

Para citaciones: A.S. Cadavid-Salazar, J.G. Rivera-Vergara y D. Becerra-Moreno, "Procesos avanzados de oxidación usando peróxido de hidrogeno activado con diferentes catalizadores para tratamiento de lixiviado de relleno sanitarios", *Ing-NOVA*, vol. 1, no. 2, pp. 205-214. Jul. 2022. <https://doi.org/10.32997/rin-2022-4005>

Recibido: 25 de octubre de 2022
Revisado: 12 de abril de 2022
Aprobado: 18 de abril 2022

Autor de correspondencia:
Dorance Becerra Moreno
dorancebm@ufps.edu.co

Editor: Miguel Ángel Mueses. Universidad de Cartagena-Colombia.

Copyright: © 2022. Cadavid Salazar, A., Rivera Vergara, J., & Becerra Moreno, D. Este es un artículo de acceso abierto, distribuido bajo los términos de la licencia <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/> la cual permite el uso sin restricciones, distribución y reproducción en cualquier medio, siempre y cuando que el original, el autor y la fuente sean acreditados.

Procesos avanzados de oxidación usando peróxido de hidrogeno activado con diferentes catalizadores para tratamiento de lixiviado de relleno sanitarios

Angie Stephanie Cadavid Salazar, Jeinner Giosephy Rivera Vergara, & Dorance Becerra Moreno

Departamento de Ciencias del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Agrarias y del Ambiente, Universidad Francisco de Paula Santander, Cúcuta, Colombia.

RESUMEN

La mayor complicación ambiental que presenta la disposición final de los residuos sólidos urbanos es como se desarrolle el método que se use; como es el caso de los rellenos sanitarios, cuya problemática radica en la excesiva producción de lixiviado los cuales son producidos por la degradación de los desechos y factores ambientales. En los últimos años los PAOs, se han convertido en una opción viable como tratamiento y se destacan debido a sus ventajas en la eficiencia de oxidación, velocidades de reacción rápidas y oxidación completa. No obstante tratamientos como peroxono necesita grandes cantidades de químicos para producir el aumento necesario de OH, lo cual hace que este proceso no sea económicamente tan viable; a diferencia del proceso Fenton, el cual en condiciones ambientales es una técnica muy eficiente. Con relación a los procesos Fenton y Photo-Fenton, los estudios demuestran que este último produce menos cantidad de lodos, consume menos hierro y la disminución de la DQO es más eficiente. Este artículo presenta los PAOs, basados en peróxido de hidrogeno donde se estudió la eficacia de estos tratamientos aplicados a lixiviados.

Palabras clave: Lixiviado de rellenos sanitarios; Procesos avanzados de oxidación; Peróxido de hidrogeno; Catalizador; DQO.

Advanced oxidation processes using activated hydrogen peroxide with different catalysts for landfill leachate treatment

ABSTRACT

The greatest environmental complication presented by the final disposal of urban solid waste is how the method used is developed; as is the case of sanitary landfills, whose problem lies in the excessive production of leachate that is produced due to the degradation of waste and environmental factors. In recent years, advanced oxidation processes have become a viable treatment option and stand out due to their advantages in oxidation efficiency, fast reaction rates and complete oxidation. However, treatments such as peroxone require large amounts of chemicals to produce the necessary increase in •OH, which makes this process not so

economically viable; as opposed to the Fenton process, which is a very efficient technique under ambient conditions. In relation to the Fenton and Photo-Fenton processes, studies show that the latter produces less amount of sludge, consumes less iron and the reduction of COD is more efficient. This article presents Advanced Oxidation Processes based on hydrogen peroxide where the effectiveness of these treatments applied to leachate is studied.

Keywords: Landfill leachate; Advanced oxidation processes; Hydrogen peroxide; Catalyst; COD.

1. Introducción

El incremento de la población mundial genera grandes cantidades de residuos sólidos urbanos (RSU) [1]. Hoy en día los RSU son eliminados principalmente en rellenos sanitarios [2]; dentro de las opciones para disponer los residuos sólidos producidos por la población, el relleno sanitario es uno de los métodos más utilizados, debido a sus ventajas económicas [3]. El problema ambiental más significativo de los vertederos es la constante producción de lixiviados, siendo este uno de los principales contaminantes de las aguas subterráneas y superficiales [4], [5], [6].

