

Análisis de la implementación de biofiltros para el tratamiento de lixiviados generados en unidades de compostaje: Revisión de Literatura

María Fernanda Medina Escobar

Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano
Honduras
Noviembre, 2020

ZAMORANO
CARRERA DE AMBIENTE Y DESARROLLO

Análisis de la implementación de biofiltros para el tratamiento de lixiviados generados en unidades de compostaje: Revisión de Literatura

Proyecto especial de graduación presentado como requisito parcial para optar al título de Ingeniera en Ambiente y Desarrollo en el Grado Académico de Licenciatura

Presentado por

María Fernanda Medina Escobar

Zamorano, Honduras
Noviembre, 2020

Análisis de la implementación de biofiltros para el tratamiento de lixiviados generados en unidades de compostaje: Revisión de Literatura

María Fernanda Medina Escobar

Resumen. El crecimiento demográfico, concentración de poblaciones urbanas y desarrollo económico, ha generado el incremento de los residuos sólidos, siendo la fracción orgánica la composición predominante principalmente en Latinoamérica. En el contexto de la economía circular, las instalaciones de compostaje representan una alternativa para transformar los residuos sólidos orgánicos y reutilizarlos en diferentes actividades productivas como la agricultura. El proceso de producción de compost genera lixiviados que pueden contribuir en procesos de deterioro ambiental cuando no se brinda el manejo adecuado. Estos efluentes son generados por el alto contenido de humedad de los residuos orgánicos y condiciones ambientales como la precipitación. La presente investigación recopila hallazgos documentados sobre métodos convencionales de tratamiento y la aplicabilidad de biofiltros como alternativa para la remoción de contaminantes mayoritarios. Se encontró que la recirculación reduce en 47% el volumen de los lixiviados. Los biorreactores de membrana reportan la mayor eficiencia alcanzando una remoción de 80% para sólidos suspendidos totales (SST), demanda química de oxígeno (DQO) y nitrógeno amoniacal. La aplicación de biofiltros es viable, sin embargo, su desempeño se encuentra condicionado a factores como la temperatura, materiales utilizados en el medio filtrante, tiempo de retención hidráulica y pH. Para el tratamiento de lixiviados de composteras, el uso de materiales como astillas de madera, fibra de coco y carbón vegetal proporcionan eficiencias de remoción comparables a otros tratamientos convencionales. Sin embargo, su aplicación efectiva requerirá de etapas previas de tratamiento.

Palabras clave: Biorremediación, compost, materia orgánica, remoción de nutrientes.

Abstract. Demographic growth, concentration of urban populations and economic development have generated an increase in solid waste, the organic fraction being the predominant composition mainly in Latin America. In the context of the circular economy, composting facilities represent an alternative to transform organic solid waste and reuse it in different productive activities such as agriculture. The compost production process generates leachates that can contribute to processes of environmental deterioration when proper management is not provided. These effluents are generated by the high moisture content of organic waste and environmental conditions such as precipitation. The present investigation compiles documented findings on conventional treatment methods and the applicability of biofilters as an alternative for the removal of major pollutants. It was found that recirculation reduces the volume of leachate by 47%. The membrane bioreactors report the highest efficiency reaching a removal of 80% for total suspended solids (TSS), chemical oxygen demand (COD) and ammonia nitrogen. The application of biofilters is viable, however, their performance is conditioned by factors such as temperature, materials used in the filter medium, hydraulic retention time and pH. For composting leachate treatment, the use of materials such as wood chips, coconut fiber, and charcoal provide removal efficiencies comparable to other conventional treatments. However, its effective application will require previous stages of treatment.

Key words: Bioremediation, compost, nutrient removal, organic material.

ÍNDICE GENERAL

Portadilla.....	i
Página de Firmas	ii
Resumen.....	iii
Índice General.....	iv
Índice de cuadros y anexo.....	v
1. INTRODUCCIÓN.....	6
2. METODOLOGÍA.....	9
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	10
4. CONCLUSIONES	21
5. RECOMENDACIONES.....	22
6. LITERATURA CITADA.....	23

ÍNDICE DE CUADROS Y ANEXO

Cuadros	Página
1. Palabras clave y resultados obtenidos en la búsqueda inicial de bibliografía.....	9
2. Características fisicoquímicas de lixiviados de compostaje	11
3. Características de metales pesados en lixiviados	12
4. Características operacionales de los biofiltros	14
5. Capacidad de remoción de biofiltros.....	18
6. Biofiltros aplicados en la remoción de metales pesados.....	19

Anexo	Página
1. Parámetros óptimos en el tratamiento de compostaje.....	29

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años, el crecimiento demográfico, la concentración de población en zonas urbanas, la industrialización y el desarrollo económico, han provocado el incremento de la cantidad de residuos sólidos (Ojeda, Quintero, Smith y Whitty, 2008). Este crecimiento ha conducido a uno de los principales desafíos medioambientales actuales relacionados con la gestión integral de residuos sólidos, ya que su manejo deficiente se ha transformado en una problemática global (Kaur et al., 2019). En este contexto, la producción de residuos sólidos urbanos en el 2016 es de 2,010 millones de toneladas, de los cuales el 44% corresponde a residuos orgánicos; estos en algunos países se vierten o queman a cielo abierto (Banco Mundial, 2020).

Durante los últimos años se han creado políticas internacionales para el manejo de residuos orgánicos, enfocadas en procesos de reciclaje y reutilización en función de su composición (Sáez y Urdaneta, 2006). Un ejemplo son las unidades de compostaje, que se utilizan frecuentemente por su bajo costo, para transformar los residuos orgánicos (Haug, 1993). Este es un proceso de oxidación biológica que se da en condiciones aeróbicas por la intervención de microorganismos que transforman el oxígeno y residuos orgánicos en CO₂, agua y calor. Por la disminución de oxígeno en el proceso es necesario los volteos o aireación forzada, para mantener la condición de oxígeno requerido para el desarrollo del proceso metabólico de los microorganismos (Román, Martínez y Pantoja, 2013).

Existen diferentes técnicas de compostaje; el proceso se puede realizar en hileras torneadas o aireadas, reactores cerrados y sistemas de recipientes (Peigné y Girardin, 2004). La descomposición de los residuos orgánicos, durante la actividad microbiana genera cambios en la temperatura. Las fases de compostaje se pueden clasificar en función de las variaciones de temperatura registradas: mesofílica, termofílica y maduración (Román et al., 2013). La fase de maduración es un período de fermentación lenta (que puede durar 3 meses o más), por el decrecimiento de la actividad microbiana debido a la reducción del contenido de materia orgánica presente en los residuos orgánicos (Román et al., 2013). Al finalizar el proceso de compostaje, los residuos orgánicos reducen su volumen y peso inicial en 50%, aproximadamente (Gutierrez, 2017; Haug, 1993; He et al., 2011).

El compost contiene materia orgánica y nutrientes que se utilizan en diferentes actividades agrícolas. Sin embargo, durante su producción se generan lixiviados que pueden contribuir en procesos de deterioro ambiental al no contar con un tratamiento apropiado (Gadea, Solans y Ordoñez, 2004). Los lixiviados de compostaje se definen como los efluentes líquidos generados por el alto contenido de humedad de los residuos orgánicos que representa del 60 al 90%, los cuales a medida que se descomponen liberan líquidos combinados con otros compuestos orgánicos (Costa, Marotta y Campos, 2019). Este proceso es afectado por la precipitación natural, escorrentía superficial, evapotranspiración, infiltración de agua subterránea y grado de compactación del compostaje (Barrena, 2006; Miao, Yang, Tao y Peng, 2019). Este lixiviado tiene un potencial contaminante, ya que sus altas cargas inorgánicas, orgánicas y patógenas, se pueden filtrar, afectando la calidad del suelo y las aguas subterráneas. Por otra parte, el lixiviado que queda en la parte superficial genera desprendimiento del CO₂ hacia la atmósfera, contribuyendo al efecto invernadero (Amin et al., 2014; Granada y Prada, 2015).

