

# Tratamiento bio-oxidativo de percolados provenientes de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos: un seguimiento espectroscópico

## Bio-oxidative treatment of percolates from the organic fraction of municipal solid waste: A spectroscopic monitoring

Sergio Mauricio Betancur-Hincapié<sup>1</sup>; Isabel Acevedo-Restrepo<sup>1</sup>; Carlos Alberto Peláez-Jaramillo<sup>1</sup>; Nora Restrepo-Sánchez<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Universidad de Antioquia, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Grupo Interdisciplinario de Estudios Moleculares (GIEM), Instituto de Química. Medellín, Colombia; e-mail: sergio.betancur95@gmail.com, disabel.acevedo@udea.edu.co, carlos.pelaez@udea.edu.co, neugenia.restrepo@udea.edu.co

\*autor de correspondencia: neugenia.restrepo@udea.edu.co

**Cómo citar:** Betancur-Hincapié, S.M.; Acevedo-Restrepo, I.; Peláez-Jaramillo, C.A.; Restrepo-Sánchez, N. 2025. Tratamiento bio-oxidativo de percolados provenientes de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos: un seguimiento espectroscópico. Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient. 28(1):e2722. <http://doi.org/10.31910/rudca.v28.n1.2025.2722>

Artículo de acceso abierto publicado por Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica, bajo una Licencia Creative Commons CC BY-NC 4.0

Publicación oficial de la Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales U.D.C.A, Institución de Educación Superior Acreditada en Alta Calidad por el Ministerio de Educación Nacional

**Recibido:** junio 29 de 2024

**Aceptado:** mayo 31 de 2025

**Editado por:** Helber Adrian Arévalo Maldonado

### RESUMEN

La gestión de los residuos sólidos urbanos está estrechamente relacionada con el aumento de la población, el desarrollo y el cambio climático. Estos residuos están compuestos por más de un 50 % de materia orgánica y un alto contenido en humedad, lo que conlleva la generación de lixiviados con altas concentraciones de materia orgánica disuelta (MOD) en descomposición y metales pesados, entre otros contaminantes. Esta amenaza a los ecosistemas naturales demanda esfuerzos para encontrar estrategias para su manejo y estabilización. En esta investigación se estudió el impacto de un tratamiento biológico aeróbico sobre la estabilización de la materia orgánica presente en los lixiviados, obtenidos a partir de la fracción orgánica de residuos sólidos separados en origen, como potencial estrategia para la producción de precursores de sustancias pre-húmicas con interés agronómico. Se realizó tratamiento bio-oxidativo con burbujeo de aire, para estabilizar la MOD y se hizo seguimiento cinético de las transformaciones estructurales, a nivel molecular, empleando espectroscopía infrarroja, resonancia magnética nuclear de hidrógeno y carbono y espectroscopía ultravioleta visible. Se identificó que en la MOD, inicialmente, ocurrieron procesos de mineralización de sustancias simples, como aminas y alcoholes y, en tiempos superiores a los 15 días de tratamiento, se formaron compuestos conjugados y estructuras aromáticas precursoras de sustancias húmicas. Los resultados mostraron que el tratamiento empleado puede ser una alternativa para estabilizar los lixiviados provenientes de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, obteniendo, a su vez, productos de valor agregado, desde un punto de vista agronómico.

**Palabras clave:** Materia orgánica disuelta; Percolación; Resonancia magnética nuclear de hidrógeno; Sustancias pre-húmicas; Tratamiento aeróbico de lixiviados.

### ABSTRACT

The management of municipal solid waste is closely associated with increasing population growth, development, and climate change. These wastes comprise more than 50 % organic matter and high moisture content, leading to the generation of leachate with high concentrations of dissolved organic matter (DOM) in decomposition, heavy metals, and other contaminants. This threat to the natural ecosystems demands efforts to find strategies for their management and stabilization. In this research, the impact of aerobic biological treatment was studied on the stabilization of organic matter present in leachates obtained from the organic fraction of source-separated solid waste (OFMSW), as a potential strategy to produce pre-humic substance precursors with agronomic interest. A bio-oxidative treatment was carried out with air bubbling to stabilize the DOM, and kinetic monitoring of the structural transformations of the DOM was conducted using infrared spectroscopy, hydrogen nuclear magnetic resonance, carbon nuclear magnetic resonance, and ultraviolet-visible spectroscopy. It was identified that the DOM initially underwent mineralization of simple substances such as amines and alcohols. After more than 15 days of treatment, conjugated compounds and aromatic structures, precursors of humic substances, were formed. The results showed that the treatment could be a good alternative to stabilize leachates from the organic fraction of municipal solid waste, generating added-value products from an agronomic perspective.

**Keywords:** Aerobic treatment of leachate; Dissolved organic matter; Hydrogen nuclear magnetic resonance; Percolate; Precursors of humic substances.

## INTRODUCCIÓN

La excesiva generación de residuos sólidos urbanos (RSU) representa uno de los principales desafíos ambientales para la humanidad. Una considerable proporción de los RSU consiste en materia orgánica con altos contenidos de humedad que supera el 60 % en peso (Roy *et al.* 2018). Durante el proceso de descomposición de los RSU, la humedad se libera y atraviesa la fracción sólida, dando lugar a la generación de una corriente líquida de tonalidad oscura y olor desagradable, conocida como lixiviado (Liu *et al.* 2015). Los lixiviados poseen altas concentraciones de materia orgánica disuelta (MOD), sales minerales, iones de metales pesados y contaminantes, como microplásticos y pesticidas (Teng *et al.* 2021), por lo que representan una amenaza potencial a los ecosistemas con los que interactúan (Baderna *et al.* 2019).

Existen muchas opciones para darles un manejo adecuado a los lixiviados, entre las cuales, se destacan los tratamientos biológicos, químicos y fisicoquímicos (Dabaghian *et al.* 2018; Carvajal-Flórez & Cardona-Gallo, 2019; Teng *et al.* 2021). Los tratamientos biológicos suelen ser los más usados, debido a su menor costo, facilidad de uso y bajo impacto ambiental (Teng *et al.* 2021). Estos procesos se enfocan en degradar la MOD, que suele ser el principal contaminante de los lixiviados (State *et al.* 2013), a través de reacciones aerobias o anaerobias.

Para llevar a cabo tratamientos biológicos se suele aumentar la concentración de sustancias orgánicas e inorgánicas hidrosolubles dentro de la matriz líquida (Payandeh *et al.* 2017; Alam *et al.* 2024); para ello, se recircula el lixiviado, mediante la matriz sólida orgánica, de la cual proviene, extrayendo una mayor carga de material disuelto o en suspensión, que se transformará en productos de interés, a través de las reacciones aerobias o anaerobias. Este proceso de extracción se conoce como percolación y a su producto se le denomina percolado. Dentro de la MOD, en el percolado, se encuentran estructuras complejas, como la lignina y la hemicelulosa, así como algunos monosacáridos, aminoácidos, péptidos y ciertas estructuras similares a la tirosina y el triptófano (He *et al.* 2011a; 2013; State *et al.* 2013; Liu *et al.* 2015; Roy *et al.* 2018).

Mediante los tratamientos biológicos aerobios, la MOD se degrada y se estabiliza, a través de procesos promovidos por las actividades metabólicas de los diferentes microorganismos, como bacterias y hongos, presentes en la matriz del percolado (Sossou *et al.* 2024). Durante este tipo de tratamientos se desarrollan procesos de mineralización y pre-humificación (He *et al.* 2013). La mineralización ocurre por la acción de los microorganismos presentes en el percolado, los cuales, utilizan la MOD como fuente energética y de carbono, con el fin de realizar actividades de crecimiento y de replicación.