Los lixiviados se clasifican en joven y maduro, un Lixiviado joven (de 0 a 10 años de edad) es altamente biodegradable y tiene un bajo contenido de nitrógeno amoniacal, alto contenido de DQO y un pH por debajo de 6,5 por lo cual el tratamiento adecuado para estos lixiviados generalmente son procesos biológicos puesto que es una manera eficiente de eliminar la materia orgánica y nitrogenada [6], [7]; por otro lado, un Lixiviado maduro (edad > 20 años) muestra una DBO5 baja, un alto contenido de nitrógeno amoniacal, un bajo contenido de DQO y pH > 7,5 [8], [9]. En comparación con el lixiviado joven, hay una mayor concentración de compuestos orgánicos refractarios en el lixiviado maduro [10]. A diferencia del tratamiento que se le puede dar a un lixiviado joven, en el caso de un lixiviado maduro es más complejo su tratamiento, se utilizan métodos físico-químicos como la coagulación, la floculación, la adsorción y la filtración de varias membranas, esto como tratamiento o pretratamiento según sea el caso [6], [11].

El tratamiento de los lixiviados se ha convertido en un gran desafío, debido a que las normativas medioambientales que rigen en Colombia, son cada vez más estrictas; dentro de las cuales podemos citar las Resoluciones 1207 de 2014 y 0631 de 2015, por lo tanto, se ha vuelto necesario tratar los lixiviados antes de desecharlos al medio ambiente, ya que este vertimiento se caracteriza principalmente por una alta concentración de (DQO) y (DBO) [12].

2. Procesos avanzados de oxidación (PAOs)

Los PAOs degradan de manera eficaz sustancias orgánicas complejas, macrocontaminantes y microcontaminantes que no logran eliminarse de manera eficiente por procesos convencionales, debido a la acción de los radicales de hidroxilo que son especies químicas altamente reactivas, por lo tanto, un proceso de oxidación avanzado es un paso prometedor en el postratamiento o pretratamiento del lixiviado [13], [14]-[15], [16]. Los PAOs fueron propuestos principalmente para el tratamiento de agua potable, últimamente se han ido implementando estos procesos en el tratamiento de los lixiviados, debido a la reducción de elementos tóxicos presentes en el vertimiento y por sus ventajas en la eficiencia de oxidación, velocidades de reacción rápidas y oxidación completa [17]. Los PAOs son caracterizados por la alta reactividad del radical

hidroxilo ($\bullet\text{OH}$), que actúa como agente oxidante de la materia orgánica, lo cual genera dióxido de carbono (CO_2), agua (H_2O) y compuestos menos peligrosos [13], este proceso tiene como ventaja la transformación química de los contaminantes con poca producción de lodos; efectividad en la eliminación de contaminantes orgánicos complejos y la posibilidad de tratar contaminantes que tienen muy baja concentración. El peróxido de hidrógeno (H_2O_2), como oxidante limpio, se ha usado considerablemente en la remediación ambiental [18], se investigó el efecto de la adición escalonada de peróxido de hidrógeno y se descubrió que la adición en una sola dosis, es más eficaz que la adición escalonada, ya que elimina los fenoles y según la carga contaminante del lixiviado, el peróxido de hidrogeno residual varia [19]. Por lo tanto, pueden ser necesarios procesos fisicoquímicos para el pretratamiento o el tratamiento completo de dicho lixiviado [20].

2.1 Peróxido de hidrogeno y ozono (peroxono)

El proceso de oxidación con ozono tiene algunas desventajas. El ozono oxida más rápidamente las sustancias hidrófobas que las hidrófilas; por lo que, para mejorar la capacidad de oxidación del ozono se suele mezclar con otros procesos para fortalecer el efecto de oxidación del ozono, como el proceso $\text{O}_3 / \text{H}_2\text{O}_2$, esta mezcla aumenta la eficiencia del tratamiento [21], [22]. El H_2O_2 mejora la descomposición de O_3 y aumenta los radicales ($\bullet\text{OH}$), lo que permite una reducción más rápida de los microcontaminantes resistentes al ozono [23], Gautam y colaboradores [13] indica que la ozonización acompañada de peróxido de hidrógeno genera una mejor reducción de DQO, el pH en el proceso del peroxono está en el rango de 8 a 8,4, a medida que aumenta la dosis de ozono disminuye el valor de pH a un rango ácido debido a la formación de ácidos carboxílicos, para lograr la oxidación esperada por $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$, es necesario adicionar O_3 luego H_2O_2 , concentraciones y dosis altas de químicos para producir la cantidad apropiada de $\bullet\text{OH}$, esto genera que este proceso sea costoso para el tratamiento de lixiviados [24].

Se presenta un comparativo en los resultados reportados por Gautam [13], y Siracusa [24], en la Tabla 1.

Tabla 1. Tratamiento con $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$.