Los sistemas de compostaje con capacidad de tratar entre 1,000 y 1,500 toneladas, generan aproximadamente 400 m³ de lixiviados por día (Bakhshoodeh, Alavi, Majlesi y Paydary, 2017; He et al., 2011). Otras unidades de compostaje reportan valores de 2 a 14 m³/día de lixiviados, durante todo el año (Gagnaire et al., 2012). Los lixiviados de compostaje tienen una composición compleja y variable que está relacionada con la materia orgánica disuelta. Su variabilidad depende de factores tales como: la edad del sistema de compostaje, forma de operación del sistema de compostaje, tipo y composición de los residuos (Moody y Townsend, 2017). Además, el sitio, variaciones de clima del lugar, dilución por lluvia y grado de descomposición dentro del sistema de compostaje influencia en la generación de los lixiviados (Mandal, Dubey y Gupta, 2017).

Los componentes presentes en los lixiviados son la materia orgánica cuantificada en términos de la demanda biológica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO) y carbono orgánico total (COT); además, de componentes inorgánicos como: cloruros (Cl⁻), sulfatos (SO₄²⁻), nitrógeno de amoniacal (N - NH₃), calcio (Ca²⁺), magnesio (Mg²⁺), sodio (Na⁺), potasio (K⁺), metales pesados como hierro (Fe), cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), plomo (Pb), níquel (Ni), zinc (Zn), compuestos xenobióticos como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs o PAHs) y compuestos orgánicos halogenados (AOX) (Christensen et al., 2001; Kjeldsen et al., 2002; Simonič, 2017). Al finalizar el proceso de compostaje, la población de microorganismos presentes incluye bacterias de los géneros *Bacillus* y *Pseudomonas*, actinomicetos (*Streptomyces*) y hongos (*Aspergillus* y *Penicillium*). Al mismo tiempo se encontraron antagonistas químicos como fenoles y aminoácidos, los cuales tienen efectos positivos sobre el crecimiento y condiciones sanitarias de las plantas (Escobar, Mora y Romero, 2012).

Actualmente se han estudiado diferentes métodos para tratar los lixiviados de compostaje que incluyen procesos biológicos, fisicoquímicos y oxidación avanzada. También se aplican métodos biofísicos como los biorreactores anaeróbicos y separación de membrana, los cuales son eficaces en la remoción de nitrógeno amoniacal, pero tienen un alto costo de diseño, operación y mantenimiento (Ngoc y Schnitzer, 2009). Por otra parte, los tratamientos fisicoquímicos como la coagulación y floculación son eficientes en la reducción del contenido de material particulado como: arcilla, coloides, ácido húmico, ácido fúlvico y metales pesados de las aguas residuales (Guo et al., 2017). Sin embargo, carecen de estudios para tratar contaminantes importantes como el nitrógeno amoniacal y fósforo (Roy, Azais, Drogui, Benkaraache y Tyagi, 2018).

La aplicación de biofiltros es una alternativa eficiente para el tratamiento de diferentes sustancias contaminantes, por medio de procesos físicos, químicos y biológicos. Los biofiltros están constituidos por un lecho filtrante y un componente biótico como microorganismos, plantas y lombrices (Garzón, Buelna y Moeller, 2012). El desempeño del biofiltro se afectará de manera semicuantitativa por la actividad microbiana, material filtrante, tiempo de residencia, temperatura, pH y humedad los cuales influyen en el desarrollo de la biopelícula, la remoción de los contaminantes líquidos y gaseosos (Arana, 2010; Eldyasti et al., 2010).

Existen diferentes tipos de biofiltros, entre ellos se listan el Biofiltro de Lecho Fijo (BLF), Biofiltro de Lecho Ecurrido (BLE) y biofiltros híbridos (Chuquin y Reyes, 2020). El proceso de los BLF, se basa en la interacción de una corriente gaseosa saturada de humedad, que contiene los contaminantes poco solubles en agua, a través de la biopelícula, en donde se degrada por la actividad de microorganismos (Cortes, 2015). Por otra parte Varnero et al. (2012), afirma que los BLE actúan de forma similar al biofiltro de lecho fijo, pero utiliza material sintético e inerte en una

columna. Los biofiltros híbridos son tratamientos biológicos que tiene una combinación entre lombrices y plantas, que a través de la interacción aceleran la estabilización de la materia orgánica y su degradación (Córdor, 2019).

En la Escuela Agrícola Panamericana se ha implementado una unidad de compostaje y lombricultura, para manejar los residuos orgánicos y así permitir una gestión eficiente de estos. La fracción orgánica representa entre el 60 y 70% de los residuos sólidos generados por Zamorano. Estos provienen del comedor estudiantil (15,000 kg/semanales), la planta hortofrutícola (3,000 kg/semanales), la planta de cárnicos (8,000 kg/semanales), la planta de granos y semillas (350,000 kg/año), unidad de terneros (2,500 kg/semanales) y la unidad de cerdos (aserrín de la cama de cerdos y cerdaza) (Sierra, 2012). Durante el proceso de compostaje se reportó un porcentaje de humedad del 45% al inicio del proceso, la cual disminuyó la cantidad nutrientes para los microorganismos, retardando el proceso de descomposición y provocando la muerte de microorganismos (Chicaiza, 2015). En la época lluviosa la cantidad de agua presente en la unidad de compostaje incrementa, elevando la producción de lixiviados.

El sistema de tratamiento de aguas residuales en Zamorano consta de cinco lagunas de estabilización conectadas en serie. Estas reciben la descarga de diferentes áreas de producción, viviendas y residencias estudiantiles y cumplen con la función de reducir el contenido de materia orgánica, sólidos suspendidos, sólidos sedimentables y microorganismos. A lo largo del proceso transformación del material orgánico en la unidad de compostaje, se genera un efluente líquido que es descargado en la tercera laguna de estabilización. Las características de este lixiviado aportan a la carga de contaminantes presentes en la laguna y, por lo tanto, se deben controlar las características de estos, para que no afecten el desempeño de este tratamiento.

Conforme al escenario descrito previamente, se plantea la necesidad de identificar alternativas de tratamiento viables que contribuyan en la reducción de contaminantes mayoritarios presentes en estos efluentes. Mediante una revisión bibliográfica, se realizó el análisis de aplicabilidad de biofiltros para tratamientos de lixiviados provenientes de unidades de compostaje. Asimismo, se describen los factores que afectan el desempeño de estos tratamientos, el estado de la técnica y eficiencia de remoción de los contaminantes de interés. Los objetivos planteados fueron:

- Identificar las características fisicoquímicas de los lixiviados generados en unidades de compostaje y sus contaminantes mayoritarios.
- Describir los tratamientos convencionales aplicados para la remoción de los contaminantes mayoritarios presentes en los lixiviados de compostaje.
- Evaluar la eficiencia documentada de biofiltros en la remoción de contaminantes mayoritarios presentes en los efluentes.

2. METODOLOGÍA

La presente investigación se sustenta en una revisión de literatura que permitió la recopilación y análisis de información sobre la aplicabilidad de biofiltros para la remoción de contaminantes mayoritarios presentes en lixiviados provenientes de unidades de compostaje. A través de evidencia documentada a partir de diferentes estudios, se compara el desempeño de estas unidades de tratamiento en la remoción de materia orgánica, nutrientes y otros contaminantes presentes en estos efluentes. Se utilizaron publicaciones científicas obtenidas a partir de una búsqueda en bases de datos como “Science Direct”, “Scielo, Redalyc”, “Agora”, “SpringerLink”, “ASCE Library”, “Digital.CSIC”, “SAGE journals”, “Taylor y Francis online” y “De Gruyter”.

Asimismo, se incluyeron publicaciones científicas obtenidas de portales de investigación como “Scholar Google” (Cuadro 1), utilizando palabras clave como biofiltros, caracterización fisicoquímica de lixiviados, unidades de compostaje y tratamientos para lixiviados. Entre la información obtenida, se aplicó como criterio de selección que los artículos fueran publicados en dentro del periodo 2005-2020. Se excluyen los artículos dedicados al uso de biofiltros para el tratamiento de emisiones gaseosas. Se accedió a revistas científicas como “Water, Air, and Soil Pollution”, “Journal of Industrial and Engineering Chemistry”, “International Journal of Environmental Science and Technology”, “Waste Management”, “Journal of Environmental Engineering”, “Journal of Environmental Management”, “Environmental Pollution” y “Journal of Hazardous Materials”.