Este proceso metabólico de degradación tiene lugar, a través de reacciones químicas de oxidación e hidrólisis (Middelburg *et al.* 1993; Chemlal *et al.* 2014). Normalmente, la mineralización se da sobre moléculas orgánicas lábiles y simples, que los microorganismos logran degradar rápidamente (Kang *et al.* 2002; He *et al.* 2013).

Por otro lado, la pre-humificación se da en compuestos orgánicos complejos y resistentes a la degradación microbiana, que implican la acumulación de moléculas de peso molecular considerable que, a través de reacciones de resíntesis, dan como productos estructuras de gran estabilidad, denominadas sustancias pre-húmicas (Cossu & Raga, 2008); entre estas, se encuentran los ácidos pre-húmicos y ácidos pre-fúlvicos, que se caracterizan por tener un gran valor, a nivel agronómico (He *et al.* 2011b).

Las técnicas espectroscópicas estudian los cambios estructurales que sufre la MOD durante los tratamientos de estabilización oxidativa y permiten identificar el grado de estabilidad del percolado en diferentes etapas del tratamiento (Teng *et al.* 2021). La comprensión de la estabilización de la matriz percolado permite definir protocolos de tratamiento para su potencial uso, como enmienda o fertilizante líquido.

Para analizar los cambios en la materia orgánica, se recurre a diferentes técnicas espectroscópicas. La espectroscopía infrarroja con transformada de Fourier (FTIR) permite identificar los tipos de grupos funcionales presentes en las moléculas disueltas o suspendidas en el percolado. Gracias a esta técnica es posible realizar un seguimiento de los cambios estructurales que experimentan los grupos funcionales de la materia orgánica disuelta (MOD), a lo largo del proceso de estabilización oxidativa, incluyendo las fases de hidrólisis, oxidación y resíntesis (Teng *et al.* 2021).

La espectroscopía de resonancia magnética nuclear (RMN) permite realizar el seguimiento cinético del proceso, aprovechando las señales características que emiten núcleos, como el hidrógeno ( $^1\text{H}$ ) y el isótopo de carbono 13 ( $^{13}\text{C}$ ), al ser sometidos a un campo magnético potente. Estas señales, que varían según la estructura y el entorno químico de las moléculas de la MOD, se manifiestan en espectros con regiones definidas para los núcleos de  $^1\text{H}$  y  $^{13}\text{C}$ . En esta investigación, se utilizó la RMN para identificar, específicamente, las señales correspondientes a compuestos alifáticos, aromáticos y algunos sustituyentes oxidados (Teng *et al.* 2021).

La espectroscopía UV-Visible (UV-Vis) se usa para el estudio de sistemas conjugados, particularmente, en compuestos aromáticos. La interacción de los electrones pi con longitudes de onda específicas de la luz UV-Vis permite analizar las transiciones electrónicas ( $\pi \rightarrow \pi^*$ ), proporcionando información sobre la estructura y extensión de la conjugación en estas moléculas. Se ha reportado que UV-Vis se emplea para observar cambios oxidativos y procesos de resíntesis, que se pueden dar durante la degradación de la MOD (Zhang *et al.* 2020; Teng *et al.* 2021).

Las relaciones entre las absorbancias medidas a diferentes longitudes de onda reflejan cambios estructurales en la materia orgánica disuelta (MOD), como el grado de condensación, la saturación y la aromaticidad, aspectos que pueden servir como índices de pre-humificación. El índice E2/E3 calculado como la relación entre las absorbancias a 250 nm y 365 nm, proporciona información, principalmente, sobre la aromaticidad de las moléculas. Una relación E2/E3 alta se asocia con una menor aromaticidad de la

MOD presente en el percolado, indicando una correlación inversa. Por otro lado, el factor  $E_4/E_6$  (relación entre la absorbancia a 465 nm y 665 nm), se correlaciona con el tamaño molecular de la materia orgánica y su contenido de átomos de oxígeno y nitrógeno. Una relación  $E_4/E_6$  elevada se considera que está inversamente relacionada con el grado de condensación y el grado de pre-humificación de las sustancias pre-húmicas (Helms *et al.* 2008; Qi *et al.* 2012).

En la presente investigación se emplearon técnicas espectroscópicas, como FTIR, RMN de  $^1\text{H}$  – RMN,  $^{13}\text{C}$  – RMN, así como espectroscopía UV-Vis, para identificar los cambios estructurales que sufre la materia orgánica disuelta (MOD), presente en un percolado, obtenido de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), durante un proceso de estabilización oxidativa, mediante burbujeo de aire. Comprender la transformación estructural de esta MOD constituye un aspecto conceptual clave para su adecuado manejo y potencial valorización, considerando su origen contaminante. En este contexto, se planteó estabilizar la MOD mediante procesos oxidativos, seguir la cinética de dicha estabilización a lo largo del tratamiento y caracterizar los materiales obtenidos, mediante análisis fisicoquímicos y espectroscópicos, con el fin de evaluar la eficacia del proceso y su posible aplicación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Obtención del percolado.** Para obtener aproximadamente 10,0 L de percolado, se utilizaron 30,0 kg de residuos sólidos orgánicos de la ruta selectiva de la planta de aprovechamiento de FORSU, del municipio de Támesis, Antioquia, la cual, se encuentra en su relleno sanitario. Los residuos se molieron y se colocaron en un contenedor de plástico de 23,0 L de capacidad, que incluía, una llave de paso en la parte inferior, para facilitar la recolección del percolado. Posteriormente, el sistema se mantuvo en proceso de lixiviación/percolación por un periodo de diez días, durante el cual, se adicionó, diariamente, 1,0 L de agua destilada y se recircularon 500,0 mL de lixiviado recolectado previamente. El objetivo de esta adición fue humectar los residuos y favorecer el proceso de lixiviación/percolación.

**Tratamiento oxidativo del percolado y toma de muestras.** Del proceso de lixiviación/percolación anterior se obtuvieron 9,6 L de percolado; se dispuso en un reactor cilíndrico de vidrio con capacidad de 10,0 L y se le inyectó un flujo entre 1,0 – 2,0 L  $\text{min}^{-1}$  de aire, con la ayuda de dos bombas de aire para acuarios. Este burbujeo de aire se mantuvo durante 70 días, con el fin de mantener un flujo constante de oxígeno, que favoreciera el proceso bio-oxidativo.

Durante el periodo del tratamiento del percolado se tomaron muestras periódicamente (100,0 mL de percolado por medición), para el análisis cinético del proceso. Las muestras se congelaron y liofilizaron; el sólido obtenido se pulverizó y tamizó en malla de 600,0  $\mu\text{m}$  de apertura, para llevar a cabo los estudios espectroscópicos FTIR, RMN y UV – VIS.