DQO inicial	DBO inicial 5	pH	DBO 5 / DQO pos tratamiento	% de reducción de DQO	Dosis de O_3	H_2O_2	Tipo de vertimiento
5230	800	8,7	0,7	48	-	2 g/l	Aguas residuales industriales
1360	< 5	8,4	0,32	93	1,5 g/l	0,3 g/l	Lixiviados de vertedero municipal
500	-	10	0,2	37	0,5 mg O_3 / mg de DQO	3,2 mol / mol de O_3	Vertedero de residuos peligrosos
-	-	8,7	0,24	72	5,6 mg O_3 / h	0,4 g/l	Aguas superficiales

*DBO y DQO en mg/L

2.2 Proceso de oxidación de Fenton

El proceso Fenton es una técnica muy eficiente en condiciones ambientales (presión y temperatura) lo cual reduce los costos energéticos en el tratamiento de lixiviados, pero está limitada por las condiciones acidas requeridas [19], [25]; por lo tanto se debe alcalinizar el agua residual después del tratamiento debido a los

requisitos ambientales [26]. El proceso de tratamiento Fenton depende en gran medida de las condiciones óptimas de operación, este proceso se divide en cuatro pasos: ajuste de pH, reacción de oxidación, neutralización-floculación y sedimentación [27], [28], [29]; el peróxido de hidrogeno (H_2O_2) se mezcla con el ion ferroso (Fe^{2+}), el H_2O_2 actúa como agente oxidante y el Fe^{2+} como agente catalítico para producir $\bullet OH$. El ion ferroso cataliza la descomposición del peróxido de hidrogeno dando como resultado los radicales de hidroxilo [30]. Los radicales de hidroxilo que son generados en este proceso, mineralizan eficazmente los compuestos recalcitrantes en mezclas degradables [3]. El proceso de Fenton es usado generalmente para el tratamiento de aguas residuales que contienen contaminantes de alta resistencia como fenol, productos farmacéuticos, melanoidina y productos químicos textiles. Debido al alto potencial oxidativo, este proceso también se utiliza como método de pretratamiento para aumentar la biodegradabilidad de las aguas residuales de alta resistencia, como el lixiviado de vertederos maduros [24]. El principal problema del método Fenton es que genera gran cantidad de contaminantes secundarios como lodos de hierro durante el tratamiento de aguas residuales, que contienen una alta concentración de compuestos húmicos [31].

El $Fe(OH)_3$ precipitado debe eliminarse y el proceso de eliminación puede incurrir en gastos adicionales al proyecto. Con este proceso se encontró una remoción máxima de DQO a $pH = 3$ y $[Fe^{+2}] = 1000 \text{ mg/l}$, que disminuyó con el aumento del pH. Una condición en este proceso es el valor del pH, el cual siempre debe estar en un rango ácido para generar el máximo de radicales hidroxilos y lograr la máxima oxidación del compuesto orgánico. Gautam y colaboradores [13] reportan que para un vertedero semi-aeróbico en Malasia, la reducción máxima de DQO fue de (58,1%) y el color (78,3%), se logró a $pH = 3$, $[H_2O_2] = 1020 \text{ mg/l}$, $[Fe^{+2}] = 560 \text{ mg/l}$, relación molar $H_2O_2 / Fe^{+2} = 3$, tiempo de reacción de 120 min y velocidad de agitación equivale a 400 rpm [13]. Mientras que en la ciudad de Fez marruecos se aplicó con éxito un proceso de oxidación Fenton al lixiviado biológico pre tratado, mejorando la eliminación de DQO, DBO5 y color al 73%, 99,5% y 94% respectivamente, no obstante, teniendo en cuenta el índice de biodegradabilidad bajo con el que finaliza, se requiere un tratamiento adicional que mejore este índice [32]. Se determinó que un innovador sistema de H_2O_2 / lodos con adición de hierro, que se operó en modo secuencial por lotes, era una técnica prometedora para la degradación efectiva de una carga orgánica y para la reducción de los desechos férricos residuales producidos [33].

2.3 Proceso de Foto-Fenton

El proceso de foto-Fenton podría ser una buena opción para el tratamiento de lixiviados desde la perspectiva en que el lodo de hidróxido férrico se puede reutilizar consecutivamente para activar el peróxido de hidrógeno en los ciclos de reutilización, esto mejoraría la eficacia general al agregar la cantidad optimizada de Fe^{2+} activador [34]. Uno de los motivos por el cual se aplica este proceso es la degradación de la materia orgánica recalcitrante y a su vez mejorar la biodegradabilidad [35]. Los parámetros como pH, temperatura, peróxido de hidrógeno, concentración de hierro, la intensidad y la longitud de onda de la luz son importantes para un proceso de foto-Fenton eficaz [36]. En este proceso la fotólisis de H_2O_2 tiene lugar solo en pequeña medida con radiación UVA y también hay una disminución del rendimiento cuántico de Fe^{2+} con el aumento de la longitud de onda, por lo que el potencial para generar $\bullet OH$ disminuye en comparación con el proceso bajo UVC [37]. La ventaja de este proceso asistido por UV es la "menor generación de lodos" ya que el hierro que es consumido es menor. En los procesos Foto-Fenton, se observó que produce un volumen de lodo 25 veces menor, consume 32 veces menos hierro y produce la misma eficiencia de eliminación de DQO [13]. La aplicación de irradiación UV-Vis al proceso de Fenton dando lugar al proceso de foto-fenton, reduce el