La selección de publicaciones se llevó a cabo mediante la revisión de los resúmenes para determinar su aporte a los objetivos planteados. Estos fueron organizados en una base de datos en “Microsoft Excel”, que facilitó la clasificación de la información conforme a los objetivos, tipo de estudio, autores, revistas en las que estaban publicados, año de publicación, país donde se realizó la investigación, principales hallazgos y conclusiones

Cuadro 1. Palabras clave y resultados obtenidos en la búsqueda inicial de bibliografía

Palabras clave	Publicaciones encontradas en “Google Scholar”	Publicaciones analizadas
Caracterización + fisicoquímica + unidades de compostaje	2,690	17
Caracterización + metales + unidades de compostaje	4,100	11
Tratamientos + lixiviados	1,200	9
Biofiltros + lixiviados	347	19
Biofiltros + parámetros + lixiviados	330	12

Se realizó el análisis de 68 artículos, proporcionando información sobre el estado de la técnica, factores que afectan el desempeño del tratamiento y la carencia de resultados documentados sobre escenarios de aplicación en campo. A partir de esto, se identifican temas de investigación que pueden contribuir al desarrollo de esta temática.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del lixiviado del compostaje

Los aspectos fisicoquímicos y microorganismos son importantes en la transformación de los compuestos inorgánico y orgánicos que producen la descomposición y mineralización del lixiviado (Naveen, Mahapatra, Sitharam, Sivapulliah y Ramachandra, 2017). Diferentes investigaciones reportan las principales características mediante ensayos fisicoquímicos como el pH, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), el nitrógeno total Kjeldahl (NTK), el amonio (NH_4), el fósforo total (PT), DQO y SST. En adición a la etapa del proceso de compostaje y el diseño de la instalación en donde ocurre el proceso también influirá en los parámetros antes mencionados.

Los sistemas abiertos son instalaciones en las que se colocan los residuos al aire libre, sobre suelo o superficies de hormigón dotadas de una inclinación para la recolección de los lixiviados. Este tipo de sistemas es afectado por las condiciones meteorológicas y ambientales que influyen la cantidad de lixiviados. Por otra parte, las instalaciones cerradas controlan los parámetros durante el proceso de compostaje, reduce la emisión de malos olores, favorece la descomposición de la materia orgánica y disminuye la cantidad de lixiviados porque no es afectada por las condiciones meteorológicas y ambientales (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2011). En el Cuadro 2 se recopilan los resultados obtenidos para diferentes muestras de lixiviados obtenidas de sistemas abiertos y cerrados. Los valores denotan que el contaminante mayoritario es la materia orgánica, expresado en términos de las concentraciones de DBO_5 y DQO. Asimismo, el Nitrógeno y Fósforo Total se perfilan como los principales nutrientes presentes en el licor de compostaje.

Estudios realizados por Bermúdez, Hoyos y Rodríguez (2000) y J. García, Rad y Navarro (2014) indican la importancia de cuantificar la relación entre DBO_5/DQO para determinar la aplicación de tratamientos biológicos de acuerdo con su biodegradabilidad. Si la relación DBO_5/DQO muestra resultados mayores a 0.50, el lixiviado tiene un alto grado de degradabilidad de la materia orgánica. Por otra parte, Naveen et al. (2017) reporta que el pH ácido es producto de la degradación de moléculas orgánicas solubles durante la fermentación de ácidos grasos, húmicos y fúlvicos. Sin embargo, cuando se registra un valor de pH alcalino, se asocia con la presencia de residuos agrícolas, madurez del sistema de compostaje y grado de biodegradación de la materia orgánica, la cual produce bicarbonato disuelto (Brown, Ghoshdastidar, Hanmore, Frazee y Tong, 2013). Este parámetro es de importancia ya que, según Roy et al. (2018), los valores de pH ácidos pueden inhibir los procesos de nitrificación biológica y la aplicación de tratamientos biológicos.

El contenido de nitrógeno presente en los lixiviados se origina por la descomposición microbiana de la materia orgánica disuelta, que están presentes en compuestos proteicos y aminos integradas en las sustancias fúlvicas, húmicas y sales de amonio (He et al., 201; Popa y Green, 2012). Esta descomposición se lleva a cabo por bacterias nitrificantes, las cuales transforman el amoniaco en nitrito y luego a nitrato (Brown et al., 2013). Sin embargo, la disminución del amonio en el contenido del lixiviado se debe principalmente a la volatilización del compuesto (Rivadeneira, 2016).

Cuadro 2. Características fisicoquímicas de lixiviados de compostaje

Parámetros	pH	DBO ₅ (g/L)	DQO (g/L)	NTK (mg N / L)	NH ₄ (mg de N - NH ₄ / L)	PT (mg/L)	Referencia
Sistemas							
Sistemas cerrados de compostaje	5.10	-	116.00	-	2,720	485.00	(Brown et al., 2013)
	5.90 - 7.90	40.10	42.20 - 107.20	758.00	520.00	0.52	(Rajabi y Vafajoo, 2012)
	4.40	55.20	95.50	2,300	-	280.00	(Hashemi, Jasemizad, Derakhshan y Ebrahimi 2017)
Sistemas abiertos de compostaje	4.60 - 5.80	44.70 - 52.80	-	40.00	4.00	28.00	(Savage y Tyrrel, 2005)
				-	-	-	
				50.00	71.00	35.00	
	8.60 - 8.80	0.02 - 0.26	-	420	-	16.00	(Tyrrel, Seymour y Harris, 2008)
	4.70 - 5.60	-	-	-	-	-	(Justin, Pajk, Zupanc y Zupančič, 2010)
	3.40	-	-	-	6.50 - 24.10	1.50 - 2.40	(Zhou, Wang y Zhang, 2010)
	7.71	-	8.99	-	1.93	0.27	(Granada y Prada, 2015)

DBO₅: Demanda biológica de oxígeno; DQO: Demanda química de oxígeno; NTK; Nitrógeno total Kjeldahl; NH₄: Nitrato de amonio y PT: Fósforo total.

Según Granada y Prada (2015) el análisis de PT esta relacionada con las prácticas agrícolas, como el uso de fertilizantes e insecticidas que son aplicados a los cultivos para beneficio de la planta, cuando llegan al proceso de descomposición en los sistemas de tratamiento se generan lixiviados con este contenido. Otras fuentes que presentan fósforo total disponible es el estiércol y algunos residuos de comida que son utilizados durante el proceso de compostaje (M. García, 2014). El Cuadro 3 recopila estudios sobre concentraciones de metales pesados que se registraron en los lixiviados de la literatura revisada. La presencia de estos en los lixiviados de compostaje tienen una relación con la materia que ingresa a la unidad de compostaje (Brown et al., 2013). Según He et al. (2015) el níquel se une con estructuras alifáticas, carbohidratos y otros compuestos proteicos, en cambio el cobre y zinc no tiene afinidad con este tipo de compuestos. Por lo que Roy et al., (2018) resalta que el cobre y plomo se enlazan a la materia orgánica, lo que causa problemas de solubilidad de los metales pesados.

Cuadro 3. Características de metales pesados en lixiviados

Parámetros Sistemas	Cobre mg/L	Níquel mg/L	Plomo mg/L	Zinc mg/L	Referencia
Sistemas cerrados de compostaje	0.11	0.59	0.81	13.50	(Brown et al., 2013)
	0.80	0.75	1.02	1.32	(Rajabi y Vafajoo, 2012)
Sistema abierta de compostaje	< 0.01 - 0.24	0.33 - 0.38	0.01 - 0.06	< 0.01 - 3.37	(Justin et al., 2010)
	0.03	0.04	0.03	0.34	(Zhou et al., 2010)
	0.90	-	-	2.8	(Granada y Prada, 2015)

Cu: Cobre; Ni: Níquel; Pb: Plomo y Zn: Zinc.

Conforme a lo discutido en esta sección, se identifica que los principales contaminantes que deben ser considerados para el diseño de un tratamiento efectivo son el contenido de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y metales pesados como Cu, Ni, Pb y Zn, estos se encuentran relacionados con las características de los residuos utilizados en el proceso de elaboración de compost. Además, existirá una diferencia en la cantidad de lixiviado respecto al tipo de sistema de compostaje, proyectando una mayor generación en las instalaciones abiertas al no controlar las condiciones ambientales del lugar.