**Análisis espectroscópicos.** Para el FTIR se usó un espectrofotómetro FT-IR compacto alpha II marca Bruker. Los análisis de RMN se realizaron en sobrenadante, que se obtuvo a partir de 0,05 g de la fracción sólida liofilizada, diluida en 1,0 mL de NaOD 0,1 M. La solución de deuteróxido de sodio (NaOD) 40 % p/p se diluyó en agua deuterada ( $\text{D}_2\text{O}$ ) hasta 0,1 M. Se utilizó agua deuterada para espectroscopía RMN MagniSolv™, marca Millipore, con grado de deuteración de mínimo 99,9 %. Las mediciones se realizaron en un equipo marca Bruker con una fuente de FID. Para  $^1\text{H}$ -RMN se emplearon los parámetros frecuencia magnética 300,17 MHz, ancho espectral 6103,516 Hz, tiempo de toma de 16384 pts, frecuencia de toma de 32768 pts y temperatura de 296,80 K. Para  $^{13}\text{C}$ -RMN se emplearon los parámetros frecuencia magnética 75,48 MHz, ancho espectral 24414,062 Hz, tiempo de toma de 16384 pts, frecuencia de toma de 32768 pts y temperatura de 296,80 K. Las mediciones en UV – Visible se realizaron en un espectrofotómetro SCHOTT UviLine 9400, se usó como blanco agua destilada, se utilizaron celdas de cuarzo y se midieron absorbancias a longitudes de onda, comprendidas entre 250 – 665 nm, sobre los extractos acuosos, obtenidos a partir de 0,1 g de la fracción sólida liofilizada, suspendida en 2,0 mL de agua destilada.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Fisicoquímicos

**Evidencias cualitativas de la transformación del material.** La figura 1 muestra los cambios en el color del percolado durante el tratamiento aerobio. El color inicial amarillo ocre viró a marrón oscuro en las primeras horas y se intensificó con el tratamiento oxidativo. Este cambio se debe a la oxidación de la MOD, principalmente, de moléculas lábiles antioxidantes, como los compuestos fenólicos de materiales vegetales que, en medio acuoso, generan soluciones café oscuro, medibles a 455 nm (Mijangos *et al.* 2006; Dai & Mumper, 2010; Santos Cabral *et al.* 2022). Este comportamiento es típico en estos procesos, donde los microorganismos y el ambiente oxidativo degradan la fracción hidrofílica (péptidos, azúcares, aminoácidos, oligosacáridos) a estructuras hidrofóbicas menos solubles. Según reportes de diferentes autores, esta fracción hidrofóbica contiene estructuras resistentes a la degradación microbiana, como polímeros ligados a carbohidratos de complejos lignocelulósicos, taninos y polifenoles (Said-Pullicino *et al.* 2007a; Said-Pullicino *et al.* 2007b; Massaccesi *et al.* 2013).

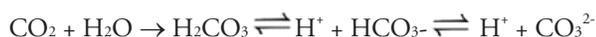
**pH del sistema.** Al inicio del tratamiento, el pH fue de 5,65. Durante la primera semana, se observó un descenso en los valores, alcanzando  $5,18 \pm 0,04$ , al segundo día y  $5,34 \pm 0,05$ , al quinto día. A partir del séptimo día, el pH experimentó un incremento pronunciado, llegando a  $6,30 \pm 0,03$  y, posteriormente, a  $8,12 \pm 0,01$ , al día quince. Este aumento continuó, aunque de forma más gradual, hasta alcanzar un valor de  $8,61 \pm 0,03$ , al día veintiocho. Entre los días treinta y cincuenta, se produjo un descenso en el pH, que luego se estabilizó, alrededor de  $7,64 \pm 0,01$ , al día setenta.



Figura 1. Reactor donde se realizó el proceso oxidativo del percolado y las diferentes etapas del proceso de estabilización. a) Percolado al inicio del proceso; b) Percolado después de 1 día de tratamiento; c) Percolado después de 15 días de tratamiento.

La disminución del pH durante la primera semana del tratamiento podría estar relacionada con la fase de adaptación de los microorganismos endógenos. El incremento de pH, que se evidenció hasta los treinta días, se podría vincular con la fase de crecimiento exponencial de la biomasa microbiana. Finalmente, los cambios de pH, luego de los días, podrían estar asociados con la fase estacionaria (Mason & Egli, 1993). Los cambios en el pH también se pueden relacionar con productos de reacción.

La oxidación de compuestos orgánicos, como carbohidratos, grasas y proteínas, libera dióxido de carbono:



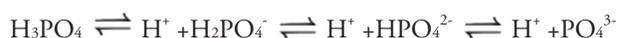
Un aumento en el pH se podría relacionar con la formación de  $CO_2$  que, al solubilizarse, forma ácido carbónico ( $H_2CO_3$ ). Este ácido se puede disociar en iones bicarbonato o carbonato, influyendo en el pH.

La oxidación de proteínas dará lugar a la formación de amoníaco que, en solución acuosa, presenta un pH básico:



Los procesos de mineralización liberan elementos como azufre y fósforo.

Materia orgánica fosforada +  $H_2O$  + enzimas  $\rightarrow H_3PO_4$



Otros autores, como Murase & Franks (1989) y Ramaswami *et al.* (2016), han estudiado la reacción de fosfatos con cationes básicos (calcio, magnesio, amonio) e indican que los fosfatos dan lugar a la formación de compuestos insolubles, que favorecen la eliminación de cationes de la solución y el incremento del pH, al neutralizar ácidos y formar sistemas amortiguadores, que funcionan en el rango de pH 6 – 8.

En un tratamiento aerobio de FORSU, la mineralización microbiana es un proceso clave donde los microorganismos descomponen la materia orgánica en compuestos simples y estables. Se ha reportado que, durante este proceso, diversas moléculas que disminuyen el pH, como ácidos grasos volátiles, se pueden formar, debido a la actividad microbiana y, al mismo tiempo, producir aniones básicos, como bicarbonato, carbonato y cationes ácidos, como el amonio y fosfatos que incrementan el pH y la formación de sistemas tampón (State *et al.* 2013).

**Espectroscopía FTIR.** En la figura 2, se muestra una panorámica general de los FTIR para los días 0, 7, 15, 28 y 53 y la expansión de las zonas de interés, para los días 0, 7 y 53. De los espectros FTIR se observó variación en las intensidades de las bandas de absorción, a medida que avanzó el tratamiento biológico aerobio, con cambios relevantes, a partir del día quince. Estas variaciones son indicios de que ocurren transformaciones estructurales de la MOD durante el

proceso, ya que la desaparición o aparición de bandas, así como cambios en las intensidades, se asocian con transformaciones en grupos funcionales.

Las bandas observadas alrededor de  $1100\text{ cm}^{-1}$  y  $1080\text{ cm}^{-1}$  (Figura 2b) se pueden atribuir a los estiramientos del enlace C-O de grupos C-OH presentes en polisacáridos, como la celulosa o el almidón. Las bandas situadas en  $1019\text{ cm}^{-1}$ ,  $830\text{ cm}^{-1}$  y  $702\text{ cm}^{-1}$ , que aparecen en la muestra del día cincuenta y tres, pueden ser atribuibles a compuestos inorgánicos; por ejemplo, en  $1019\text{ cm}^{-1}$ , se podría estar dando el estiramiento asimétrico del grupo sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ); la banda de  $830\text{ cm}^{-1}$  podría corresponder a vibraciones de flexión asimétrica de sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) o vibraciones de flexión de fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). La banda de  $702\text{ cm}^{-1}$  se puede relacionar con vibraciones de flexión de enlaces de cloro con metales de transición o de grupos carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ). Lo anterior permite inferir que en el sistema están ocurriendo procesos de mineralización de la MOD, a partir de los cuales, se podrían estar formando sustancias,

como sulfatos, fosfatos y carbonatos (Zeng *et al.* 2021; Rigotto *et al.* 2023), cuya presencia estaría explicando, en parte, los cambios de pH durante el proceso.