tiempo de tratamiento porque los ciclos de reducción de Fe^{3+} a Fe^{2+} son producidos mucho más rápido que en el tratamiento convencional de Fenton [9]. Además de la baja producción de lodos con esta técnica, otra de las ventajas en la utilización, es ser una tecnología ambientalmente racional y sostenible por lo que puede llegar a generar cero residuos lo que conlleva a prevenir la contaminación [38], por lo tanto, se debe considerar la adición de agentes quelantes de hierro (como EDTA, EDDS, ácido oxálico, etc.) para superar la precipitación de hierro en el proceso de foto-Fenton a pH neutro [39], [40]; por otro lado esta técnica presenta ciertas dificultades como el control del pH en la etapa de nitrificación, la adición de compuestos químicos que alteran las condiciones adecuadas para el vertimiento y el tiempo requerido para la sedimentación se aumenta [41].

En un estudio reportado por Gautam y colaboradores [13] se usó una lámpara UV de 16 W, con una longitud de onda entre 200 - 300 nm y condiciones de funcionamiento como relación molar (H_2O_2 / Fe^{2+}) = 3,0, pH 3,2 y tiempo de reacción = 90 min y se observó una reducción del 68% en la DQO de los lixiviados de vertederos de residuos peligrosos. Se requieren lámparas UV de presión media o alta (200-300 nm) para la aplicación completa de esta tecnología, lo que provoca un alto consumo de energía.

2.4 Proceso de Electro-Fenton

Otra de las alternativas que se han investigado para el tratamiento de los lixiviados de rellenos sanitarios son los procesos electroquímicos los cuales se han mostrado como un tratamiento promisorio debido a su alto poder de eliminación, viabilidad operativa en cuanto a la ejecución del tratamiento a escala real y compatibilidad ambiental [42]. El proceso Electro-Fenton genera alteraciones electroquímicas, los iones Fe^{2+} son generados continuamente en el ánodo en el proceso E-Fenton, lo que reduce la producción de lodo de hierro. El peróxido de hidrógeno se genera in situ esto conduce a que el proceso no incurra en gastos adicionales y los insumos sean menores [13]. La tecnología E-Fenton también tiene como beneficios, el uso de electricidad de energía limpia, esto genera una alta eficiencia en el tratamiento y disminuye los gastos operativos. Este proceso se puede desarrollar en cuatro métodos diferentes [43].

- Los reactivos de Fenton (Fe^{2+} y H_2O_2) se agregan externamente al reactor
- Los iones Fe^{2+} son generados electroquímicamente en la superficie del ánodo de hierro de sacrificio
- El H_2O_2 y el Fe^{2+} son producidos electroquímicamente mediante el ánodo y el cátodo de sacrificio
- El H_2O_2 es suministrado desde el exterior y los iones Fe^{2+} son generados eléctricamente por reducción de lodo de sulfato férrico o hidróxido férrico

En un estudio realizado por Jawad y colaboradores [44] sobre el tratamiento de lixiviados compuestos con este tratamiento logró una reducción del 63,4% en DQO, 78,7% en DBO y 99,3% en $PO_4 - P$ en condiciones óptimas como pH inicial = 3, $[H_2O_2] = 0,25$ M, corriente eléctrica = 3 A y tiempo de reacción = 100 min); durante el proceso, la concentración de $NO_3 - N$ aumentó de 24,12 mg / L a 40,03 mg / L posiblemente debido a la oxidación de $NH_3 - N$ y $NO_2 - N$ en las aguas residuales a $NO_3 - N$.

2.5 Peróxido de hidrogeno activado por bicarbonato

El bicarbonato es altamente soluble en agua, no tóxico y ampliamente distribuido en la naturaleza [45], debido al alto desempeño en pH alcalino en el tratamiento de agua, el sistema de oxidación de peróxido de

hidrógeno activado por bicarbonato ha ganado un interés creciente en los últimos años. Actualmente, en el sistema de peróxido de hidrógeno activado por bicarbonato se ha logrado un enfoque simple, económico y relativamente no tóxico para adquirir una poderosa capacidad oxidante [44]. El bicarbonato tiene propiedades alentadoras para su aplicación en el tratamiento de aguas residuales, como su capacidad tampón (pH 8,0-9,0), bajo costo, alta solubilidad y particularmente su capacidad para activar el H₂O₂, estas propiedades son atractivas para desarrollar un sistema de tratamiento sustentable [46], [47]-[48], [49], el bicarbonato reacciona fácilmente con el peróxido de hidrogeno para formar algunas especies químicamente oxidativas como •OH y O₂; y por tanto podrían utilizarse para la descomposición de contaminantes orgánicos [45]. Las reacciones favorables y desfavorables explican la existencia de una concentración óptima de H₂O₂ para la máxima tasa de destrucción de los compuestos orgánicos [50].