Tratamientos convencionales para la depuración de lixiviados de composteras

Existen diferentes alternativas para el manejo de lixiviados generados en unidades de compostaje, enfocados principalmente en la reducción de materia orgánica y nutrientes. Entre estas alternativas podemos mencionar la recirculación, procesos fisicoquímicos como la coagulación y filtración, procesos biológicos como la aplicación de biorreactores aerobios y anaerobios, y procesos de biorremediación como los humedales.

El estudio realizado por Bilgili, Demir y Özkaya (2007) reporta el efecto de la recirculación de lixiviados en sistemas de compostaje, el cual reduce el volumen en un 47.10% y la concentración inicial de DQO de 40.00 g/L en un 93%. Este proceso de recirculación de lixiviados en los procesos anaeróbicos mejora de un 40 a 50% la digestión del sistema (Ming et al., 2008). Sin embargo, Tyrrel et al. (2008), resalta que la recirculación en algunos casos no es viable por las características fisicoquímicas y microbiológicas del efluente lo cual afecta el proceso de compostaje. En estudios actuales realizados por Granada y Prada (2015) y Bakhshoodeh et al. (2017) afirman que la aplicación de este proceso favorece la disminución del contenido de metales pesados tanto en el producto sólido como en el líquido del compost.

Las ventajas de los procesos de coagulación y nanofiltración radican en su eficacia para remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo. En una investigación realizada por Shu, Lü, Huang y Zhang (2016), se usó sulfato poliférrico como agente coagulante, alcanzando una remoción del 62.80 a 75.30% para DQO. La fase clarificada se sometió a un proceso de nanofiltración a 25 °C, pH de 6 y presión a 0.26 MPa para obtener una remoción de 89.70% de DQO, 78.20% de carbono orgánico total (COT), 72.50% de nitrógeno total (NT), 83.20% de PT y 78.60% de nitrógeno amoniacal (N-NH₃). Estos resultados muestran que la coagulación - filtración es un tratamiento efectivo para los lixiviados de compostaje, sin embargo, los costos asociados a los compuestos químicos utilizados son más costosos que un tratamiento biológico (Roy et al., 2018).

Existen diferentes tipos de biorreactores como el de Lecho de Lodo Granular Expandido (EGSB), Reactor Discontinuo de Secuenciación Anaeróbica (ASBR), Reactor de Manta Migratoria Anaeróbica (AMBR), Biorreactores Secuenciales (SBR) y Biorreactores Secuenciales con Membrana. Los biorreactores anaeróbicos que, como resultado de la degradación en ausencia de oxígeno, generan biogás y reducen el contenido de lodos tiene una remoción de 71% para DQO (Amani et al., 2014). Por otro lado, los reactores de manta de migratoria anaeróbica presento la tasa de remoción más altas de 82.40 a 99.40% (Eslami et al. 2018).

La aplicación de biorreactores que integran una membrana al proceso biológico, sirve como un tratamiento avanzado para la eliminación de SST y como barrera a los microorganismos (Hashemi et al., 2015). Este tratamiento logró una remoción de SST que oscilan entre 99.80 a 99.90%. También, al utilizar una configuración de tanque aeróbico de membrana sumergida se registró una eliminación de 99.70% para DQO y 99.90% de nitrógeno amoniacal (Brown et al., 2013).

Finalmente, la implementación de humedales se destaca por ser un tratamiento secundario eficiente para lixiviados de compostaje, sin embargo, en climas fríos disminuye su eficiencia de remoción porque afecta el crecimiento de microorganismos los cuales se encargan de la remoción de materia orgánica y nitrógeno a través de procesos de oxidación, nitrificación y desnitrificación (Bakhshoodeh et al., 2017). En un estudio implementaron un humedal artificial de flujo horizontal, se utilizó una pastura *Chrysopogon zizanioides* (*Vetiveria zizanioides*), el cuál alcanzó una disminución representativa del contenido de DBO₅ en (74.50%), DQO (53.70%) y N-NH₃ (69.90%) del lixiviado, debido al sistema radicular (Bakhshoodeh et al., 2017). En cambio, Varga, Vázquez, Plana y Soto (2011) trabajó con un humedal de flujo vertical para tratar los lixiviados, regulando su carga hidráulica de 3.80 L/m²-día del lixiviado. Luego del tratamiento, se alcanzó una remoción de 95.50% de SST, 94.10% de DQO, 99.00% de DBO₅ y 97.00% de (N - NH₃), sin embargo, este sistema no logró disminuir el contenido de metales.

Las alternativas que se documentaron son limitadas a los tratamientos aplicados a lixiviados de unidades de compostaje, pero conforme a las características del residuo, los procesos que han mostrado mayor eficiencia para la remoción del contenido de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y algunos metales en sus diferentes formas son la recirculación, biorreactores anaeróbicos, reactores de membrana y humedales.

Aplicabilidad y desempeño de biofiltros para tratamiento de efluentes

El uso de esta tecnología se basa en su eficiencia para eliminación de contaminantes, bajos costo de mantenimiento y facilidad de operación (Terry y Summers, 2018). Es necesario proporcionar condiciones de temperatura, pH y Tiempo de Retención Hidráulico (THR) adecuados para el desarrollo y crecimiento de microorganismos. Además, la estructura debe favorecer el área superficial disponible para el establecimiento de la relación entre la biopelícula y los lixiviados (Roy et al., 2018). La biopelícula es una capa de microorganismos adherida sobre el área superficial del biofiltro, que cumple la función de degradar la materia orgánica presente en el efluente y otras reacciones bioquímicas (Lapo, 2014). Se presentan los resultados de estudios sobre la aplicación de biofiltros y su eficiencia en remoción de SST, DQO, DBO₅, NT y N-NH₃ (Cuadro 5).

Parámetros de operación de los biofiltros. Existen diferentes factores que afectan el desempeño y correcta operación de estas unidades de tratamiento, entre ellas se listan la temperatura, tiempo de retención hidráulica, pH. Además, es importante considerar las características fisicoquímicas de los compuestos contaminantes que son los que determinan el crecimiento y mantenimiento de la biopelícula para degradar los compuestos (Arana, 2010). En el Cuadro 4, se presentan las características operacionales para el funcionamiento de los sistemas de biofiltración

Cuadro 4. Características operacionales de los biofiltros

Material de medio filtrante	pH	TRH (horas)	Temperatura (°C)	Tiempo de operación (Días)	Referencia
Mesocarpio de coco + grava	6.80	72	18	-	(Fernández y Flores, 2019)
Grava + lombrices rojas + humus + fibra de coco	6.20	48	27	-	(Reyes, 2016)
Columna material leñoso + grava	5.36	240	-	90	(Savage y Tyrrel, 2005)
Chips de madera + grava	8.60	48	-	120	(Tyrrel et al., 2008)
Arena, materia orgánica	-	6	20	240	(Wang et al., 2010)
Compost, arena y grava	7.12	48	25	70	(Xu et al., 2013)
Compost, arena y grava	7.38	48	24.5	264	(Zhao et al., 2012)

El periodo requerido para el desarrollo de la biopelícula bacteriana oscila entre 20 días a 16 meses, alcanzando la etapa de madurez del sistema que permita estabilizar el proceso de remoción de los contaminantes. Para favorecer el establecimiento de la población de microorganismos, se debe controlar el tiempo de retención hidráulica (THR), manteniendo períodos de operación superiores a 48 horas, lo que promueve el proceso de degradación de compuestos orgánicos (Torres, 2003). Investigaciones realizadas por Xie., Z. Lv, Gu y Lv (2010), reportan que los biofiltros pueden operar con una carga hidráulica de 20 L/m²-día de lixiviado después de 4 semanas de operación, obtienen eficiencias de remoción de 80, 89 y 9% para DQO, nitrógeno amoniacal y PT respectivamente. Sin embargo, Amin et al., (2014) aclara que cuando existe una relación de DBO/DQO en un rango de 0.20 a 0.30, las tecnologías biológicas requieren tiempos largos de retención hidráulica (THR) (entre 25 a 45 días) para lograr una remoción estimada del 63% para DQO. Esta situación es diferente cuando la relación DBO/DQO es superior a 0.40, para lo cual recomiendan un tiempo promedio de 5 a 20 días para alcanzar una remoción del 80% de DQO.