En la figura 2c se aprecia una banda situada a  $1.405\text{ cm}^{-1}$ , que se asocia con la flexión del grupo OH de compuestos aromáticos fenólicos, indicando que en la MOD hay presencia permanente de este tipo de compuestos, que son de suma importancia para la formación de las sustancias pre-húmicas. En esta figura, también se observa que con el avance del tratamiento va disminuyendo la banda situada alrededor de  $1.538\text{ cm}^{-1}$ , desapareciendo al día 53. Esta banda puede ser atribuida a la flexión del enlace N-H de aminas primarias y secundarias, así como al estiramiento C-N de amidas, ambos enlaces presentes en las estructuras de péptidos y proteínas. Estos resultados corresponden con los de la figura 2d, en donde se observa la misma tendencia, a medida que avanza el tratamiento, para las bandas situadas alrededor de  $2.960\text{ cm}^{-1}$ ,  $2.932\text{ cm}^{-1}$ ,  $2.878\text{ cm}^{-1}$  y la situada entre  $3.400\text{ cm}^{-1}$  –  $3.100\text{ cm}^{-1}$ .

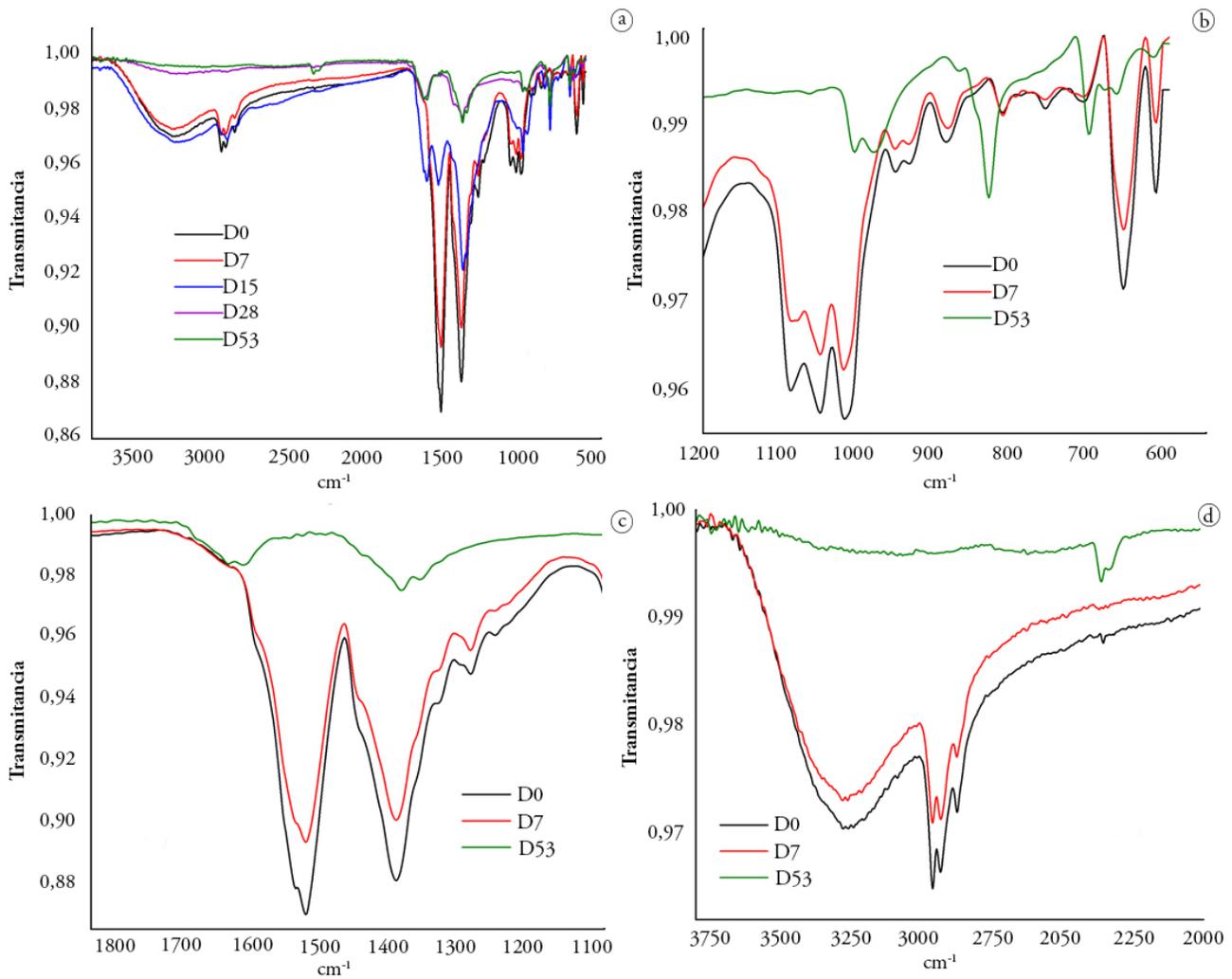


Figura 2. Espectros FTIR de la fracción sólida obtenida a partir del percolado, para: a) Diferentes días de tratamiento; b)  $500\text{ cm}^{-1}$  -  $1.200\text{ cm}^{-1}$ ; c)  $1.200\text{ cm}^{-1}$  -  $1.800\text{ cm}^{-1}$ ; d)  $2.000\text{ cm}^{-1}$  -  $3.750\text{ cm}^{-1}$ .

Teniendo en cuenta que las bandas con número de onda  $2.960\text{ cm}^{-1}$  y  $2.932\text{ cm}^{-1}$  son características de los estiramientos asimétricos de los enlaces C-H de los grupos metilos ( $\text{CH}_3$ ) y metileno ( $\text{CH}_2$ ) de cadenas alifáticas, que la señal a  $2.878\text{ cm}^{-1}$  es característica del estiramiento simétrico del enlace C-H de grupos  $\text{CH}_3$  alifáticos y que las bandas alrededor de  $3.400\text{ cm}^{-1}$  –  $3.100\text{ cm}^{-1}$  se pueden atribuir a estiramientos de enlaces O-H de alcoholes y N-H de aminas o amidas, presentes en la estructura de alcoholes, péptidos, proteínas y carbohidratos, se puede pensar en una transformación de este tipo de sustancias (Dai *et al.* 2023).

Lo expuesto se confirma con el espectro FTIR para el día 53 del proceso, en el que las bandas, anteriormente mencionadas, ya no se aprecian, pero sí se empiezan a evidenciar bandas alrededor de  $1.649\text{ cm}^{-1}$ , las cuales, son características de las vibraciones de los enlaces C=C de compuestos aromáticos o del enlace C=O presente en quinonas (Xiaoli *et al.* 2013; Rigotto *et al.* 2023). Asimismo, la banda alrededor de  $2.300\text{ cm}^{-1}$ , que se puede relacionar con estiramientos de enlaces dobles (C=C) o triples (C≡C) carbono – carbono, o carbono-nitrógeno (C≡N). La presencia de estos grupos funcionales indica que hubo transformaciones en la MOD,

posiblemente hacia estructuras más complejas y condensadas, que se traducen en una mayor estabilización del percolado (Bolyard *et al.* 2019). Estos mayores estados de oxidación del carbono son consistentes con el tratamiento aerobio aplicado.

La técnica de FTIR también permitió correlacionar las intensidades o absorbancias de las bandas de absorción características de los espectros, lo que permitió tener un panorama acerca de los procesos que se están llevando a cabo dentro de la matriz del percolado. En la tabla 1, se resumen las relaciones entre las absorbancias de las señales características en los diferentes tiempos. Para esto, inicialmente, se realizó la conversión de transmitancia a absorbancia, empleando la expresión  $\text{Absorbancia} = -\log_{10}(\text{Transmitancia})$ .

A partir de las correlaciones presentadas en la tabla 1, se observa que la razón entre las intensidades de las bandas características para compuestos que presentan dobles enlaces C=C, con relación a las bandas de grupos alifáticos, aumenta a medida que avanza el tratamiento. Este resultado sugiere que en la estructura de la MOD ocurren u ocurrieron reacciones químicas que favorecieron el incremento de dobles enlaces y grupos aromáticos.