3. Conclusión

Los PAOs tienen la particularidad de transformar químicamente los contaminantes debido a los radicales hidroxilo, muchas veces sin la generación de lodos y la eliminación de contaminantes que no son removidos por los tratamientos convencionales, como los compuestos orgánicos refractarios. Estos procesos se desarrollaron principalmente para aguas residuales, pero estudios recientes han demostrado que su implementación en los lixiviados de rellenos sanitarios ha dado buenos resultados. Gracias al poder oxidante del •OH que es producto de la reacción del Peróxido de Hidrogeno en contacto con la materia orgánica, la biodegradabilidad en los procesos de AOP, lo ha convertido en un excelente aliado para estos procesos.

Se observó que en algunos casos se hace necesario unir varios procesos en un mismo tratamiento para mejorar los resultados en cuanto a remoción de contaminantes, dentro de estos está el proceso de Peroxono; otros operan a temperatura y presión ambientales como es el caso del proceso de Fenton y para degradar de manera eficaz compuestos recalcitrantes se une el peróxido de hidrogeno con Fe²⁺ + UV como es el caso de Foto-fenton; por otro lado el proceso de E-fenton tiene gran aceptación en los métodos electroquímicos para tratar lixiviados demostrando una alta remoción, facilidad del mecanismo y lo más importante la compatibilidad con el medio ambiente, finalmente se determinó que el bicarbonato tiene características muy favorables para su aplicación en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios debido a su capacidad tampón de pH, bajo costo, alta solubilidad y particularmente su capacidad para activar el H₂O₂.

Referencias

- [1] P. Asaithambi, R. Govindarajan, M. B. Yesuf, and E. Alemayehu, "Removal of color, COD and determination of power consumption from landfill leachate wastewater using an electrochemical advanced oxidation processes," *Sep. Purif. Technol.*, vol. 233, no. August 2019, p. 115935, 2020, doi: 10.1016/j.seppur.2019.115935.
- [2] C. Qi, J. Huang, B. Wang, S. Deng, Y. Wang, and G. Yu, "Contaminants of emerging concern in landfill leachate in China: A review," *Emerg. Contam.*, vol. 4, no. 1, pp. 1–10, 2018, doi: 10.1016/j.emcon.2018.06.001.
- [3] M. S. Mahtab, D. T. Islam, and I. H. Farooqi, "Optimization of the process variables for landfill leachate treatment using Fenton based advanced oxidation technique," *Eng. Sci. Technol. an Int. J.*, vol. 24, no. 2, pp. 428–435, 2021, doi: 10.1016/j.jestch.2020.08.013.
- [4] S. S. Abu Amr, A. F. M. Alkarkhi, T. M. Alslaibi, and M. S. S. Abujazar, "Performance of combined persulfate/aluminum