Igualmente, Savage y Tyrrel (2005) reportan que las altas tasas de carga orgánica conducen a grandes demandas de oxígeno y acumulación de biopelícula, y que, cuando no se cuenta con materiales apropiados que favorezcan la permeabilidad y oxigenación del medio filtrante, se obtendrán problemas de drenaje y eficiencia del sistema. Para evitar estas problemáticas, la tasa de carga orgánica debe ser controlada, ya sea mediante la reducción del volumen aplicado por unidad de área, o reduciendo la concentración inicial de los contaminantes orgánicos.

Existe una relación entre la temperatura y el TRH, ya que ambos parámetros influyen en la eficiencia de eliminación de DQO. Por lo que, a temperaturas por encima de los 15 °C se requiere un TRH de 5 minutos para lograr una remoción efectiva de DQO en filtros rápidos. Por otra parte, al mantener en operación biofiltros en climas fríos, el TRH debe incrementar para mantener una eliminación constante de los contaminantes de interés. La temperatura tuvo impacto en la eficiencia de eliminación de materia orgánica, ya que al incrementar esta variable dentro del rango mesofílico (20 - 40 °C), aumenta el metabolismo de los microorganismos, por lo que se recomienda mantener la operación de estas unidades de tratamiento dentro del rango de temperatura mencionado (Terry y Summers, 2018).

El pH puede inhibir el proceso de nitrificación biológica y dificultar la aplicación de tratamientos biológicos (Roy et al., 2108). Estudios realizados por Savage y Tyrrel (2005), muestran que los medios de filtración con menor desempeño en remoción de DBO₅ y nitrógeno amoniacal fueron aquellos que carecieron de una regulación en su pH, ya que los valores característicos del lixiviado son inferiores a 6, proporcionando un ambiente ácido que interfiere en los diferentes procesos de depuración. En este contexto Yang et al. (2014); concuerdan que es funcional trabajar con un pH neutro o cercano para la adaptación de los microorganismos al medio filtrante incrementar las eficiencias de remoción de los contaminantes mayoritarios.

Eficiencia de remoción de contaminantes mayoritarios. Un estudio realizado por Lafrance et al. (1996), implementó biofiltros para tratar los lixiviados de compostaje, evaluando proporciones diferentes de materiales como compost maduro, turba y vermiculita. Se encontró que la proporción ideal es 35:35:30 respectivamente y para su validación se utilizó lixiviado obtenido de composteras con rangos de concentración entre 80 - 600 mg/L de SST, 850 - 1,000 g/L de DQO, 40 - 150 mg/L de TKN y 4 - 71 mg/L de NH₄. Al salir del biofiltro se registraron diferentes valores de remoción, asociados a las proporciones del material presente en el biofiltro, alcanzando eficiencias de 95%

para SST, 70% en DQO, 96% en NTK y 57% NH_4 . Este biofiltro demostró que la combinación compost maduro, turba y vermiculita son efectivos en la remoción de materia orgánica y nitrógeno que están presentes como componentes mayoritarios en los lixiviados de compostaje.

En otro estudio que se realizó a escala de laboratorio, se probaron varios tipos de materiales para formar diferentes estratos dentro del biofiltro, entre ellos poliestireno, tierra, ladrillos rotos, compost maduro, sobredimensionado (desechos leñosos producidos en la selección final del compost) y mantillo de madera. El lixiviado que se utilizó para evaluar la eficiencia tenía una concentración inicial de DBO_5 (48.70 ± 4) g/L y NH_4 (705 ± 23) mg/L, que posterior a su filtración a través del material sobredimensionado (mayor tamaño de partícula) logró la remoción más alta con 78% (Savage y Tyrrel, 2005).

El estudio antes mencionado se consideró para un experimento posterior realizado por Tyrrel et al. (2008), en el cual determinaron una carga orgánica diaria de $0.05 - 0.50 \text{ kg/m}^3 \text{ día}^{-1}$. Por medio de esta variable lograron una remoción de 24% de DQO, 92% de DBO_5 y 86% de NH_4 con el material sobredimensionado. Esto puede relacionarse al hecho que los filtros de material con partículas de mayor tamaño alcanzan el equilibrio durante su operación continua, favoreciendo la remoción de los contaminantes antes mencionados (Griffiths, Roy, Bonkowski y Ritz., 2001; Griffiths, Hallett, Kuan, Pitkin y Aitken 2005; Tilman et al., 2006). Además, Liu y Lo en (2001) demostraron que la zeolita tiene un gran potencial para la eliminación de amoníaco en el tratamiento de lixiviados de compostaje por encima del 75%.

También, se demostró que el uso de carbón activado granular (GAC) / arena o antracita / arena, condujo a la reducción del 76% de materia orgánica luego de la filtración de un afluente con una concentración inicial de 3.50 g/L de COT (Terry y Summers, 2018). Por otra parte, estudios en donde se incluyó el uso de jacaranda, bagazo de azúcar y fibra de coco, dieron como resultado la reducción del 84.00% de la concentración de ingreso de DQO (401.60 ± 129.90 g/L). Las eficiencias de remoción pueden ser afectadas al incorporar materiales como el Polietileno de Baja Densidad (PEBD) en combinación con grava. Estos materiales se caracterizan por una elevada permeabilidad y se registró que al filtrar un efluente con 450 - 736 g/L DBO_5 , 130 - 482 g/L en DQO y 386 - 809 mg/L en SST, se obtuvo una remoción de 83.40, 55 y 76.70% respectivamente (Bermúdez et al., 2000).

Por otro lado, se investigó sobre la aplicabilidad que tienen los biofiltros para tratar la presencia de los metales en los diferentes efluentes líquidos (Cuadro 6). Se consideró los metales más comunes que se encuentra en los lixiviados de compostaje son: plomo, cobre, níquel, zinc y cadmio. El uso de la cáscara de la naranja en la construcción de biofiltros se propone por su composición lignocelulósica, que, en combinación con un compuesto alcalino como el hidróxido de sodio, favorece la precipitación y absorción de metales en el medio filtrante. Los flavonoides son compuestos predominantes de la cáscara de cítricos y en adición a su estructura porosa, favorece la captura de elementos radicales a través del intercambio catiónico (Payán, 2016). Estos filtros bioabsorbentes compuestos de fibras son eficientes en la remoción de metales Pb, Cu, Ni y Zn, alcanzando la bioabsorción completa luego de 60 minutos y alcanzando el equilibrio del tratamiento en 80 minutos (Payán, 2016; Fernández y Flores, 2019).

Por otra parte, el estudio de Ramírez y Muñoz (2017), utilizó perlas poliméricas de estireno-divinilbenceno, la cual es una resina aplicada para la eliminación de iones de metales pesados Cd, Cu, Ni

y Pb. Esta resina demostró que existe una mayor afinidad hacia el Cr (VI) obteniendo una remoción del 99.70%. Asimismo, se logró una eliminación del 65% de Ni, 59% Pb (II) y 28% de Cd. En el estudio realizado por Nanayakkara, Dayanthi, Herath, Tharanga y Kawamoto (2020), se mostró al mezclar carbón vegetal, arena marina y lodo de alumbre, se obtiene un medio apropiado para la remoción de Pb, Cu y Cd, ya que se favorece el intercambio iónico y precipitación química de estos elementos. Estos resultados son afirmados por Zhao et al. (2011), quienes reportan que las propiedades químicas del lodo de alumbre deshidratado y carbón vegetal que son eficientes en la remoción de metales pesados.

