad eléctrica durante el proceso de compostaje es muy variable siendo común el aumento durante las primeras semanas, para luego bajar y estabilizarse. Además, está determinada por la naturaleza y composición de los materiales, principalmente por su concentración de sales y en menor grado por la presencia de iones de amonio o nitrato formados durante el proceso (Delgado, 2020). En abonos orgánicos la CE es frecuentemente alta; por lo que hay que tenerla en cuenta para evitar una posible salinización del suelo o problemas de fitotoxicidad como impedir el crecimiento adecuado de las plantas y germinación de las semillas (Zhang y Sun, 2016). Por lo anterior, la CE de un abono orgánico debe ser menor a 8 dS m^{-1} (Rivas y Silva, 2020).

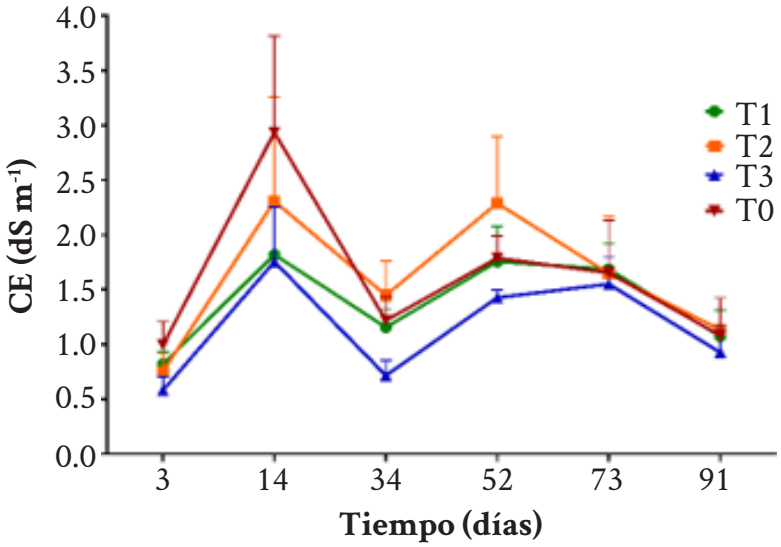
En la Figura 4.3, se observa el comportamiento de la conductividad eléctrica durante el proceso de compostaje de los tratamientos evaluados. Al inicio del proceso la CE fue muy similar entre los tratamientos evaluados, variando de 0,582 ± 0,12 dS m^{-1} a 0,994 ± 0,21 dS m^{-1}. Posteriormente, en el día 14 se observó un incremento considerable de la CE en todos los tratamientos (el control: 2,935 ± 0,88 dS m^{-1}, T1: 1,820 ± 0,44 dS m^{-1}, T2: 2,308 ± 0,95 dS m^{-1} y T3: 1,755 ± 0,55 dS m^{-1}), aunque fue mayor en los tratamientos control y T2, respectivamente. Es posible que estas diferencias estén relacionadas con una mayor actividad microbiana en control y T2, lo que conllevó a una mayor mineralización de la materia orgánica y, por ende, mayores valores de CE. Luego, a medida que se acercaba el final del proceso la CE fue disminuyendo gradualmente hasta estabilizarse en conductividades relativamente bajas (entre 0,929 ± 0,23 dS m^{-1} y 1,083 ± 0,34 dS m^{-1}), incluido el tratamiento control.

El material producido durante este proceso de compostaje no representaría un problema para el buen desarrollo de las plantas, puesto que, en ninguno de los tratamientos la CE fue > 8 dS m^{-1} (257). De acuerdo con lo anterior, inicialmente no se registraron diferencias significativas entre los tratamientos evaluados con respecto al comportamiento de la conduc-

tividad eléctrica ($p > 0,05$) y al finalizar el proceso de compostaje solo los tratamientos T2 y T3 fueron significativamente diferentes ($p < 0,05$).

Figura 4.3.

Comportamiento de la conductividad eléctrica durante el proceso de compostaje de cada tratamiento



Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

4.3.1.4. Pérdida de biomasa en el compostaje

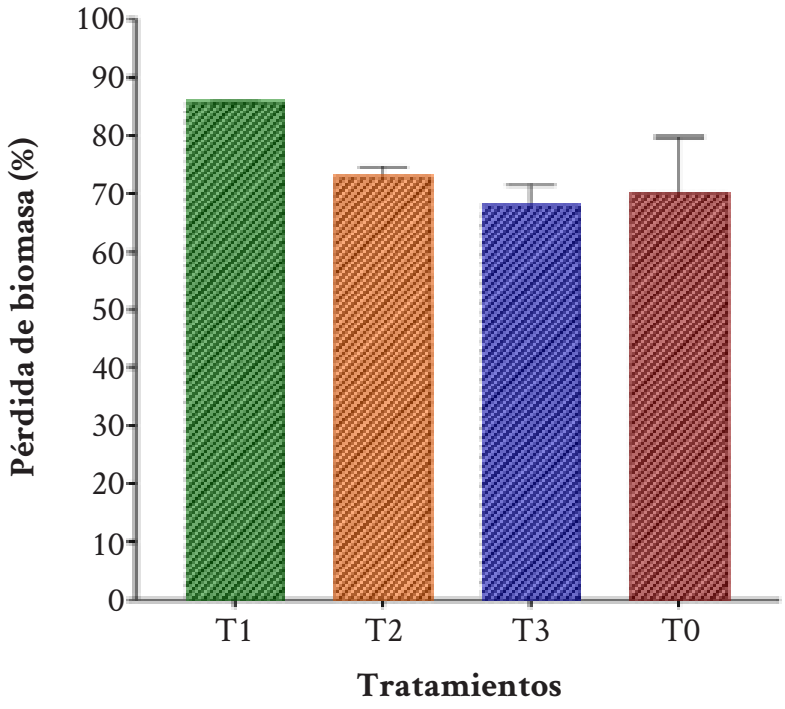
Teniendo en cuenta la Ecuación 4.1 de porcentaje de pérdida de biomasa (% PB) (Silva et al., 2021), se pudo calcular el % PB de cada uno de los tratamientos al finalizar el proceso de compostaje. En todos los tratamientos la reducción de biomasa fue mayor al 67 % y principalmente en los tratamientos T1, T2 y control (T0). Los resultados del % PB están representados en la Figura 4.4.