Tabla 1. Relaciones entre las principales bandas de absorción observadas en los espectros FTIR de la MOD en la matriz del percolado.

Relación entre las absorbancias de las señales características de dobles enlaces y compuestos alifáticos			
Día de muestreo	1650/2930	1650/2850	1650/1400
D0	0,47	0,66	0,13
D7	0,57	0,81	0,16
D15	1,36	1,62	0,56
D28	2,74	3,10	0,71
D53	3,97	4,39	0,65

Los espectros de FTIR permiten identificar que la MOD lábil en la matriz del percolado se está transformando, mientras que las estructuras que tienen una mayor resistencia a los procesos de degradación microbiana podrían estar actuando como bloques para la formación de los compuestos aromáticos condensados, precursores de sustancias pre – húmicas (Enev *et al.* 2014). En este contexto, Xiaoli *et al.* (2013) y Sethi *et al.* (2012), mediante análisis de FTIR, encontraron que las condiciones aeróbicas influyen positivamente en las características químicas del ácido húmico presente en lixiviados, ya que la aireación favorece la oxidación de compuestos orgánicos e incrementa la humificación, mejorando la calidad ambiental del lixiviado tratado y sugiriendo su potencial uso como enmienda agrícola.

**Espectroscopía RMN.** Los espectros de RMN se caracterizan por definir zonas de cada grupo funcional. Durante el estudio de los procesos de estabilización oxidativa, estos espectros son usados para realizar un seguimiento cinético, a través de las señales de los diferentes tipos de átomos de carbono e hidrógeno, con el fin de visualizar los cambios que está sufriendo la MOD presente en la matriz del percolado (Ussiri *et al.* 2003; He *et al.* 2013).

En la figura 3, se presentan los espectros de  $^1\text{H}$  – RMN obtenidos a diferentes tiempos de proceso. En la figura 3a, se observa que al inicio del proceso hay presencia de hidrógenos pertenecientes a grupos metilo y metileno; con el transcurso del tratamiento estos hidrógenos van desapareciendo, indicando una transformación de las moléculas a las que pertenecen. La figura 3b muestra que con el avance del tratamiento van apareciendo hidrógenos pertenecientes a grupos aldehído o aromáticos (Simpson *et al.* 2011).

Una correlación del número de protones ( $\#^1\text{H}$ ) de las señales más características en la zona de los alifáticos a diferentes tiempos del proceso permitió identificar qué componentes orgánicos tienden a ser los primeros en oxidarse (Kalal & Panday, 2021). Los resultados de estas correlaciones se observan en la tabla 2.

Los resultados presentados en la tabla 2 indican que el  $\#^1\text{H}$  disminuye a medida que avanza el proceso de estabilización, siendo más notoria la disminución de hidrógenos en las señales que aparecen a 1,43 ppm y 3,60 ppm, en los primeros 15 días de tratamiento, en donde las pérdidas de 1H alcanzan el 54 %, en el

caso de la señal de 1,43 y el 85 %, para la señal de 3,60. Teniendo en cuenta que los desplazamientos químicos del hidrógeno unido a oxígeno y nitrógeno se ubican en el rango amplio entre 1 y 5 ppm, la disminución observada en estas señales podría indicar la rápida oxidación de compuestos lábiles presentes en el percolado, como alcoholes y aminas. Esta interpretación es coherente con lo reportado por Sanguanpak *et al.* (2013), quienes señalaron que

durante la estabilización de lixiviados se degradan, principalmente, compuestos hidrofílicos y nitrogenados. Transcurridos 53 días de tratamiento se encontró que las señales de 2,06 ppm, 1,43 ppm y 3,60 ppm tuvieron una disminución del  $^1\text{H}$  superior al 96 %, confirmando la tendencia de compuestos lábiles, como, por ejemplo, aminas y alcoholes a oxidarse, a medida que transcurre el tratamiento.

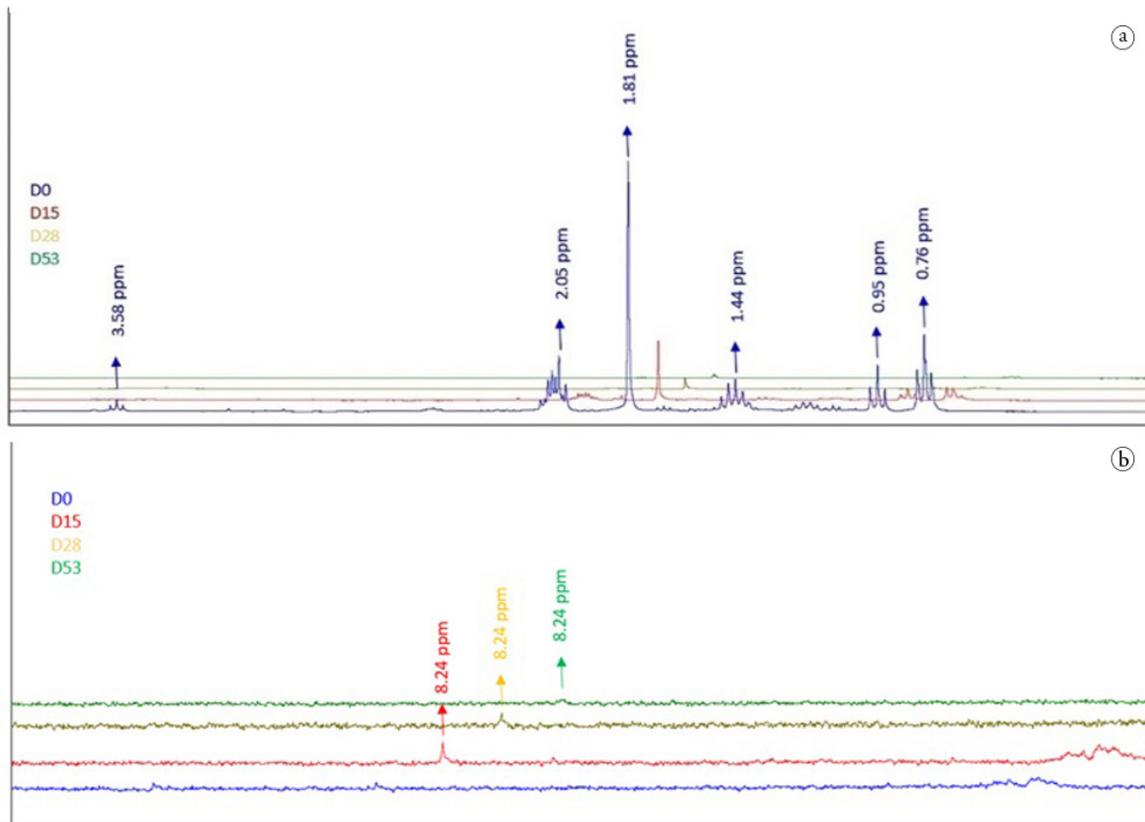


Figura 3. Espectros  $^1\text{H}$  – RMN; a) Zona entre 0 y 4,0 ppm; b) Zona entre 4,0 y 10,0 ppm

Tabla 2. Relación entre  $^1\text{H}$  de diferentes señales a distintos tiempos del proceso de estabilización de la MOD presente en el percolado.