Cuadro 5. Capacidad de remoción de biofiltros

Componentes	SST		DQO		DBO ₅		NTK		NH ₄		Referencia
	Af (mg/L)	R (%)	Af (g/L)	R (%)	Af (g/L)	R (%)	Af (mg/L)	R (%)	Af (mg/L)	R (%)	
Lixiviados de compostaje											
Columna material leñoso +grava	86.00 - 192.00	- - -	- - -	- - -	48,720 ± 4,034	78.00	- - -	- - -	147.00	35.00 - 57.00	(Savage y Tyrrel, 2005)
Chips de madera+ grava	22,755 ± 184.00	- - -	- - -	- - -	261.00	92.00	- - -	- - -	705.00 ± 23.00	86.00	(Tyrrel et al., 2008)
Diferentes efluentes											
Mesocarpio de coco + grava	80.00	25.00	-	-	237.60	79.17	40.00 ± 17.00	83.00 ± 0.30	-	-	(Fernández y Sánchez, 2016)
Grava + lombrices rojas + humus + fibra de coco	603.00	20.34	174.00	70.15	23.00	88.50	-	-	-	-	(Reyes, 2016)
Mezcla de carbón de leña + arena marina + lodo de alumbre deshidratado	-	-	327.70	60.00 ± 9.00	35.00	84.00 ± 14.20	110.90	50.00 ± 7.20	28.70	22.00 ± 16.40	(Nanayakkar a et al., 2020)

Af: Afluente; R (%): Remoción; SST: Sólidos suspendidos totales; DQO: Demanda química de oxígeno; DBO₅: Demanda biológica de oxígeno; NTK: Nitrógeno total Kjeldahl y NH₄: Nitrito de amonio

Cuadro 6. Biofiltros aplicados en la remoción de metales pesados

Materiales y estratos	Pb		Cu		Ni		Zn		Cd		Referencia
	Af (µg/L)	R (%)	Af (µg/L)	R (%)	Af (µg/L)	R (%)	Af (µg/L)	R (%)	Af (µg/L)	R (%)	
Cáscara de naranja + grava	263.00	91.25	55	96.36	-	-	483.00	-	-	-	(Fernández y Flores, 2019)
Cáscara de naranja + pH 8 (controlado)	4.00	86.20	47.50	72.30	-	-	35.65	97.00	-	-	(Payán, 2016)
Perlas poliméricas de estireno-divinilbenceno	-	59.00	-	-	-	65.00	-	-	-	-	(Ramírez y Muñoz, 2017)
Mezcla de carbón de leña, arena marina, lodo de alumbre deshidratado	7.20	40.90 ± 5.00	15.80	47.20 ± 6.00	-	-	-	-	0.70	49.60 ± 3.30	(Nanayakka-ra et al., 2020)

Af: Afluente; R (%): Remoción; Pb: Plomo; Cu: Cobre; Ni: Níquel; Zn: Zinc y Cd: Cadmio.

Los tratamientos biológicos presentan una eficiencia de remoción alta en cuanto a materia orgánica por la descomposición que se genera, que en el caso de los lixiviados es el componente mayoritario. Por otra parte, el contenido de nutrientes presente en el licor de compostaje con los tratamientos de los biofiltros se analizó que logra disminuir el contenido de fósforo y nitrógeno, que se cuantificó a través de NTK, NH_4 y PT. Algunos metales que están presentes en los lixiviados como: cobre, níquel, plomo, cadmio y zinc; son adsorbidos y capturados en los diferentes materiales que se utilizaron como capas en los biofiltros que son el carbón activado granular, zeolita, cascara de cítricos, fibra de coco, aserrín, carbón de leña, chips de madera y grava.

4. CONCLUSIONES

- La caracterización de lixiviados de unidades de compostaje demuestra que los componentes mayoritarios son la materia orgánica, nitrógeno y metales; estos representan un impacto al ser descargados en el entorno sin la aplicación de un tratamiento apropiado.
- Los tratamientos convencionales que reportaron una mayor eficiencia en el tratamiento de lixiviados de composteras se enfocan en la reducción de la materia orgánica por tratarse del contaminante mayoritario presente en el residuo, pero se requiere de la combinación de etapas, como las de biorreactores anaerobios y filtración de membrana, para alcanzar el cumplimiento de las metas de reducción de contaminantes de forma integral.
- La evidencia recopilada muestra que la de remoción de nutrientes y DQO presentes en lixiviados de composteras alcanza un valor de 80% al utilizar biofiltros, sin embargo, el desempeño se encuentra condicionado a factores como la temperatura, materiales utilizados en el medio filtrante, THR y pH. Como etapa única de tratamiento no se alcanzan valores de calidad para descargas a cuerpos receptores se debe combinar con otros tratamientos para reducción de impactos estos efluentes.

5. RECOMENDACIONES

- Crear un registro diario en la unidad de compostaje de Zamorano, de los desechos orgánicos provenientes de las diferentes unidades de producción y comedor estudiantil previo a su depósito en las pilas de compostaje.
- Realizar un estudio detallado que profundice la caracterización de los lixiviados de compostaje en Zamorano.
- Realizar una medición de caudal de los lixiviados de compostaje en época seca y lluviosa en Zamorano.
- Realizar recolección de los lixiviados generados en la unidad de compostaje, para su posterior recirculación la cual beneficia en la descomposición de la materia.
- Elaboración de biofiltros que cumpla con los parámetros mencionados en la presente investigación, para la remoción de componentes del lixiviado como pretratamiento a la descarga en la laguna de estabilización número 3.

6. LITERATURA CITADA

- Amin, M., Hashemi, H., Bina, B., Ebrahimi, A., Pourzamani, H. y Ebrahimi, E. (2014). Environmental pollutants removal from composting leachate using anaerobic biological treatment process. *International Journal of Health System and Disaster Management*, 2(3), 136. doi: 10.4103/2347-9019.142191
- Arana, A. (2010). Biofiltro Edificio de Tamices de La E.D.A.R de Arazuri: Estudio y propuesta de mejoras (Tesis doctoral). Universidad Pública de Navarra, España.
- Banco Mundial. (2020). Los desechos a nivel mundial crecerán un 70% para 2050, a menos que se adopten medidas urgentes. Obtenido de: <https://www.bancomundial.org/es/news/press-release/2018/09/20/global-waste-to-grow-by-70-percent-by-2050-unless-urgent-action-is-taken-world-bank-report>
- Bakhshoodeh, R., Alavi, N., Majlesi, N. y Paydary, P. (2017). Compost leachate treatment by a pilot-scale subsurface horizontal flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 105, 7–14. doi: 10.1016/j.ecoleng.2017.04.058
- Barrena, R. (2006). *Compostaje de residuos sólidos orgánicos. Aplicación de técnicas respirométricas en el seguimiento del proceso* (Tesis doctoral). Universitat Autònoma de Barcelona, España.
- Bermúdez, R., Hoyos, J. y Rodríguez, S. (2000). Evaluación de la disminución de la carga contaminante de la vinaza de destilería por tratamiento anaerobio. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 16(3), 103–107.
- Bilgili, M., Demir, A. y Özkaya, B. (2007). Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes. *Journal of Hazardous Materials*, 143(1–2), 177–183. doi: 10.1016/j.jhazmat.2006.09.012
- Brown, K., Ghoshdastidar, A., Hanmore, J., Frazee, J. y Tong, A. (2013). Membrane bioreactor technology: A novel approach to the treatment of compost leachate. *Waste Management*, 33(11), 2188–2194. doi: 10.1016/j.wasman.2013.04.006
- Chicaiza, T. (2015). *Análisis de alternativas de tratamientos de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos para la EAP Zamorano* (Tesis de pregrado). Escuela Agrícola Panamericana Zamorano, Tegucigalpa, Honduras.
- Christensen, T., Kjeldsen, P., Bjerg, P., Jensen, D., Christensen, J., Baun, A., Albrechtsen, H. y Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16(7–8), 659–718. doi: 10.1016/S0883-2927(00)00082-2
- Chuquin, L. y Reyes, T. (2020). *Evaluación de la eficiencia de captura de malos olores con sustratos de lechuguín (Eicchornia crassipes) y bagazo de caña (Saccharum officinarum)* (Tesis de pregrado). Universidad Técnica del Norte, Ibarra, Ecuador.
- Cóndor, V. (2019). *Evaluación de las propiedades físico-químicas de residuos oleaginosos y su comportamiento hidráulico como lecho filtrante para el tratamiento de aguas residuales domésticas* (Tesis de pregrado). Escuela Politécnica Nacional del Ecuador, Quito, Ecuador.
- Cortes, J. (2015). *Propuesta de un sistema de biofiltración de cromo hexavalente en agua*,