La mayor reducción de biomasa en el T1 podría estar directamente relacionada con la mezcla inicial en este tratamiento, puesto que, en un 60 % estuvo compuesta por residuos orgánicos de cocina que en su mayoría fueron materiales de fácil biodegradabilidad por su alto contenido agua

y debido a su composición principalmente orgánica. Por otra parte, las menores pérdidas de biomasa en el T3 se pudieron atribuir a la complejidad estructural de los materiales en su mezcla, puesto que, en un 85 % este tratamiento estuvo conformado por la biomasa de las macrófitas, en la cual se incluyeron raíces, tallos y hojas que dependiendo del tipo planta pudo ser más difícil su proceso de degradación durante el proceso de compostaje. Por lo anterior, estas pérdidas o reducción de biomasa estuvieron asociadas a las características y cantidades de cada insumo en la mezcla de los tratamientos.

Figura 4.4.

Porcentaje de pérdida de biomasa en los tratamientos al finalizar el proceso de compostaje



Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

En general, la reducción de la biomasa es un comportamiento habitual que se produce en el compostaje, de hecho, representa la base de su utilidad. En este sentido, se puede atribuir la pérdida de biomasa al metabolismo biológico y la generación de emisiones gaseosas (CO_2, vapor de agua, NH_3, etc.), las cuales pudieron ser liberadas durante los volteo o aireación de la composta en cada tratamiento, en especial el T1, en donde además los lixiviados pudieron favorecer la lixiviación y transformación de elementos como el nitrógeno o el carbono en compuestos volátiles (Vilela et al., 2022). Por otra parte, según Rivas y Silva (2020), la reducción de la biomasa durante el compostaje puede estar también relacionada con la pérdida de humedad en las mezclas.

4.3.2. Análisis del comportamiento del mercurio durante el proceso de compostaje

4.3.2.1. Análisis de las concentraciones de mercurio total

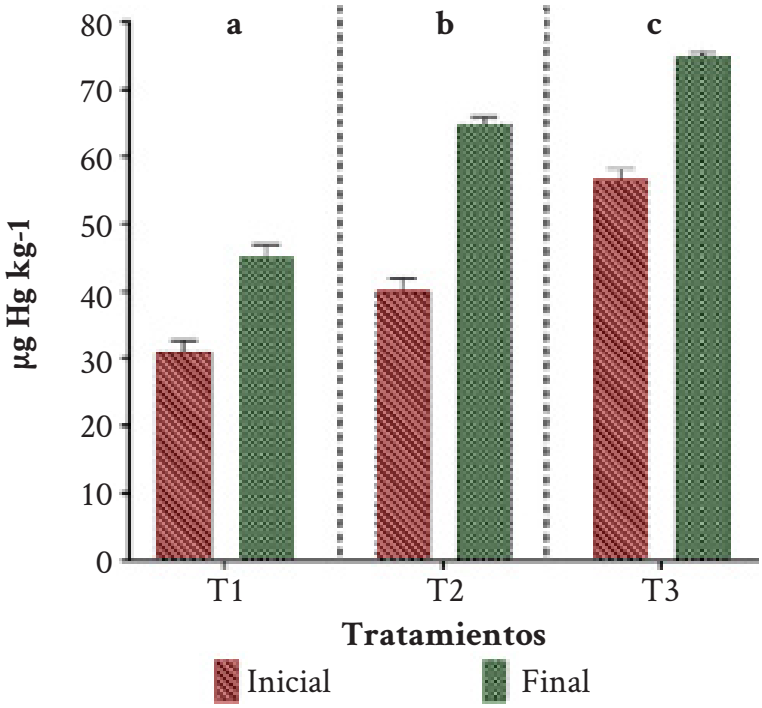
Las concentraciones de mercurio total (HgT) fueron analizadas al inicio y final del proceso de compostaje de cada tratamiento. En este ensayo la fuente principal de mercurio fue la biomasa contaminada, sin embargo, para determinar las concentraciones de Hg en los tratamientos las muestras se tomaron de la mezcla total de todos los insumos (residuos de comida, cascarilla de arroz, estiércol y biomasa contaminada). Por tal razón, las concentraciones de HgT en los tratamientos estuvieron relacionadas con el aporte de Hg que todos los componentes pudieron aportar al material de partida.