- sulfate for landfill leachate treatment," *Data Br.*, vol. 19, pp. 951–958, 2018, doi: 10.1016/j.dib.2018.05.111.
- [5] O. I. Popoola and O. A. Adenuga, "Determination of leachate curtailment capacity of selected dumpsites in Ogun State southwestern Nigeria using integrated geophysical methods," *Sci. African*, vol. 6, 2019, doi: 10.1016/j.sciaf.2019.e00208.
- [6] J. Antony, S. V. Niveditha, R. Gandhimathi, S. T. Ramesh, and P. V. Nidheesh, "Stabilized landfill leachate treatment by zero valent aluminium-acid system combined with hydrogen peroxide and persulfate based advanced oxidation process," *Waste Manag.*, vol. 106, pp. 1–11, 2020, doi: 10.1016/j.wasman.2020.03.005.
- [7] S. Feng, S. Hou, X. Huang, Z. Fang, Y. Tong, and H. Yang, "Insights into the microbial community structure of anaerobic digestion of municipal solid waste landfill leachate for methane production by adaptive thermophilic granular sludge," *Electron. J. Biotechnol.*, vol. 39, pp. 98–106, 2019, doi: 10.1016/j.ejbt.2019.04.001.
- [8] E. Can-güven, S. Y. Guvenc, and G. Varank, "Journal of Water Process Engineering Sequential coagulation and heat activated persulfate-peroxide binary oxidation process for landfill leachate treatment," *J. Water Process Eng.*, vol. 42, no. July, p. 102202, 2021, doi: 10.1016/j.jwpe.2021.102202.
- [9] J. Tejera et al., "Treatment of mature landfill leachate by electrocoagulation followed by Fenton or UVA-LED photo-Fenton processes," *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.*, vol. 119, pp. 33–44, 2021, doi: 10.1016/j.jtice.2021.02.018.
- [10] M. Chen, Y. He, and Z. Gu, "Microwave irradiation activated persulfate and hydrogen peroxide for the treatment of mature landfill leachate effluent from a membrane bioreactor," *Sep. Purif. Technol.*, vol. 250, no. March, p. 117111, 2020, doi: 10.1016/j.seppur.2020.117111.
- [11] S. M. Iskander et al., "A review of landfill leachate induced ultraviolet quenching substances: Sources, characteristics, and treatment," *Water Res.*, vol. 145, pp. 297–311, 2018, doi: 10.1016/j.watres.2018.08.035.
- [12] B. K. Tripathy, G. Ramesh, A. Debnath, and M. Kumar, "Mature landfill leachate treatment using sonolytic-persulfate/hydrogen peroxide oxidation: Optimization of process parameters," *Ultrason. Sonochem.*, vol. 54, no. January, pp. 210–219, 2019, doi: 10.1016/j.ultsonch.2019.01.036.
- [13] P. Gautam, S. Kumar, and S. Lokhandwala, "Advanced oxidation processes for treatment of leachate from hazardous waste landfill: A critical review," *J. Clean. Prod.*, vol. 237, p. 117639, 2019, doi: 10.1016/j.jclepro.2019.117639.
- [14] H. Feng, W. Mao, Y. Li, X. Wang, and S. Chen, "Characterization of dissolved organic matter during the O₃-based advanced oxidation of mature landfill leachate with and without biological pre-treatment and operating cost analysis," *Chemosphere*, vol. 271, p. 129810, 2021, doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.129810.
- [15] H. Ateş and M. E. Argun, "Advanced oxidation of landfill leachate: Removal of micropollutants and identification of by-products," *J. Hazard. Mater.*, vol. 413, no. April 2020, 2021, doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.125326.
- [16] R. Poblete, I. Oller, M. I. Maldonado, and E. Cortes, "Improved landfill leachate quality using ozone, UV solar radiation, hydrogen peroxide, persulfate and adsorption processes," *J. Environ. Manage.*, vol. 232, no. August 2018, pp. 45–51, 2019, doi: 10.1016/j.jenvman.2018.11.030.
- [17] Y. Wang et al., "Treatment of high-ammonia-nitrogen landfill leachate nanofiltration concentrate using an Fe-loaded Ni-foam-based electro-Fenton cathode," *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 8, no. 5, p. 104243, 2020, doi:

10.1016/j.jece.2020.104243.