- utilizando olote de maíz* (Tesis doctoral). Universidad Autónoma del Estado de México, Estado de México.
- Costa, A., Marotta, R. y Campos, J. (2019). Landfill leachate treatment in Brazil -An overview. *Journal of Environmental Management*, 232, 110–116. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.11.006
- Eldyasti, A., Nakhla, N. y Zhu, J. (2010). Biological nutrient removal from leachate using a pilot liquid-solid circulating fluidized bed bioreactor (LSCFB). *Journal of Hazardous Materials*, 181(1–3), 289–297. doi: 10.1016/j.jhazmat.2010.05.010
- Escobar, N., Mora, J. y Romero, N. (2012). Identification of Microbiological Populations in Organic Waste Compost From Coffee Farms in Cundinamarca (Colombia). *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 16(1), 75–88.
- Eslami, H., Hashemi, H., Fallahzadeh, R., Khosravi, R., Fard, R. y Ebrahimi, A. (2018). Effect of organic loading rates on biogas production and anaerobic biodegradation of composting leachate in the anaerobic series bioreactors. *Ecological Engineering*, 110, 165–171. doi:10.1016/j.ecoleng.2017.11.007
- Fernández, M. y Flores, D. (2019). *Remoción de metales pesados de efluentes minero-metalúrgico mediante filtro bioadsorbente con fibras lignocelulósicas en Santa Rosa de Quives*. (Tesis de pregrado). Universidad Peruana Unión, Lima, Perú.
- Gadea, E., Solans, X. y Ordóñez, A. (2004). *NTP 717: Gestión y tratamiento de residuos urbanos. Riesgos laborales en centros de transferencia*. Recuperado del sitio web del Instituto Nacional de Seguridad y Salud en el Trabajo: https://www.insst.es/documents/94886/327446/ntp_717.pdf/1681c5eb-fd08-4c1e-a722-e4854a3f0f7f.
- Gagnaire, J., Chapon, L., Moulin, P. y Marrot, B. (2012). Physico-chemical treatment applied to compost liquor: Feasibility study. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 18(4), 1522–1528. doi: 10.1016/j.jiec.2012.02.016
- García, J., Rad, C. y Navarro, M. (2014). Strategies of management for the whole treatment of leachates generated in a landfill and in a composting plant. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 49(13), 1520–1530. doi: 10.1080/10934529.2014.938526
- García, M. (2014). *Residuos orgánicos como fuentes de fósforo* (Tesis doctoral). Universidad Politécnica de Madrid, España.
- Garzón, M., Buelna, G. y Moeller, G. (2012). La biofiltración sobre materiales orgánicos, nueva tecnología sustentable para tratar agua residual en pequeñas comunidades e industrias. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 3(3), 153–161.
- Granada, C. y Prada, Y. (2015). Caracterización del lixiviado agroecológico a partir de residuos orgánicos de cultivos. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 6(2), 169. doi: 10.22490/21456453.1414
- Griffiths, B., Bonkowski, M., Roy, J. y Ritz, K. (2001). Functional stability, substrate utilisation and biological indicators of soils following environmental impacts. *Applied Soil Ecology*, 16(1), 49–61. doi: 10.1016/S0929-1393(00)00081-0

- Griffiths, B., Hallett, P., Kuan, H., Pitkin, Y. y Aitken, N. (2005). Biological and physical resilience of soil amended with heavy metal-contaminated sewage sludge. *European Journal of Soil Science*, 56(2), 197–206. doi: 10.1111/j.1365-2389.2004.00667.x
- Guo, H., Kunwar, K. y Smith, D. (2017). Odorant receptor sensitivity modulation in *Drosophila*. *Journal of Neuroscience*, 37(39), 9465–9473. doi: 10.1523/JNEUROSCI.1573-17.2017
- Gutierrez, T. (2017). Aerobic Hydrocarbon-Degrading Gammaproteobacteria: Xanthomonadales. *Taxonomy, Genomics and Ecophysiology of Hydrocarbon-Degrading Microbes*, 1–15. doi: 10.1007/978-3-319-60053-6_4-1
- Hashemi, H., Ebrahimi, A. y Khodabakhshi, A. (2015). Investigation of anaerobic biodegradability of real compost leachate emphasis on biogas harvesting. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(9), 2841–2846. doi: 10.1007/s13762-015-0820-3
- Hashemi, H., Jasevizad, T., Derakhshan, Z. y Ebrahimi, A. (2017). Determination of Sequencing Batch Reactor (SBR) Performance in Treatment of Composting Plant Leachate. *Health Scope*. doi: 10.5812/jhealthscope.13356
- Haug, R. (1993). *The practical handbook of compost engineering*. Florida: Lewis Publishers, CRC Press. Obtenido de: https://books.google.com.ec/books?hl=es&lr=&id=i0taDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PT21&dq=The+practical+handbook+of+compost+engineering.+Florida+Lewis+Publishers,+CRC+Press.&ots=M96YKYLauj&sig=VaYzS1kzSX8M_PFwtESL31CxrIU#v=onepage&q=The%20practical%20handbook%20of%20compost%20engineering.%20Florida%3A%20Lewis%20Publishers%2C%20CRC%20Press.&f=false
- He, X., Xi, B., Wei, Z., Guo, X., Li, M., An, D. y Liu, H. (2011). Spectroscopic characterization of water extractable organic matter during composting of municipal solid waste. *Chemosphere*, 82(4), 541–548. doi: 10.1016/j.chemosphere.2010.10.057
- He, X., Xi, B., Zhang, Z., Gao, R., Tan, W., Cui, D. y Yuan, Y. (2015). Composition, removal, redox, and metal complexation properties of dissolved organic nitrogen in composting leachates. *Journal of Hazardous Materials*, 283, 227–233. doi: 10.1016/j.jhazmat.2014.09.027
- Justin, M., Pajk, N., Zupanc, V. y Zupančič, M. (2010). Phytoremediation of landfill leachate and compost wastewater by irrigation of *Populus* and *Salix*: Biomass and growth response. *Waste Management*, 30(6), 1032–1042. doi: 10.1016/j.wasman.2010.02.013
- Kaur, R., Roy, D., Yellapu, S., Tyagi, R., Drogui, P. y Surampalli, R. (2019). Enhanced Composting Leachate Treatment Using Extracellular Polymeric Substances as Biofloculant. *Journal of Environmental Engineering*, 145(11), 04019075. doi: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001584
- Kjeldsen, P., Barlaz, M., Rooker, A., Baun, A., Ledin, A. y Christensen, T. (2002). Critical Reviews in Environmental Science and Technology Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(324), 37–41. doi: 10.1080/10643380290813462

- Lafrance, C., Lessard, P. y Buelna, G. (1996). Pour Le Traitement De Fond De L'Asthme. *Revue de Pneumologie Clinique*, 52(2), 159.
- Lapo, B. (2014). *Estudio de medios de soporte para crecimiento bacteriano aplicado al tratamiento biológico aerobio de aguas residuales* (Tesis de pregrado). Escuela Politécnica Nacional del Ecuador, Quito, Ecuador.
- Liu, C. y Lo, K. (2001). Ammonia removal from composting leachate using zeolite. I. Characterization of the zeolite. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 36(9), 1671–1688. doi: 10.1081/ESE-100106251
- Mandal, P., Dubey, B. y Gupta, A. (2017). Review on landfill leachate treatment by electrochemical oxidation: Drawbacks, challenges and future scope. *Waste Management*, 69, 250–273. doi:10.1016/j.wasman.2017.08.034
- Miao, L., Yang, G., Tao, T. y Peng, Y. (2019). Recent advances in nitrogen removal from landfill leachate using biological treatments -A review. *Journal of Environmental Management*, 235, 178–185. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.01.057
- Ming, L., Xuya, P., Youcai, Z., Wenchuan, D., Huashuai, C., Guotao, L. y Zhengsong, W. (2008). Microbial inoculum with leachate recirculated cultivation for the enhancement of OFMSW composting. *Journal of Hazardous Materials*, 153(1–2), 885–891. doi: 10.1016/j.jhazmat.2007.09.040
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. (2011). Manual de Compostaje. En *Gobierno de España*. http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/manual_de_compostaje_2011_paginas_1-24_tcm7-181450.pdf%0Apapers3://publication/uuid/B3A2C71D-750D-488A-952C-C3C22FBB9173
- Moody, C. y Townsend, T. (2017). A comparison of landfill leachates based on waste composition. *Waste Management*, 63, 267–274. doi: 10.1016/j.wasman.2016.09.020
- Nanayakkara, B., Dayanthi, W., Herath, H., Tharanga, K. y Kawamoto, K. (2020). Anaerobic Filter Treatment of Landfill-Leachate Using Low-Cost Filter Materials. *Engineer: Journal of the Institution of Engineers, Sri Lanka*, 53(1), 29. doi: 10.4038/engineer.v53i1.7396
- Naveen, B., Mahapatra, D., Sitharam, T., Sivapullaiah, P. y Ramachandra, T. (2017). Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution*, 220, 1–12. doi: 10.1016/j.envpol.2016.09.002
- Ngoc, U. y Schnitzer, H. (2009). Sustainable solutions for solid waste management in Southeast Asian countries. *Waste Management*, 29(6), 1982–1995. doi: 10.1016/j.wasman.2008.08.031
- Ojeda, S., Quintero, G., Whitty, M. y Smith, C. (2008). Periodo estacional: El caso de una ciudad mexicana. *I Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos*, Simposio llevado a cabo en Castellón, España.
- Payán, S. (2016). *Estudio y diseño de biofiltro a partir de materia orgánica para el tratamiento de agua* (Tesis doctoral). *Chemistry Central Journal*, 4:12. doi: 10.1186/1752-153X-4-12