En la Figura 4.5, se puede observar el comportamiento de las concentraciones de HgT al inicio y final de cada tratamiento evaluado. En general, se pudo determinar que la concentración de HgT en el material final aumentó con respecto a la concentración de HgT en el material inicial indicando que durante el proceso de compostaje el Hg se concentró. De acuerdo con Lin et al. (2022), este comportamiento del Hg se puede atribuir a que en el proceso de compostaje el contenido de metales pesados aumenta debido a la disminución o pérdida de la masa de la materia orgánica. En general,

las concentraciones de Hg fueron relativamente bajas (T1: entre 30,95 ± 0,74 µg Hg kg^{-1} y 44,99 ± 0,9 µg Hg kg^{-1}; T2: entre 40,02 ± 0,8 µg Hg kg^{-1} y 64,79 ± 0,71 µg Hg kg^{-1}; T3: entre 56,35 ± 0,86 µg Hg kg^{-1} y 74,97 ± 0,68 µg Hg kg^{-1}), lo cual pudo estar relacionado con las concentraciones de Hg en el medio donde se colectaron las biomasas.

Figura 4.5.

Concentraciones de HgT al inicio y final del proceso de compostaje



Nota: Letras diferentes significan diferencias estadísticamente significativas en los tratamientos.
Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

Marrugo et al. (2015) reportaron una correlación significativa entre las concentraciones de Hg en macrófita y sedimentos ($R = 0,77$; $p < 0,05$) en los cuerpos de agua donde se colectó la biomasa contaminada de Sucre,

con lo cual, los niveles de HgT en sedimentos reflejaron la distribución espacial de contaminación por Hg en las plantas acuáticas y en especial de *Eichhornia crassipes* debido a que las raíces de la planta particularmente se encuentran en contacto directo con el contenido de Hg en el agua, material particulado o sedimento de aguas poco profundas. Estadísticamente, se encontraron diferencias significativas en la concentración de HgT entre los tratamientos evaluados (T1, T2 y T3) ($p < 0,05$). Este comportamiento podría estar directamente relacionado con el aporte de Hg realizado a cada tratamiento a través de las cantidades de biomasa contaminada adicionadas al inicio del proceso, comportándose como T3: 7,5 kg > T2: 5 kg > T1: 2,5 kg.

Por otra parte, aunque todos los tratamientos lograron concentrar el HgT en el compost, en términos de aprovechamiento y eliminación de una mayor cantidad de biomasa contaminada mediante la técnica de compostaje el T3 mostró una mayor eficiencia, puesto que, permitió la transformación de una mayor cantidad de material contaminado y estabilizando el Hg. Mientras que, con el T1 la cantidad de biomasa contaminada que podría ser empleada es menor y su utilidad a gran escala no resultaría rentable. De igual manera, se pudo observar una mayor concentración del HgT en el T3, posiblemente por que el material vegetal presentó una mayor dificultad para su degradación y esto aseguró que el Hg se concentrara más en la matriz de compostaje. A diferencia de los tratamientos T1 y T2 en los que el material vegetal se degradó con mayor facilidad y una parte del HgT pudo ser liberado al medio incluso durante el manejo de las composteras, tal como lo reporto Cheng et al. (2019), al considerar que una parte del HgT contenido en la matriz de compostaje puede liberarse al medio durante las actividades de volteo.

4.3.2.2. Balance de masas para las concentraciones de HgT

En cuanto al balance de masas para el mercurio, en los diferentes tratamientos se encontró que una parte del Hg presente en la mezcla inicial se perdió o fue liberada durante el proceso de compostaje de todos

los tratamientos. En la Tabla 4.2, se pueden observar las pérdidas de Hg ocurridas en los tratamientos de cada tipo de biomasa. Estas pérdidas fueron consistentes con Cheng et al. (2019), quienes observaron una pérdida evidente del HgT contenido en sus tratamientos con una disminución del 25 % del contenido de Hg después del compostaje. Asimismo, estas pérdidas de Hg durante el proceso de compostaje según los trabajos realizados por Zheng et al. (2022) y Liu et al. (2011) pudieron haber ocurrido principalmente por volatilización, puesto que, los microorganismos en el proceso de compostaje pueden influir en la transformación de los compuestos de Hg y su liberación al medio ambiente en forma de vapor.

Tabla 4.2.

Resultados del balance de masas para los tratamientos

TTO	[Hgi] × mi µg Hg	[Hgf] × mf µg Hg	[HgL] × mL µg Hg	Pérdidas de mHg (%)	
T1	325 ± 0,72	67,93 ± 0,13	2,62 ± 0,61	79,10 ± 1,7	a
T2	420,24 ± 0,29	173,75 ± 0,24	19,32 ± 0,26	58,65 ± 0,73	b
T3	591,64 ± 0,90	559,10 ± 0,43	3,41 ± 0,90	56,21 ± 0,51	b

Nota: [Hgi]: concentración de Hg inicial; [Hgf]: concentración de Hg final; [HgL]: concentración de Hg en los lixiviados; mi: masa inicial; mf: masa final; VL: volumen de los lixiviados; mHg: masa de Hg pérdida. Estos valores están dados en µgHg. Distintas letras indican diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$).
Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

La pérdida de Hg durante el proceso de compostaje por acción de microorganismos, puede ocurrir durante la transformación de los compuestos de Hg y su liberación al medio ambiente en forma de vapor (Addai et al., 2023; Gao et al., 2023). Por lo anterior, es importante destacar que los microorganismos involucrados en la volatilización del Hg durante el

compostaje pueden variar dependiendo de las condiciones específicas del proceso. En la naturaleza el Hg puede volatilizarse principalmente a través de su forma orgánica (dimetilmercurio (CH_3)2Hg)) o Hg elemental (Hg^0) (Mao, et al., 2016; Janowska et al., 2017).