- [18] Y. Liu, Y. Chen, J. Deng, and J. Wang, "N-doped aluminum-graphite (Al-Gr-N) composite for enhancing in-situ production and activation of hydrogen peroxide to treat landfill leachate," *Appl. Catal. B Environ.*, vol. 297, no. May, p. 120407, 2021, doi: 10.1016/j.apcatb.2021.120407.
- [19] E. Domingues, F. Rodrigues, J. Gomes, M. J. Quina, S. Castro-Silva, and R. C. Martins, "Screening of low-cost materials as heterogeneous catalysts for olive mill wastewater Fenton's peroxidation," *Energy Reports*, vol. 6, pp. 161–167, 2020, doi: 10.1016/j.egyr.2020.11.095.
- [20] Y. Deng and J. D. Englehardt, "Hydrogen peroxide-enhanced iron-mediated aeration for the treatment of mature landfill leachate," *J. Hazard. Mater.*, vol. 153, no. 1–2, pp. 293–299, 2008, doi: 10.1016/j.jhazmat.2007.08.049.
- [21] J. Hou, Z. Xu, J. Ji, Y. Zhao, M. Gao, and C. Jin, "Enhanced in-situ electro-generation of H₂O₂ using PTFE and NH₄HCO₃ modified C/PTFE electrode for treatment of landfill leachate," *J. Environ. Manage.*, vol. 295, no. May, p. 112933, 2021, doi: 10.1016/j.jenvman.2021.112933.
- [22] F. Wang, Y. Huang, P. Wen, and Q. Li, "Transformation mechanisms of refractory organic matter in mature landfill leachate treated using an Fe⁰-participated O₃/H₂O₂ process," *Chemosphere*, vol. 263, p. 128198, 2021, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.128198.
- [23] M. Bourgin et al., "Effect of operational and water quality parameters on conventional ozonation and the advanced oxidation process O₃/H₂O₂: Kinetics of micropollutant abatement, transformation product and bromate formation in a surface water," *Water Res.*, vol. 122, pp. 234–245, 2017, doi: 10.1016/j.watres.2017.05.018.
- [24] Q. Xu, G. Siracusa, S. Di Gregorio, and Q. Yuan, "COD removal from biologically stabilized landfill leachate using Advanced Oxidation Processes (AOPs)," *Process Saf. Environ. Prot.*, vol. 120, pp. 278–285, 2018, doi: 10.1016/j.psep.2018.09.014.
- [25] M. Usman, S. A. Cheema, and M. Farooq, "Heterogeneous Fenton and persulfate oxidation for treatment of landfill leachate: A review supplement," *J. Clean. Prod.*, vol. 256, 2020, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.120448.
- [26] A. Kwarciak-Kozłowska and K. L. Fijałkowski, "Efficiency assessment of municipal landfill leachate treatment during advanced oxidation process (AOP) with biochar adsorption (BC)," *J. Environ. Manage.*, vol. 287, no. November 2020, 2021, doi: 10.1016/j.jenvman.2021.112309.
- [27] C. Wu, W. Chen, Z. Gu, and Q. Li, "A review of the characteristics of Fenton and ozonation systems in landfill leachate treatment," *Sci. Total Environ.*, vol. 762, p. 143131, 2021, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.143131.
- [28] N. Biglarijoo, S. A. Mirbagheri, M. Ehteshami, and S. M. Ghaznavi, "Optimization of Fenton process using response surface methodology and analytic hierarchy process for landfill leachate treatment," *Process Saf. Environ. Prot.*, vol. 104, pp. 150–160, 2016, doi: 10.1016/j.psep.2016.08.019.
- [29] M. S. Lucas and J. A. Peres, "Removal of COD from olive mill wastewater by Fenton's reagent: Kinetic study," *J. Hazard. Mater.*, vol. 168, no. 2–3, pp. 1253–1259, 2009, doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.03.002.
- [30] E. E. Ebrahiem, M. N. Al-Maghrabi, and A. R. Mobarki, "Removal of organic pollutants from industrial wastewater by applying photo-Fenton oxidation technology," *Arab. J. Chem.*, vol. 10, pp. S1674–S1679, 2017, doi:

10.1016/j.arabjc.2013.06.012.

- [31] W. Chen, F. Wang, C. He, and Q. Li, "Molecular-level comparison study on microwave irradiation-activated persulfate and hydrogen peroxide processes for the treatment of refractory organics in mature landfill leachate," *J. Hazard. Mater.*, vol. 397, no. January, p. 122785, 2020, doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.122785.
- [32] I. El Mrabet, M. Benzina, H. Valdés, and H. Zaitan, "Treatment of landfill leachates from Fez city (Morocco) using a sequence of aerobic and Fenton processes," *Sci. African*, vol. 8, p. e00434, 2020, doi: 10.1016/j.sciaf.2020.e00434.
- [33] E. Kattel, M. Trapido, and N. Dulova, "Treatment of landfill leachate by continuously reused ferric oxyhydroxide sludge-activated hydrogen peroxide," *Chem. Eng. J.*, vol. 304, pp. 646–654, 2016, doi: 10.1016/j.cej.2016.06.135.
- [34] L. Li et al., "Process parameters study and organic evolution of old landfill leachate treatment using photo-Fenton-like systems: Cu²⁺ vs Fe²⁺ as catalysts," *Sep. Purif. Technol.*, vol. 211, no. November 2018, pp. 972–982, 2019, doi: 10.1016/j.seppur.2018.10.063.
- [35] A. I. Gomes et al., "Multistage treatment technology for leachate from mature urban landfill: Full scale operation performance and challenges," *Chem. Eng. J.*, vol. 376, no. December 2018, p. 120573, 2019, doi: 10.1016/j.cej.2018.12.033.
- [36] K. O'Dowd and S. C. Pillai, "Photo-Fenton disinfection at near neutral pH: Process, parameter optimization and recent advances," *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 8, no. 5, p. 104063, 2020, doi: 10.1016/j.jece.2020.104063.
- [37] J. Díaz-Angulo et al., "A tube-in-tube membrane microreactor for tertiary treatment of urban wastewaters by photo-Fenton at neutral pH: A proof of concept," *Chemosphere*, vol. 263, p. 128049, 2021, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.128049.
- [38] C. Amor et al., "Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes," *J. Hazard. Mater.*, vol. 286, pp. 261–268, 2015, doi: 10.1016/j.jhazmat.2014.12.036.
- [39] T. F. C. V. Silva, A. Fonseca, I. Saraiva, R. A. R. Boaventura, and V. J. P. Vilar, "Scale-up and cost analysis of a photo-Fenton system for sanitary landfill leachate treatment," *Chem. Eng. J.*, vol. 283, pp. 76–88, 2016, doi: 10.1016/j.cej.2015.07.063.
- [40] L. Manrique-Losada, C. Quimbaya-Ñañez, E. A. Serna-Galvis, I. Oller, and R. A. Torres-Palma, "Enhanced solar photo-electro-Fenton by *Theobroma grandiflorum* addition during pharmaceuticals elimination in municipal wastewater: Action routes, process improvement, and biodegradability of the treated water," *J. Environ. Chem. Eng.*, p. 107489, 2022, doi: 10.1016/j.jece.2022.107489.
- [41] A. I. Gomes, B. M. Souza-Chaves, M. Park, T. F. C. V. Silva, R. A. R. Boaventura, and V. J. P. Vilar, "How does the pre-treatment of landfill leachate impact the performance of O₃ and O₃/UVC processes?," *Chemosphere*, vol. 278, 2021, doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.130389.
- [42] J. Ding, M. Jiang, G. Zhao, L. Wei, S. Wang, and Q. Zhao, "Treatment of leachate concentrate by electrocoagulation coupled with electro-Fenton-like process: Efficacy and mechanism," *Sep. Purif. Technol.*, vol. 255, no. June 2020, p. 117668, 2021, doi: 10.1016/j.seppur.2020.117668.
- [43] G. Khajouei, S. Mortazavian, A. Saber, N. Zamani Meymian, and H. Hasheminejad, "Treatment of composting