<b><math>^1\text{H}</math> integrado para las señales más características observadas en el espectro</b>			
<b>ppm</b>	<b><math>^1\text{H}</math> D0</b>	<b><math>^1\text{H}</math> D15</b>	<b><math>^1\text{H}</math> D53</b>
0,76	4,28	2,98	0,82
0,96	2,00	2,00	0,21
1,43	2,94	1,35	0,06
1,81	5,01	3,31	1,21
2,06	4,66	2,61	0,07
3,60	1,01	0,15	0,04

Para las señales a 1,81 ppm y 0,76 ppm, pertenecientes a hidrógenos alifáticos, la mayoría de ellos tipo metílicos y, por ende, son más susceptibles a oxidarse por ser grupos terminales, se observó una disminución respectiva del 34 y del 30 % de los  $^1\text{H}$ , a los 15 días de tratamiento. Después de 53 días de tratamiento se evidenciaron cambios de las señales de 2,06 ppm, 1,43 ppm y 3,60 ppm (disminución de  $^1\text{H}$  del 75,8 % para la señal de 1,81; 80,8 % para la señal de 0,76 y 89,5 % para la señal de 0,96), indicando una mayor resistencia a los procesos oxidativos de las moléculas, a las

cuales, pertenecen estos hidrógenos. Según la zona de aparición de estas señales pueden corresponder a compuestos alifáticos  $\beta$  sustituidos, con protones protegidos por efecto de apantallamiento. Esta resistencia a la degradación oxidativa puede ser un indicio de la presencia de estructuras complejas precursoras de reacciones de condensación, cuyo producto sean moléculas de alto peso molecular. Bernat *et al.* (2021) reportaron la presencia de moléculas difíciles de degradar en los lixiviados, como hidrocarburos aromáticos y compuestos fenólicos.

Los resultados obtenidos mediante los espectros de  $^1\text{H}$ -RMN sugieren que, mediante el tratamiento biológico al que fue sometido el percolado, tuvieron lugar los procesos de mineralización y pre-humificación esperados (Hussain *et al.* 2023).

En la tabla 3, se presenta el número de carbonos alifáticos y aromáticos encontrados en muestras de percolado, mediante  $^{13}\text{C}$ -RMN, a diferentes tiempos de tratamiento, permitiendo evidenciar la existencia de procesos de oxidación y condensación de la MOD presente en el percolado, encontrando que su aromaticidad aumenta a medida que avanza el tiempo del proceso de estabilización biológica. Este resultado es compatible con lo obtenido mediante los espectros de FTIR, a través, de los cuales, se demostró que, a medida que avanza la estabilización oxidativa del percolado, el carácter aromático de la MOD también incrementa. Este aumento de la aromaticidad de la MOD es un buen indicio de que se están dando procesos de pre-humificación (Jouraiphy *et al.* 2008; Dai *et al.* 2023).

**Espectroscopía UV – Vis.** En la figura 4, se muestran los resultados obtenidos para la medición en el tiempo, de las relaciones  $E_2/E_3$  y  $E_4/E_6$ . Según los resultados para la relación  $E_2/E_3$ , se evidencia un incremento de la pendiente durante los primeros 15 días del tratamiento biológico, tiempo después, cambia de sentido. Este comportamiento se puede relacionar con un incremento en la velocidad de la hidrólisis y degradación oxidativa de los compuestos orgánicos lábiles presentes en el percolado durante este periodo, indicando, además, que durante esta etapa tienen lugar procesos de mineralización. Esto tiene sentido si se tiene en cuenta que dichos procesos son mediados por microorganismos que toman del medio las moléculas más fácilmente asimilables, para llevar a cabo sus procesos metabólicos (Said-Pullicino *et al.* 2007b). La disminución de la relación  $E_2/E_3$  que tiene lugar después de 15 días de tratamiento, se puede asociar con la aparición de estructuras con mayor peso molecular y grado de aromaticidad en el medio (Korak & McKay, 2024).

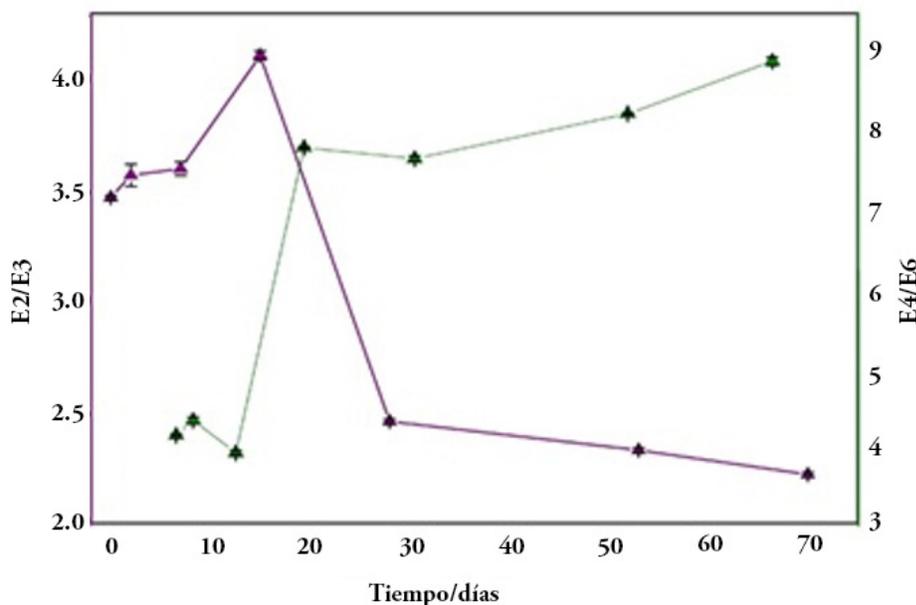


Figura 4. Índices de humificación a partir de los factores  $E_2/E_3$  y el  $E_4/E_6$ .

Tabla 3. Relación entre el número carbonos alifáticos y aromáticos a distintos tiempos del proceso de estabilización de la MOD presente en el percolado.

Carácter aromático de las muestras a medida que avanza el proceso de estabilización aerobia			
Muestra	#C <sub>Ali</sub>	#C <sub>Aro</sub>	#C <sub>Aro</sub> / #C <sub>Ali</sub> CA
D0	14,0	0,0	0,0
D15	13,0	1,0	0,08
D53	2,0	3,0	1,5

En cuanto a la tendencia de la relación  $E_4/E_6$ , se puede inferir que, si bien la relación  $E_2/E_3$  indica la formación de estructuras conjugadas con tamaños moleculares mayores a los de las moléculas presentes en el material de partida, esto no pudo ser corroborado con  $E_4/E_6$  y, posiblemente, el sistema requiera más tiempo para que se consoliden los procesos de condensación y pre-humificación (Summers *et al.* 1987; Teng *et al.* 2021; Korak & McKay, 2024).

A través del tratamiento biológico realizado, la MOD en el percolado proveniente de la FORSU tiende a estabilizarse mediante procesos de hidrólisis y oxidación en los que, en primera instancia, se da la mineralización de las sustancias más lábiles, como aminas y alcoholes; a medida que el tratamiento transcurre, se observan cambios químicos en la MOD. Estos cambios se traducen en pérdidas de hidrógenos, en el aumento del tamaño de las moléculas, en la formación de sistemas conjugados y de estructuras aromáticas, evidenciando, también, la formación de compuestos precursores de sustancias pre-húmicas, aunque es probable que se requiera más tiempo de tratamiento para poder probar su formación.

Con los resultados se evidencia que el tratamiento biológico aerobio pudiera ser una alternativa de tratamiento para los lixiviados provenientes de la FORSU, obteniéndose un valor agregado, tanto a nivel ambiental como agronómico, ya que durante el proceso, se formaron moléculas precursoras de sustancias que se pudieran usar como enmiendas líquidas, por sus características composicionales y estructurales.