Generalmente, estas especies se forman en medios anóxicos y con alto potencial reductor. De acuerdo con lo anterior, y por las condiciones en que se desarrollaron estos procesos de compostaje, es probable que las pérdidas de Hg hayan ocurrido por la reducción potencial de Hg^{2+} a Hg^0 y su posterior emisión a la atmósfera principalmente durante las primeras semanas del proceso, con el exceso de humedad en las composteras y el aumento del potencial reductor de las reacciones.

Por otra parte, estas perdidas de Hg pueden estar asociadas a los lixiviados, lo cual se evidenció al analizar su contenido de Hg (T1:1,10 ± 0,61 μg Hg L, T2: 6,27 ± 0,81 μg Hg L y T3: 1,33 ± 0,43 μg Hg L). Aunque, estos valores no representaron en su totalidad la cantidad de Hg perdido en cada tratamiento, permitieron su identificación como un medio a través del cual el Hg pudo solubilizarse y movilizarse para posteriormente perderse del sistema.

Finalmente, el pH básico presentado durante el compostaje de algunos tratamientos pudo también favorecer la pérdida del Hg a través de la volatilización del dimetilmercurio, fácilmente formado por la metilación del metilmercurio en presencia del ion sulfato, el cual pudo provenir de la descomposición de la materia orgánica en estos tratamientos y especialmente en el T1. La metilación del Hg durante el compostaje puede ocurrir durante la mineralización y humificación de materia orgánica por acción de los microorganismos (Sun et al., 2022). La materia orgánica no solo es un factor importante que afecta el proceso de compostaje y la calidad del compost, sino que también juega un papel crucial en la transformación de Hg, puesto que, puede actuar como donante de electrones para las bacterias que metilan Hg y también se une al Hg para regular su biodisponibilidad según el tipo de complejos formados, aunque el contenido de materia

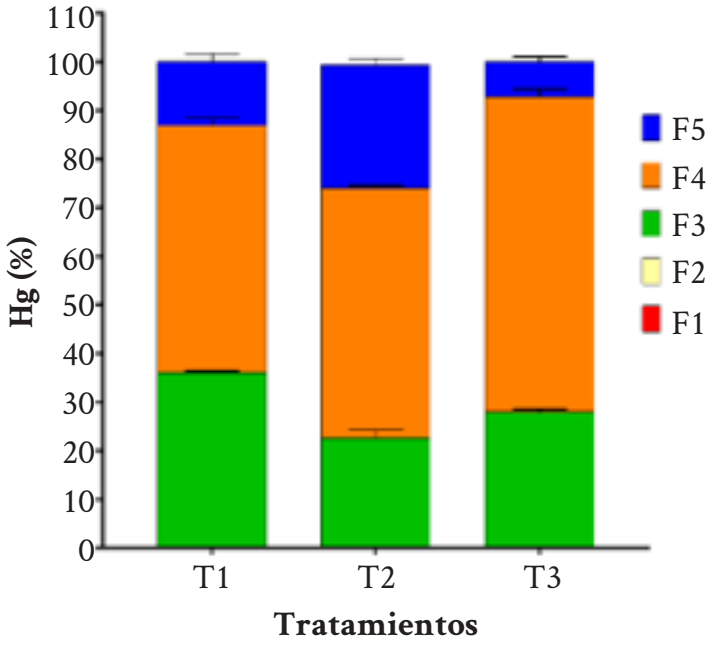
orgánica por sí solo no puede explicar la variación en la metilación del Hg, se ha sugerido que su composición juega un papel esencial en el proceso (Zheng et al., 2022; Wang et al., 2021).

4.3.2.3. Biodisponibilidad de mercurio en el compost

El fraccionamiento del Hg en el compost de los diferentes tratamientos se muestra en la Figura 4.6. En general, el Hg contenido en el compost de los tratamientos se suele encontrar asociado a fracciones que presentan menor movilidad del Hg, teniendo en cuenta que la biodisponibilidad y movilidad del Hg según este método aumenta desde la fracción residual, a la cual se asocian compuestos de Hg inertes (F5) a las fracciones 1 y 2 que son las biodisponibles, puesto que, el Hg puede ser fácilmente movilizado y solubilizado (Bloom et al., 2003; Cheng et al., 2019).

Figura 4.6.

Fraccionamiento del Hg en el compost de los diferentes tratamientos



Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

El Hg existente en el compost del T1 se encontró principalmente asociado a las fracciones F4 (50,81 ± 0,50 %) y F3 (36,11 ± 0,03 %) y en menor cantidad a la F5 (13,09 ± 0,52 %). En el T2 el Hg se encontró el Hg en gran proporción también ligado a la F4, representando un 50,53 ± 0,16 % del HgT, mientras que, el resto del Hg en este tratamiento se ubicó en las fracciones F5 (25,92 ± 0,16 %) y F3 (22,14 ± 0,05 %). Por último, el Hg contenido en el compost del T3 se le encontró mayoritariamente asociado a la F4 (60,50 ± 0,11 %) y en menores cantidades a las fracciones F3 y F5.

Por otra parte, se pudo observar que gran parte el Hg contenido en los distintos tratamientos se encontró asociado a la fase 3, fase a la cual se relacionan compuestos de Hg asociados a la materia orgánica, lo cual, es lógico puesto que el compost es principalmente materia orgánica estabilizada. La movilidad del Hg asociado a la fase 3 aunque puede ser mayor según Chen et al. (2022), requiere de condiciones extremas en el ambiente las cuales incluyen la destrucción de la materia orgánica y raramente ocurre bajo condiciones normales de temperatura.