- leachate using electro-Fenton process with scrap iron plates as electrodes," *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, vol. 16, no. 8, pp. 4133–4142, 2019, doi: 10.1007/s13762-018-2057-4.
- [44] A. Jawad, Z. Chen, and G. Yin, "Bicarbonate activation of hydrogen peroxide: A new emerging technology for wastewater treatment," *Cuihua Xuebao/Chinese J. Catal.*, vol. 37, no. 6, pp. 810–825, 2016, doi: 10.1016/S1872-2067(15)61100-7.
- [45] H. Pan, Y. Gao, N. Li, Y. Zhou, Q. Lin, and J. Jiang, "Recent advances in bicarbonate-activated hydrogen peroxide system for water treatment," *Chem. Eng. J.*, vol. 408, no. August 2020, p. 127332, 2021, doi: 10.1016/j.cej.2020.127332.
- [46] D. E. Richardson, C. A. S. Regino, H. Yao, and J. V. Johnson, "Methionine oxidation by peroxymonocarbonate, a reactive oxygen species formed from CO₂/bicarbonate and hydrogen peroxide," *Free Radic. Biol. Med.*, vol. 35, no. 12, pp. 1538–1550, 2003, doi: <https://doi.org/10.1016/j.freeradbiomed.2003.08.019>.
- [47] O. Augusto, M. G. Bonini, A. M. Amanso, E. Linares, C. C. X. Santos, and S. L. De Menezes, "Nitrogen dioxide and carbonate radical anion: two emerging radicals in biology," *Free Radic. Biol. Med.*, vol. 32, no. 9, pp. 841–859, 2002, doi: [https://doi.org/10.1016/S0891-5849\(02\)00786-4](https://doi.org/10.1016/S0891-5849(02)00786-4).
- [48] J. Li, Q. Li, C. Lu, L. Zhao, and J. M. Lin, "Fluorosurfactant-capped gold nanoparticles-enhanced chemiluminescence from hydrogen peroxide-hydroxide and hydrogen peroxide-bicarbonate in presence of cobalt(II)," *Spectrochim. Acta - Part A Mol. Biomol. Spectrosc.*, vol. 78, no. 2, pp. 700–705, 2011, doi: 10.1016/j.saa.2010.11.052.
- [49] K. Staninski, M. Kaczmarek, and M. Elbanowski, "Kinetic and spectral aspects in chemiluminescence system Eu(III)/HCO₃⁻/H₂O₂," *J. Alloys Compd.*, vol. 380, no. 1, pp. 177–180, 2004, doi: <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2004.03.027>.
- [50] H. L. Otálvaro-Marín, F. González-Caicedo, A. Arce-Sarria, M. A. Mueses, J. C. Crittenden, and F. Machuca-Martinez, "Scaling-up a heterogeneous H₂O₂/TiO₂/solar-radiation system using the Damköhler number," *Chem. Eng. J.*, vol. 364, no. September 2018, pp. 244–256, 2019, doi: 10.1016/j.cej.2019.01.141.