En conjunto, los resultados del presente trabajo sugieren que el tratamiento biológico aerobio del percolado de la FORSU representa una estrategia eficaz para transformar residuos líquidos altamente contaminantes en productos de valor funcional. Más allá de los procesos iniciales de estabilización de la materia orgánica, se observa una evolución estructural, que apunta a la generación de compuestos de mayor complejidad, con características compatibles con sustancias de interés agronómico. Esta transformación convierte un pasivo ambiental en un recurso útil, con potencial para mejorar las propiedades del suelo. En consecuencia, este enfoque no solo contribuye a la gestión sostenible de lixiviados, sino que, también, aporta al aumento de la productividad agrícola y la protección de la soberanía alimentaria.

**Agradecimientos.** Sergio Mauricio Betancur-Hincapié agradece al Grupo Interdisciplinario de Estudios moleculares GIEM y a Minciencias Convocatoria 852-2019 Programas conectando conocimiento contrato 519-2020 por la financiación del trabajo experimental y el apoyo económico como estudiante de la maestría y como joven investigador. Isabel Acevedo-Restrepo, Carlos Alberto Peláez-Jaramillo y Nora Restrepo-Sánchez agradecen a Minciencias Convocatoria 852-2019 Programas conectando conocimiento contrato 519-2020 por la financiación del trabajo experimental. Contribución de los autores: Sergio Mauricio Betancur-Hincapié: conceptualización, metodología, validación, análisis de resultados, escritura de borrador original. Isabel Acevedo-Restrepo: Análisis de resultados, escritura, revisión y edición. Carlos Alberto Peláez-Jaramillo: Conceptualización, metodología, validación, supervisión, adquisición de fondos, análisis de resultados. Nora Restrepo-Sánchez: Metodología, conceptualización, análisis de resultados,

supervisión, adquisición de fondos, escritura, revisión y edición, administración. Conflicto de intereses: Los autores declaran que no tienen intereses económicos en competencia, ni relaciones personales que pudieran haber influido en el trabajo reportado en este artículo.

## REFERENCIAS

- ALAM, P.; KHAN, A.H.; ISLAM, R.; SABI, E.; KHAN, N.A.; ZARGAR, T.I. 2024. Identification of prevalent leachate percolation of municipal solid waste landfill: a case study in India. *Scientific Reports*. 14(1):8910. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-58693-5>
- BADERNA, D.; CALONI, F.; BENFENATI, E. 2019. Investigating landfill leachate toxicity *in vitro*: A review of cell models and endpoints. *Environment International*. 122:21-30. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.11.024>
- BERNAT, K.; ZABOROWSKA, M.; ZIELIŃSKA, M.; WOJNOWSKA-BARYŁA, I.; IGNALEWSKI, W. 2021. Biological treatment of leachate from stabilization of biodegradable municipal solid waste in a sequencing batch biofilm reactor. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 18(5):1047-1060. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02915-6>
- BOLYARD, S.C.; REINHART, D.R.; RICHARDSON, D. 2019. Conventional and fourier transform infrared characterization of waste and leachate during municipal solid waste stabilization. *Chemosphere*. 227:34-42. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.035>
- CARVAJAL-FLÓREZ, E.; CARDONA-GALLO, S.A. 2019. Technologies applicable to the removal of heavy metals from landfill leachate. In *Environmental Science and Pollution Research*. 26(16):15725-15753. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04888-7>
- CHEMLAL, R.; AZZOUZ, L.; KERNANI, R.; ABDI, N.; LOUNICI, H.; GRIB, H.; MAMERI, N.; DROUCHE, N. 2014. Combination of advanced oxidation and biological processes for the landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*. 73:281-289. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.043>
- COSSU, R.; RAGA, R. 2008. Test methods for assessing the biological stability of biodegradable waste. *Waste Management*. 28(2):381-388. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.01.014>
- DABAGHIAN, Z.; PEYRAVI, M.; JAHANSHAHI, M.; RAD, A.S. 2018. Potential of Advanced Nano-structured Membranes for Landfill Leachate Treatment: A Review. In *ChemBioEng Reviews*. 5(2):119-138. <https://doi.org/10.1002/cben.201600020>
- DAI, F.; ZHUANG, Q.; HUANG, G.; DENG, H.; ZHANG, X. 2023. Infrared spectrum characteristics and quantification of oh groups in coal. *ACS Omega*. 8(19):17064-17076. <https://doi.org/10.1021/acsomega.3c01336>

- DAI, J.; MUMPER, R.J. 2010. Plant phenolics: Extraction, analysis and their antioxidant and anticancer properties. *Molecules*. 15(10):7313-7352 <https://doi.org/10.3390/molecules15107313>
- ENEV, V.; POSPÍŠILOVÁ, L.; KLUČÁKOVÁ, M.; LIPTAJ, T.; DOSKOČIL, L. 2014. Spectral characterization of selected humic substances. *Soil and Water Research*. 9(1):9-17. <https://doi.org/10.17221/39/2013-swr>
- HE, X.S.; XI, B.D.; LI, X.; PAN, H.W.; AN, D.; BAI, S.G.; LI, D.; CUI, D.Y. 2013. Fluorescence excitation-emission matrix spectroscopy coupled with parallel factor and regional integration analysis to characterize organic matter humification. *Chemosphere*. 93(9):2208-2215. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.04.039>
- HE, X.S.; XI, B.D.; WEI, Z.M.; JIANG, Y.H.; GENG, C.M.; YANG, Y.; YUAN, Y.; LIU, H.L. 2011b. Physicochemical and spectroscopic characteristics of dissolved organic matter extracted from municipal solid waste (MSW) and their influence on the landfill biological stability. *Bioresource Technology*. 102(3):2322-2327. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.085>
- HE, X.S.; XI, B.D.; WEI, Z.M.; JIANG, Y.H.; YANG, Y.; AN, D.; CAO, J.L.; LIU, H.L. 2011a. Fluorescence excitation-emission matrix spectroscopy with regional integration analysis for characterizing composition and transformation of dissolved organic matter in landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials*. 190(1-3):293-299. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.03.047>
- HELMS, J.R.; STUBBINS, A.; RITCHIE, J.D.; MINOR, E.C.; KIEBER, D.J.; MOPPER, K. 2008. Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*. 53(3):955-969. <https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.3.0955>
- HUSSAIN, S.; ANEGGI, E.; COMUZZI, C.; BADERNA, D.; ZUCCACCIA, D.; TROVARELLI, A.; GOI, D. 2023. Abatement of the ecotoxicological risk of landfill leachate by heterogeneous Fenton-like oxidation. *Environmental Science and Pollution Research*. 30(8):21025-21032. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23682-6>
- JOURAIPHY, A.; AMIR, S.; WINTERTON, P.; EL GHAROUS, M.; REVEL, J. C.; HAFIDI, M. 2008. Structural study of the fulvic fraction during composting of activated sludge-plant matter: Elemental analysis, FTIR and <sup>13</sup>C NMR. *Bioresource Technology*. 99(5):1066-1072. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.02.031>
- KALAL, R.; PANDAY, D. 2021. Kinetics and correlation analysis of reactivity in the oxidation of aliphatic primary alcohols by isoquinolinium dichromate in non-aqueous medium. *Journal of the Indian Chemical Society*. 98(2):100009. <https://doi.org/10.1016/j.jics.2021.100009>
- KANG, K.H.; SHIN, H.S.; PARK, H. 2002. Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. In *Water Research*. 36(16):4023-4032. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00114-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00114-8)
- KORAK, J.A.; MCKAY, G. 2024. Critical review of fluorescence and absorbance measurements as surrogates for the molecular weight and aromaticity of dissolved organic matter. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 26:1663-1702. <https://doi.org/10.1039/d4em00183d>
- LIU, Z.P.; WU, W.H.; SHI, P.; GUO, J.S.; CHENG, J. 2015. Characterization of dissolved organic matter in landfill leachate during the combined treatment process of air stripping, Fenton, SBR and coagulation. *Waste Management*. 41:111-118. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.044>
- MASON, C.A.; EGLI, T. 1993. Dynamics of microbial growth in the decelerating and stationary phase of batch culture. *Starvation in Bacteria*. En: Kjelleberg, S. *Starvation in Bacteria*. Springer. E.E.U.U. p.81-102. [https://doi.org/10.1007/978-1-4899-2439-1\\_4](https://doi.org/10.1007/978-1-4899-2439-1_4)
- MASSACCESI, L.; SORDI, A.; MICALE, C.; CUCINA, M.; ZADRA, C.; DI MARIA, F.; GIGLIOTTI, G. 2013. Chemical characterization of percolate and digestate during the hybrid solid anaerobic digestion batch process. *Process Biochemistry*. 48(9):1361-1367. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2013.06.026>
- MIDDELBURG, J.J.; VLUG, T.; JACO, F.; VAN DER NAT, W.A. 1993. Organic matter mineralization in marine systems. *Global and Planetary Change*. 8(1-2):47-58. [https://doi.org/10.1016/0921-8181\(93\)90062-S](https://doi.org/10.1016/0921-8181(93)90062-S)
- MIJANGOS, F.; VARONA, F.; VILLOTA, N. 2006. Changes in solution color during phenol oxidation by Fenton reagent. *Environmental Science and Technology*. 40(17):5538-5543. <https://doi.org/10.1021/es060866q>
- MURASE, N.; FRANKS, F. 1989. Salt precipitation during the freeze-concentration of phosphate buffer solutions. *Biophysical Chemistry*. 34(3):293-300. [https://doi.org/10.1016/0301-4622\(89\)80066-3](https://doi.org/10.1016/0301-4622(89)80066-3)
- PAYANDEH, P.E.; MEHRDADI, N.; DADGAR, P. 2017. Study of biological methods in landfill leachate treatment. *Open Journal of Ecology*. 7(09):568-580. <https://doi.org/10.4236/oje.2017.79038>
- QI, G.; YUE, D.; NIE, Y. 2012. Characterization of humic substances in bio-treated municipal solid waste landfill leachate. *Frontiers of Environmental Science and Engineering in China*. 6(5):711-716. <https://doi.org/10.1007/s11783-012-0421-z>