4.3.2.4. Caracterización y composición del compost

La calidad del compost en los diferentes tratamientos se determinó teniendo en cuenta los parámetros y valores establecidos en la Norma Técnica Colombiana 5167 (NTC 5167) para abonos o fertilizantes orgánicos sólidos (ICONTEC, 2022). De acuerdo con los requerimientos establecidos por la norma, ninguno de los compost generados en este estudio cumplió completamente con el contenido limite requerido para algunos parámetros.

En la Tabla 4.3, se encuentra la caracterización y composición del compost obtenido en cada tratamiento. La humedad de todos los tratamientos se encontró por encima del valor máximo establecido por la NTC – 5167. Mientras que, la retención de humedad registró valores aceptables por la norma, principalmente en los tratamientos T1, T3 y control. El T2 por su parte, presentó un porcentaje de retención de humedad escasamente por debajo de lo permitido (95,7 %).

En cuanto al pH, contenido de cenizas, COOT, CIC y C/N el compost de los diferentes tratamientos registro valores óptimos con respecto a estos parámetros, al considerarse estos valores dentro del rango estipulado por la NTC – 5167. Con respecto al contenido de macronutrientes en el compost de estos tratamientos solo el contenido de NT en el T1 se encontró dentro del rango establecido por la NTC – 5167. Por último, el contenido de Hg en el compost de los tratamientos no superó el valor mínimo establecido por la norma para este metal.

En general, los parámetros como CIC, % de cenizas, COOT, relación C/N y pH, se encontraron en rangos óptimos en la mayoría de los tratamientos de las diferentes biomasas incluido el compost en los tratamientos control lo que hace el compost adecuado para la mayoría de las plantas.

Tabla 4.3.

Caracterización y composición del composts

Parámetros	Tratamientos								NTC-5167
	T1		T2		T3		Control (T0)		
Humedad (%)	26,6 ± 0,8	a	62,6 ± 0,19	b	59,15 ± 0,19	b	40,9 ± 0,9	c	Máx. 25
Retención de humedad	166 ± 0,36	a	95,7 ± 0,4	b	110,5 ± 0,49	c	164 ± 0,15	a	Mín. 100
pH	8,02 ± 0,14	a	6,88 ± 0,08	b	7,57 ± 0,03	c	8,05 ± 0,5	a	Entre 4 – 9
Cenizas (%)	22,9 ± 1,00	a	11,8 ± 0,84 b	b	12,5 ± 0,70	b	15,4 ± 0,4	b	Máx. 60
CIC (meq.100g-1)	64,95 ± 0,54	a	34,6 ± 0,62 b	b	33,1 ± 0,14	b	45,9 ± 0,9	b	Mín. 30
COOT (%)	19,5 ± 0,34	a	9,91 ± 0,26	b	11,6 ± 0,98	b	16,5 ± 0,5	b	Mín. 15

Parámetros	Tratamientos								NTC-5167
	T1		T2		T3		Control (T0)		
Relación C/N (Adimensional)	20 ± 0,24	a	19 ± 0,3	a	21 ± 0,7	b	22 ± 0,1 a	a	Máx. 25
NT (%)	1,105 ± 0,09	a	0,528 ± 0,01	b	0,600 ± 0,20	b	0,745 ± 0,7 b	b	Mín. 1
PT (%)	0,486 ± 0,03	a	0,207 ± 0,03	b	0,181 ± 0,03	b	0,387 ± 0,3 c	c	Mín. 1
KT (%)	2,220 ± 0,16	a	0,858 ± 0,15	b	0,805 ± 0,02	b	1,460 ± 0,6 c	c	Mín.1
Silicio Total	12,8 ± 0,13	a	7,6 ± 0,31	b	7,8 ± 0,11	b	9,37 ± 0,16 c	c	Máx. 50
Hg (mg/kg)	0,0449 ± 0,9	a	0,0647 ± 0,7	b	0,0749 ± 0,68	c	-	-	Máx. 17

Nota: Distintas letras indican diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$), para un mismo parámetro entre los tratamientos.
Los valores sombreados se encuentran por fuera del valor límite establecido por la NTC - 5167.
Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

Por otra parte, el contenido mínimo de macronutrientes (NT, PT, KT) en estos compost pudo estar directamente relacionado con el bajo contenido de estos en el material de partida, puesto que, durante el proceso de compostaje es posible que muchos componentes se concentren al final del proceso mejorando el contenido de nutrientes en el compost y se espera que las concentraciones sean más altas en el compost que en la materia prima dada la pérdida de masa durante el proceso de compostaje (Yeo et al., 2020). No obstante, hay algunos factores durante el proceso de compostaje que puede afectar la carga de nutrientes en el compost y uno es la pérdida o lixiviación de estos durante el proceso. Por ejemplo, la pérdida de N en el compostaje podría ser el resultado de numerosos procesos

químicos, físicos y biológicos en los que puede ser consumido por los microrganismos o liberado al medio en forma de vapor (Yeo et al., 2020). En cuanto a la relación C/N en los tratamientos evaluados, incluido el control, este parámetro se ubicó en un rango ideal para la mayoría de los usos (< 25). Una relación C/N en este rango indica que el compost estuvo bien equilibrado en términos de materiales ricos en carbono y nitrógeno. Mientras que, en los compost con biomasa de Córdoba se tuvo que, aunque la relación C/N se encontró dentro del rango óptimo establecido por la norma en los tratamientos T1, T2 y T0, en el T3 aún permite una descomposición eficiente de los materiales orgánicos para proporcionar nutrientes útiles a las plantas.