- Peigné, J. y Girardin, P. (2004). Environmental impacts of farm-scale composting practices. *Water, Air, and Soil Pollution*, 153(1–4), 45–68. doi: 10.1023/B:WATE. 0000019932.04020.b6
- Popa, R. y Green, T. (2012). Using black soldier fly larvae for processing organic leachates. *Journal of Economic Entomology*, 105(2), 374–378. doi: 10.1603/EC11192
- Rajabi, S. y Vafajoo, L. (2012). Investigating the Treatability of a Compost Leachate in a Hybrid Anaerobic Reactor : An Experimental Study. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 61, 1175–1177.
- Ramirez, I. y Muñoz, E. (2017). Adsorbentes y Materiales Utilizados para Filtración y Reducción de Contaminantes en Aguas Potables Adsorbents and Materials Used for Filtering and Reducing Water Pollu- tants in Drinking. *Revista Ciencia, Innovación y Tecnología*, 3, 51–61.
- Reyes, J. (2016). *Determinación de la eficiencia del aserrín y la fibra de coco utilizados como empaques para la remoción de contaminantes en biofiltros para el tratamiento de aguas residuales* (Tesis de pregrado). 3(1). Universidad Tecnológica Equinoccial, Quito, Ecuador.
- Rivadeneira, L. (2016). *Caracterización y análisis del funcionamiento del sistema de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario El Inga* (Tesis de maestría). Universidad San Francisco de Quito, Ecuador.
- Román, P., Martínez, M. y Pantoja, A. (2013). Manual de compostaje del agricultor. *Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe*. FAO.
- Roy, D., Azais, A., Benkaraache, S., Drogui, P. y Tyagi, R. (2018). Composting leachate: characterization, treatment, and future perspectives. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 17(2), 323–349. doi: 10.1007/s11157-018-9462-5
- Sáez, A. y Urdaneta, J. (2006). Manejo de residuos sólidos en América Latina y el Caribe. *Omnia*, 44(03), 44-1347-44–1347. doi: 10.5860/choice.44-1347
- Savage, A. y Tyrrel, S. (2005). Compost liquor bioremediation using waste materials as biofiltration media. *Bioresource Technology*, 96(5), 557–564. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.06.016>
- Shu, Z., Lü, Y., Huang, J. y Zhang, W. (2016). Treatment of compost leachate by the combination of coagulation and membrane process. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 24(10), 1369–1374. doi: 10.1016/j.cjche.2016.05.022
- Sierra, A. (2012). Presentación compostera. Escuela Agrícola Panamericana Zamorano, Tegucigalpa, Honduras.
- Simonič, M. (2017). Compost leachate treatment using polyaluminium chloride and nanofiltration. *Open Chemistry*, 15(1), 123–128. doi: 10.1515/chem-2017-0015
- Terry, L. y Summers, S. (2018). Biodegradable organic matter and rapid-rate biofilter performance: A review. *Water Research*, 128, 234–245. doi: 10.1016/j.watres.2017.09.048
- Tilman, D., Reich, P. y Knops, J. (2006). Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature*, 441(7093), 629–632. doi: 10.1038/nature04742
- Torres, P., Rodríguez, J. y Uribe, I. (2003). Tratamiento de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca en filtro anaerobio: influencia del medio de soporte. *Scientia Et Technica*, 3(23), 75–80. doi: 10.22517/23447214.7393

- Tyrrel, S., Seymour, I. y Harris, J. (2008). Bioremediation of leachate from a green waste composting facility using waste-derived filter media. *Bioresource Technology*, 99(16), 7657–7664. doi:10.1016/j.biortech.2008.01.079
- Varga, D., Vázquez, M., Plana, R. y Soto, M. (2011). *La combinación de sistemas de compostaje y humedales artificiales para el tratamiento de purines de cerdo* (Tesis de maestría). Universidade da Coruña, España.
- Varnero, M., Carú, M., Galleguillos, K. y Achondo, P. (2012). Tecnologías disponibles para la purificación de biogás usado en la generación eléctrica. *Informacion Tecnologica*, 23(2), 31–40. doi: 10.4067/S0718-07642012000200005
- Wang, D., Zhang, Z., Li, X., Zheng, W., Yang, Q., Ding, Y., Zeng, S., Cao, J., Yue, X., Shen, T., Zeng, G. y Deng, J. (2010). A full-scale treatment of freeway toll-gate domestic sewage using ecology filter integrated constructed rapid infiltration. *Ecological Engineering*, 36(6), 827–831. doi: 10.1016/j.ecoleng.2010.03.005
- Xie, B., Lv, Z., Gu, X. y Lv, Y. (2010). Treatment of mature landfill leachate by biofilters and Fenton oxidation. *Waste Management*, 30(11), 2108–2112. doi: 10.1016/j.wasman.2010.06.018
- Xu, D., Li, Y., Howard, A. y Guan, Y. (2013). Effect of earthworm *Eisenia fetida* and wetland plants on nitrification and denitrification potentials in vertical flow constructed wetland. *Chemosphere*, 92(2), 201–206. doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.03.016
- Yang, L., Kent, A., Wang, X., Funk, T., Gates, R. y Zhang, Y. (2014). Moisture effects on gas-phase biofilter ammonia removal efficiency, nitrous oxide generation, and microbial communities. *Journal of Hazardous Materials*, 271(2), 292–301. doi: 10.1016/j.jhazmat.2014.01.058
- Zhao, Y., Yan, C., Li, Y., Li, J., Yang, M., Nie, E., Zheng, Z. y Luo, X. (2012). Effect of C/N ratios on the performance of earthworm eco-filter for treatment of synthetic domestic sewage. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(9), 4049–4059. doi: 10.1007/s11356-012-0871-7
- Zhou, C., Wang, R. y Zhang, Y. (2010). Fertilizer efficiency and environmental risk of irrigating *Impatiens* with composting leachate in decentralized solid waste management. *Waste Management*, 30(6), 1000–1005. doi: 10.1016/j.wasman.2010.02.010

7. ANEXO

Anexo 1. Parámetros óptimos en el tratamiento de compostaje

Parámetros	Rango ideal en fase mesofílica	Rango ideal para en fase termofílica II	Rango ideal en la fase de maduración
C:N	25:1	15:1 - 20:1	10:1 - 15:1
Humedad	50% - 60%	45% - 55%	30% - 40%
C.O	~10%	~10%	~10%
Tamaño de partícula	< 25 cm	~15 cm	< 1.6 cm
pH	6.5 - 8.0	6.0 - 8.5	6.5 - 8.5
Temperatura	45 °C - 60 °C	45 °C - Temperatura ambiente	Temperatura ambiente
Densidad	250 - 400 kg/m ³	< 700 kg/m ³	< 700 kg/m ³
M.O (Base seca)	50% - 70%	> 20%	> 20%
Nitrógeno total (Base seca)	2.5 - 3.0%	1.0 - 2.0%	~ 1.0%

C:N: Relación Carbono: Nitrógeno; C.O: Concentración de oxígeno y M.O: Materia Orgánica.

Fuente: (FAO, 2013)