- RAMASWAMI, S.; BEHRENDT, J.; WANG, G.; EGGERS, S.; OTTERPOHL, R. 2016. Combining magnesium ammonium phosphate precipitation with membrane processes for ammonia removal from methanogenic leachates. *Water and Environment Journal*. 30(3-4):218-226. <https://doi.org/10.1111/wej.12210>
- RIGOTTO, L.; AQUINO, S.F.; RIGOTTO, J.; SANTOS, G.; SILVA, L.M.L.; SANTIAGO, A.F. 2023. Dynamics of dissolved organic matter (DOM) in waste stabilization ponds: Insights into co-treatment of sanitary sewage and landfill leachate. *Journal of Water Process Engineering*. 55:104236. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104236>
- ROY, D.; AZAÏS, A.; BENKARAACHE, S.; DROGUI, P.; TYAGI, R.D. 2018. Composting leachate: characterization, treatment, and future perspectives. In *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. 17(2):323-349. <https://doi.org/10.1007/s11157-018-9462-5>
- SAID-PULLICINO, D.; ERRIQUENS, F.G.; GIGLIOTTI, G. 2007a. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresource Technology*. 98(9):1822-1831. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.06.018>
- SAID-PULLICINO, D.; KAISER, K.; GUGGENBERGER, G.; GIGLIOTTI, G. 2007b. Changes in the chemical composition of water-extractable organic matter during composting: Distribution between stable and labile organic matter pools. *Chemosphere*. 66(11):2166-2176. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.09.010>
- SANGUANPAK, S.; CHIEMCHAISRI, C.; CHIEMCHAISRI, W.; YAMAMOTO, K. 2013. Removal and transformation of dissolved organic matter (DOM) during the treatment of partially stabilized leachate in membrane bioreactor. *Water Science and Technology*. 68(5):1091-1099. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.350>
- SANTOS CABRAL, M.M.; BASTOS DE ALMEIDA, Y.M.; CARDOSO ANDRADE, S.A.; SILVA CALDAS, C.; DUARTE DE FREITAS, J.; BEZERRA COSTA, C.A.C.; SOLETTI, J.I. 2022. Influence of phenolic compounds on color formation at different stages of the VHP sugar manufacturing process. *Scientific Reports*. 12:19922. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-24455-4>
- SETHI, S.; KOTHİYAL, N.C.; NEMA, A.K. 2012. Validation of enhanced stabilization of municipal solid waste under controlled leachate recirculation using FTIR and XRD. *Journal of Environmental Science & Engineering*. 54(3):323-330.
- SIMPSON, A.J.; MCNALLY, D.J.; SIMPSON, M.J. 2011. NMR spectroscopy in environmental research: From molecular interactions to global processes. *Progress in Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy*. 58(3-4):97-175. <https://doi.org/10.1016/j.pnmrs.2010.09.001>
- SOSSOU, K.; BALA PRASAD, S.; AGBOTSOU, K.E.; SAIDOU SOULEY, H.; MUDIGANDLA, R. 2024. Characteristics of landfill leachate and leachate treatment by biological and advanced coagulation process: Feasibility and effectiveness – An overview. *Waste Management Bulletin*. 2(2):181-198. <https://doi.org/10.1016/j.wmb.2024.04.009>
- STATE, W.; CHATTERJEE, N.; FLURY, M.; HINMAN, C.; COGGER, C.G. 2013. Chemical and physical characteristics of compost leachates - A review - Report prepared for the Washington State Department of Transportation. Disponible desde internet: <https://www.wsdot.wa.gov/research/reports/fullreports/819.1.pdf>
- SUMMERS, R.S.; CORNEL, P.K.; ROBERTS, P.V. 1987. Molecular size distribution and spectroscopic characterization of humic substances. *The Science of the Total Environment*. 62:27-37. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(87\)90478-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(87)90478-5)
- TENG, C.; ZHOU, K.; PENG, C.; CHEN, W. 2021. Characterization and treatment of landfill leachate: A review. In *Water Research*. 203:117525. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117525>
- USSIRI, D.A.N.; JOHNSON, C.E. 2003. Characterization of organic matter in a northern hardwood forest soil by <sup>13</sup>C NMR spectroscopy and chemical methods. *Geoderma*. 111(1-2):123-149. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00257-4](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00257-4)
- XIAOLI, C.; YONGXIA, H.; GUIXIANG, L.; XIN, Z.; YOUCAI, Z. 2013. Spectroscopic studies of the effect of aerobic conditions on the chemical characteristics of humic acid in landfill leachate and its implication for the environment. *Chemosphere*. 91(7):1058-1063. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.052>
- ZENG, Y.; CHEN, Z.; DU, Y.; LYU, Q.; YANG, Z.; LIU, Y.; YAN, Z. 2021. Microbiologically induced calcite precipitation technology for mineralizing lead and cadmium in landfill leachate. *Journal of Environmental Management*. 296:113199. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113199>
- ZHANG, Z.; TENG, C.; ZHOU, K.; PENG, C.; CHEN, W. 2020. Degradation characteristics of dissolved organic matter in nanofiltration concentrated landfill leachate during electrocatalytic oxidation. *Chemosphere*. 255:127055. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127055>