En este sentido, aunque los productos obtenidos no cumplen completamente con los parámetros dispuestos por la NTC - 5167 para denominarse abonos o fertilizantes orgánicos sólidos, pueden ser utilizados como enmienda del suelo en suelos degradados. Aunque este compost no sea una fuente de nutrientes primarios tan rica como otros fertilizantes comerciales, sigue siendo beneficioso para la mejora del suelo y puede proporcionar una serie de ventajas para suelos degradados: en la recuperación de las propiedades físicas y químicas del suelo, contribuyendo a la retención de la humedad, porosidad, incremento de la materia orgánica y fertilidad del suelo, estimulación de la actividad microbiana, aumento de la biodiversidad del suelo, entre otros muchos beneficios.

4.4. Conclusiones

En general, durante el proceso de compostaje la temperatura no alcanzó a registrar la fase termófila, atribuyéndose este comportamiento en parte al volumen de los materiales en la mezcla, al efecto de los lixiviados (exceso de humedad) y al tipo de compostera y al tipo de sistema de compostaje cerrado.

Como un resultado positivo que se esperaba, la masa de Hg contenida en el material final aumentó con respecto al Hg inicial, en todos los tratamien-

tos, lo que puede indicar que éste se estabiliza en el proceso. La pérdida de Hg parece relacionarse con la reducción de biomasa en los tratamientos, por lo cual, se observó que los tratamientos con mayor reducción en sus biomasas presentaron mayores pérdidas de Hg y viceversa.

Por los resultados obtenidos, se puede considerar que la técnica de compostaje podría proporcionar una alternativa para el aprovechamiento de la biomasa contaminada con Hg, puesto que, permite disminuir el riesgo de exposición al Hg en el material final, encontrándose principalmente asociado la fracción más residual a la cual se encuentra asociado el HgS y otras especies de Hg que no son difíciles de degradar.

4.5. Agradecimientos

Este trabajo fue apoyado por el proyecto titulado "Implementación de una estrategia sostenible en la recuperación de ecosistemas degradados y contaminados con mercurio generados por la minería aurífera en los departamentos de Córdoba, Sucre y Choco". Código BPIN 2020000100055. Los autores también agradecen el apoyo del Departamento de Química, Grupo de Química del Agua, Aplicada y Ambiental de la Universidad de Córdoba, Colombia.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Addai, P., Kobina, A., Sekyi, E., & Owusu, E. (2023). Biochar, compost and/or NPK fertilizer affect the uptake of potentially toxic elements and promote the yield of lettuce grown in an abandoned gold mine tailing. *Journal of Trace Elements and Minerals, 4*(3). http://dx.doi.org/10.1016/j.jtemin.2023.100066

Afonso, S., Arrobas, M., Pereira, E., & Rodrigues, M. (2021). Recycling nutrient-rich hop leaves by composting with wheat straw and farmyard manure in suitable mixtures. J. Environ. *Manage.* 284. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112105

Akber, S., & Chandra, J. (2020). Co-Composting of Water Hyacinth with Cattle Manure and its Effects on Growth and Yield Of Okra. *International Journal of Modern Science and Technology, 5*(2), 59-64.

Alkoaik, F., Abdel Ghany, A., Al Helal, I., Rashwan, M., Fulleros, R., & Ibrahim, M. (2019). Effect of insulation on the performance of a rotary bioreactor for composting agricultural residues. *Energies, 12*(2), 315. https://doi.org/10.3390/en12020315

Argumedo García, M., Consuegra Solórzano, A., Vidal Durango, J., & Marrugo Negrete, J. (2013). Exposición a mercurio en habitantes del municipio de San Marcos (Departamento de Sucre) debida a la ingesta de arroz (Oryza sativa) contaminado. *Revista de Salud Pública, 15*(6), 903-915. https://www.redalyc.org/pdf/422/42231751010.pdf

Arrigoni, J., Paladino, G., Garibaldi, L., & Laos, F. (2018). Inside the small-scale composting of kitchen and garden wastes: Thermal performance and stratification effect in vertical compost bins. *Waste Manag.* 76, 284-293. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.010

Attiogbe, F., Korankyewa, N., & Martey, J. (2019). Effectiveness of black soldier fly larvae in composting mercury contaminated organic waste. *Scientific African, 6*(1). http://dx.doi.org/10.1016/j.sciaf.2019.e00205

Bloom, N., Preus, E., Katon, J., & Hitner, M. (2003). Selective extractions to assess the biogeochemically relevant fractionation of inorganic mercury in sediments and soils. *Analytica Chimica Acta.* 479(2). http://dx.doi.org/10.1016/S0003-2670(02)01550-7

Calao, C., & Marrugo, J. (2015). Genotoxic effects in a human population exposed to heavy metals in the region of La Mojana, Colombia, 201. *Biomedica, 35*, 139-151. https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/26535750/

Campos Rodríguez, R., Brenes, L., & Jiménez, M. (2016). Evaluación técnica de dos métodos de compostaje para el tratamiento de residuos sólidos biodegradables domiciliarios y su uso en huertas caseras. *Revista Tecnología en Marcha, 29*(5). https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0379-39822016000900025

Carranza Lopez, L., Caballero Gallardo, K., Cervantes Ceballos, L., Turizo Tapia, A., & Olivero Verbel, J. (2019). Multicompartment Mercury Contamination in Major Gold Mining Districts at the Department of Bolivar, Colombia. *Arch. Environ. Contam. Toxicol. 76*(4), 640-649. https://doi.org/10.1007/s00244-019-00609-w

Chan, M., Selvam, A., & Wong, J. (2016). Reducing nitrogen loss and salinity during 'struvite' food waste composting by zeolite amendment. *Bioresour. Technol.* 200, 838-844. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.093

Chen, X., Du, Z., Guo, T., Wu, J., Wang, B., Wei, Z., Jia, L., & Kang, K. (2022). Effects of heavy metals stress on chicken manures composting via the perspective of microbial community feedback. *Environ. Pollut.* 294. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118624

Cheng, L., Wang, L., Geng, Y., Wang, N., Mao, Y., & Cai, Y. (2019). Occurrence, speciation and fate of mercury in the sewage sludge of China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 186. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109787

Chowdhury, M., Akratos, C., Vayenas, D., & Pavlou, S. (2013). Olive mill waste composting: A review. *International Biodeterioration & Biodegradation, 85*, 108–119. https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.06.019

Delgado, M. (2020). Assessment of the composting process of poultry manure using different mixtures of substrates. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 35(4), 965-977. https://doi.org/10.20937/rica.2019.35.04.15

Gao, J., Han, H., Gao, C., Wang, Y., Dong, Y., & Xu, Z. (2023). Organic amendments for in situ immobilization of heavy metals in soil: A review. *Chemosphere, 335*. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139088

Galeano, C., Espitia, P., Jimenez, L., Pastor, K., Salcedo, S., Hoyos, L., Gioda, A., Saint, T., García, S., Brango, H., & Espitia, L. (2021). Dietary exposure to mercury and its relation to cytogenetic instability in populations from "La Mojana" region, northern Colombia. *Chemosphere, 265*. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129066

Gracia, L., Marrugo, J., & Alvis, E. (2010). Contaminación por mercurio en humanos y peces en el municipio de Ayapel, Córdoba, Colombia, 2009. *Rev. Fac. Nac. Salud Pública, 28*(2):118-24. https://doi.org/10.17533/udea.rfnsp.1753

Gusain, R., Pandey, B., & Suthar, S. (2018). Composting as a sustainable option for managing biomass of aquatic weed Pistia: A biological hazard to aquatic system. *Journal of Cleaner Production, 177*, 803-812. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.261

Gutiérrez, H., Marrugo, J., Díez, S., Morales, G., Montoya, L., & Jonathan, M. (2020). Distribution of chemical forms of mercury in sediments from abandoned ponds created during former gold mining operations in Colombia. *Chemosphere*. 258. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127319

Instituto Colombiano de Normas y Técnicas y Certificación (ICONTEC). (2022). Productos para la industria agrícola. Productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas o acondicionadores de suelo.

Janowska, B., Szymanski, K., Sidelko, R., Siebielska, I., & Walendzik. (2017). Assessment of mobility and bioavailability of mercury compounds in sewage sludge and composts. *Environ. Res.* 156, 394-403. https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.04.005

Lin, C., Cheruiyot, N., Bui, X., & Ngo, H. (2022). Composting and its application in bioremediation of organic contaminants. *Bioengineered*. 13(1), 1073-1089. https://doi.org/10.1080/21655979.2021.2017624

Liu, D., Zhang, R., Wu, H., Xu, D., Tang, Z., Yu, G., Xu, Z., & Shen, Q. (2011). Changes in biochemical and microbiological parameters during the period of rapid composting of dairy manure with rice chaff. *Bioresour. Technol.* 102(19), 9040-9049. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.052

Liu, J., Bao, Z., Wang, C., Wei, C., Wei, Y., & Chen, M. (2022). Understanding of mercury and methylmercury transformation in sludge composting by metagenomic analysis. *Water Res.* 226. https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119204

Li, Y., Liu, T. Song, J., & Lv, J. (2020). Effects of chemical additives on emissions of ammonia and greenhouse gas during sewage sludge composting. *Process Safety and Environmental Protection, 143*(10), 129-137. http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2020.05.056

Makan, A., Ahmed, F., & Mustapha, O. (2020). Interaction of physicochemical parameters during pressurized in-vessel composting of food waste. *Bioresource Technology Reports, 10.* https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100350

Mao, Y., Cheng, L., Ma, B., & Cai, Y. (2016). The fate of mercury in municipal wastewater treatment plants in China: Significance and implications for environmental cycling. *J. Hazard Mater.* 306, 1-7. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.11.058

Marrugo Negrete, J., Benitez, L., Olivero, J., Lans, E., Vazquez, F. (2010). Spatial and seasonal mercury distribution in the Ayapel Marsh, Mojana re-

gion, Colombia. *Int. J. Environ. Health Res. 20*(6), 451-459. https://doi.org/10.1080/09603123.2010.499451

Marrugo Negrete, J., Olivero Verbel, J., Lans, E., & Benitez, L. (2008). Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Mojana region of Colombia. Environ. Geochem. Health, 30(1), 21-30. https://doi.org/10.1007/s10653-007-9104-2

Marrugo Negrete, J., Pinedo Hernández, J., & Díez, S. (2015). Geochemistry of mercury in tropical swamps impacted by gold mining. *Chemosphere*. 134, 44-51. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.012

Marrugo Negrete, J., Pinedo Hernández, J., Paternina Uribe, R., Quiroz Aguas, L., Pacheco Florez, S. (2018). Distribución espacial y evaluación de la contaminación ambiental por mercurio en la región de la Mojana, Colombia. *Revista MVZ Córdoba, 23*(S), 7062-7075. https://doi.org/10.21897/rmvz.1481

Michel, F., O'Neill, T., Rynk, R., Gilbert, J., Wisbaum, S., & Halbach, T. (2024). Chapter 5 - Passively aerated composting methods, including turned windrows. En *The composting handbook: A how-to and why manual for farm, municipal, institutional, and commercial composters*, 45–67. https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85602-7.00002-9

Moubareck, C., Alawlaqi, B., & Alhajeri. (2023). Characterization of physicochemical parameters and bacterial diversity of composted organic food wastes in Dubai. *Heliyon, 9*(6). https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e16426

Oliveira, J., Vasques, I., Lima, F., & Job, M. (2022). Synthesis and characterization of adsorbent materials for the retention of elemental mercury from

contaminated tropical soils. *International journal of Environmental Science and Technology, 20*, 6221-6232. http://dx.doi.org/10.1007/s13762-022-04403-5

Rastogi, M., Nandal, M., & Khosla, B. (2020). Microbes as vital additives for solid waste composting. *Heliyon, 6*(2). https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03343

Rezania, S., Ponraj, M., Talaiekhozani, A., Mohamad, M., Md, M., Taib, S., Sabbagh, F., & Sairan, F. (2015). Perspectives of phytoremediation using water hyacinth for removal of heavy metals, organic and inorganic pollutants in wastewater. *J. Environ. Manage. 163*, 125-133. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.018

Rivas, M., & Silva, R. (2020). Calidad física y química de tres compost, elaborados con residuos de jardinería, pergamino de café y bora (Eichhornia Crassipes). *Revista Ciencia Unemi, 13*(32), 87-100. https://www.redalyc.org/journal/5826/582661898009/html/

Silva Vasconcelos, O., Moraes Carneiro, L., Eurides Marques, G., Nogueira Nojosa, E., Barbosa, L. (2021). Biomass reduction of organic materials in a domestic composting system. *Biofix Scientific Journal.* 6(2), 98–102.

Sun, B., Li, Y., Song, M., Li, R., Li, Z., Zhuang, G., Bai, Z., & Zhuang, X. (2022). Molecular characterization of the composition and transformation of dissolved organic matter during the semi-permeable membrane covered hyperthermophilic composting. *Journal of Hazardous Materials*, 425. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127496

Torres, M., Vitola, D., & Perez, A. (2019). Biorremediación de mercurio y níquel por bacterias endófitas de macrófitas acuáticas. *Revista Colombiana de Biotecnología, 21*(2), 36-44. https://doi.org/10.15446/rev.colomb.biote.v21n2.79975

Universidad de Córdoba. (2024). Implementación de una estrategia sostenible en la recuperación de ecosistemas degradados y contaminados con mercurio generado por la minería aurífera en los departamentos de Córdoba, Sucre, Chocó. Proyecto BPIN 2020000100055. https://toxicologiaambiental.com/proyecto_fitorremediacion/

U.S. Environmental Protection Agency. (1998). *Method 7473 (SW-846): Mercury in solids and solutions by thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrophotometry* (Revision 0). U.S. Environmental Protection Agency. https://www.epa.gov/esam/epa-method-7473-sw-846-mercury-solids-and-solutions-thermal-decomposition-amalgamation-and

Vargas, O., Trujillo, J., & Torres, M. (2019). El compostaje, una alternativa para el aprovechamiento de residuos orgánicos en las centrales de abastecimiento. *Orinoquia, 23*(2), 123-129. https://www.redalyc.org/journal/896/89662922013/html/

Vilela, R., Amorim, A., Orrico, M., & Aspilcueta, R. (2022). Effects of aeration and season on the composting of slaughterhouse waste. *Environmental Technology & Innovation, 27*. http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2022.102505

Wang, J., Jiang, Y., Zhang, C., Zhang, Y., Huang,, D., Yan, S., Sun, T., Mao, Y., & Cai, Y. (2021). Leaching behavior and transformation of total mercury and methylmercury from raw and lime-conditioned sewage sludge under simulated rain. *Chemosphere*. 262. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127791

Wang, Z., Sun, T., Driscoll, C., & Zhang, H. (2019). Dimethylmercury in Floodwaters of Mercury Contaminated Rice Paddies. *Environ. Sci. Technol.* 53(16). https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07180

Yeo, D., Dongo, K., Mertenat, A., Lussenhop, P., Korner, I., & Zurbugg, C. (2020). Material Flows and Greenhouse Gas Emissions Reduction Potential of Decentralized Composting in Sub-Saharan Africa: A Case Study in Tiassalé, Côte d'Ivoire. *Int. J. Environ. Res. Public Health, 17*(19). https://doi.org/10.3390/ijerph17197229

Yun, K., Rutter, A., & Zeeb, A. (2019). Composting of halophyte Phragmites australis following phytoaccumulation of chloride from a cement kiln dust (CKD)-contaminated landfill. *Waste Manag.* 87, 119-124. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.01.030

Zhang, J., Kong, Y., Yang, Y., Ma, R., Li, G., Wang, J., Cui, Z., & Yuan, J. (2024). Effects of thermophilic bacteria inoculation on maturity, gaseous emission and bacterial community succession in hyperthermophilic composting. *Sci. Total Environ.* 927. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172304

Zhang, L., & Sun, X. (2016). Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. *Waste Manag.* 48, 115-126. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.032

Zheng, X., Wang, J., Zhang, C., Zhang, Y., Huang, D., Yan, S., Sun, T., Mao, Y., & Cai, Y. (2022). Influence of dissolved organic matter on methylmercury transformation during aerobic composting of municipal sewage sludge under different C/N ratios. *J. Environ. Sci. (China).* 119, 130-138. https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.06.035