

Remoción de contaminantes presentes en lixiviados de relleno sanitario mediante ozono-ultrasonido y biocarbón de olote de maíz

Removal of contaminants from landfill leachates using ozone-ultrasound and corn cob biochar

Ulises D. Rodríguez Díaz^a, Edson B. Estrada Arriaga^b, Karen Y. Bahena Rabadan^c, Naveen Kumar Reddy Bogireddy^d, Vanessa Jaimes Lugo^e, Liliana García Sánchez^{f*}

Abstract:

This study evaluates a sequential treatment system for landfill leachate, combining advanced oxidation pretreatment using ozonation and ultrasound (O₃/US) with an adsorption stage using biochar derived from corn cobs. Given the low biodegradability (BOD₅/COD = 0.07) and high organic load (13,880.71 ± 65.06 mg L⁻¹ COD) of the raw leachate, the oxidative process at pH 3 achieved a 42% removal of COD and a 71% reduction in toxicity. Subsequently, corn cob biochar, characterized by an 84% carbon content and favorable textural properties for adsorption, achieved an adsorption capacity of 231.04 mg g⁻¹ for COD. The use of biochar as an adsorbent resulted in a final COD removal of 96% (321.6 ± 47.71 mg L⁻¹) and an additional 78% reduction in toxicity (3 UT, 35.5 EC_{50-15min}). This integrated strategy represents a technically and economically viable alternative for the sustainable management of complex leachates in Mexico.

Keywords:

Leachate, biochar, corn waste, adsorption.

Resumen:

Este estudio evalúa un sistema de tratamiento secuencial para un lixiviado de relleno sanitario, combinando un pretratamiento de oxidación avanzada mediante ozonación y ultrasonido (O₃/US) con una etapa de adsorción utilizando biocarbón derivado de olote de maíz. Ante la baja biodegradabilidad (DBO₅/DQO=0.07) y alta carga orgánica (13,880.71 ± 65.06 mg L⁻¹ DQO) del lixiviado crudo, el proceso oxidativo a pH 3 logró una remoción del 42% de DQO con una reducción del 71% en la toxicidad. Posteriormente, el biocarbón de olote, caracterizado por un contenido de carbono del 84 % y propiedades texturales favorables para la adsorción, alcanzó una capacidad de adsorción de 231.04 mg g⁻¹ para el parámetro de DQO. La aplicación de biocarbón como adsorbente, permitió alcanzar una remoción final de DQO del 96% (321.6 ± 47.71 mg L⁻¹) y una disminución adicional de la toxicidad del 78% (3 UT, 35.5 CE_{50-15min}). Esta estrategia integrada representa una alternativa técnica y económicamente viable para la gestión sostenible de lixiviados complejos en México.

Palabras Clave:

Lixiviados, biocarbón, olote de maíz, adsorción.

^a Instituto Mexicano de Tecnología del Agua | Coordinación de Calidad y Ecología del Agua | Cuernavaca-Morelos | México, <https://orcid.org/0009-0002-6824-9403>, Email: rdu190197@gmail.com

^b Instituto Mexicano de Tecnología del Agua | Coordinación de Calidad y Ecología del Agua | Cuernavaca-Morelos | México, <https://orcid.org/0000-0002-8589-3236>, Email: edson_estrada@tlaloc.imta.mx

^c Instituto Mexicano de Tecnología del Agua | Coordinación de Calidad y Ecología del Agua | Cuernavaca-Morelos | México, <https://orcid.org/0009-0005-2646-0392>, Email: karenbahena@gmail.com

^d Universidad Nacional Autónoma de México | Instituto de Ciencias Físicas | Cuernavaca-Morelos | México, <https://orcid.org/0000-0002-9392-926X>, Email: naveenbogireddy@fisica.unam.mx

^e Universidad Politécnica del Estado de Morelos | Dirección Académica IBT-IAS | Cuernavaca-Morelos | México, <https://orcid.org/0009-0000-7168-636X>, Email: vanejalu1104@gmail.com

^f Autor de Correspondencia, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua | Coordinación de Calidad y Ecología del Agua | Cuernavaca-Morelos | México, <https://orcid.org/0000-0002-1143-3640>, Email: liliana_garcia@tlaloc.imta.mx

Introducción

La generación de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) mantiene una tendencia creciente a nivel mundial, asociada al incremento poblacional, la urbanización y los cambios en los patrones de consumo (Lovato et al., 2019). En México, se generan alrededor de 120,128 toneladas de residuos por día cuya problemática se refleja en la infraestructura destinada a su confinamiento: durante 2022 se registraron aproximadamente 2,250 sitios de disposición final distribuidos en el país, de los cuales el 86% de estos no contaban con un sistema de tratamiento de lixiviados (Semarnat, 2026). El relleno sanitario continúa siendo el método más utilizado para la disposición de los RSU, debido a su menor costo operativo en comparación con alternativas como la incineración y a su relativa facilidad de implementación (Mojiri et al., 2021). Cuando son diseñados y operados conforme a criterios técnicos adecuados, pueden representar una solución ambientalmente viable (Becerra-Moreno et al., 2021). No obstante, la dinámica interna de estos sitios favorece la generación de lixiviados, efluentes líquidos altamente contaminantes que se producen por la infiltración de agua pluvial y la degradación progresiva de la fracción orgánica de los residuos (Youcai, 2018; Abdel-Shafy et al., 2024). Durante los primeros años de operación, particularmente en rellenos sanitarios jóvenes (<5 años) predominan condiciones acidogénicas con altas concentraciones de materia orgánica biodegradable y valores de pH bajos. En etapas intermedias (5–10 años) y maduras (>10 años), la composición evoluciona hacia una mayor presencia de sustancias húmicas y compuestos recalcitrantes, con menor biodegradabilidad (Mojiri et al., 2021). En términos fisicoquímicos, los lixiviados suelen presentar elevadas concentraciones de Demanda Química de Oxígeno (DQO), nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$), metales pesados y compuestos xenobióticos, además de una baja biodegradabilidad, medida como la relación entre la Demanda Bioquímica de Oxígeno y la Demanda Química de Oxígeno (DBO_5/DQO), lo que limita la eficacia de tratamientos exclusivamente biológicos (Chávez et al., 2019; Becerra-Moreno et al., 2021).

En México, la normativa para el tratamiento de lixiviados es escasa, sin embargo, existen disposiciones normativas que establecen lineamientos generales para la operación de los sitios de disposición final (NOM-083-SEMARNAT-2003), sin embargo, en la práctica persisten deficiencias en el monitoreo y seguimiento técnico. La brecha entre lo establecido en la regulación y su aplicación efectiva se traduce en sistemas de tratamiento insuficientes o en la ausencia de esquemas integrales para la gestión del lixiviado, lo que incrementa el riesgo de contaminación de suelos y cuerpos de agua superficiales y subterráneos.

Diversas tecnologías han sido implementadas para el tratamiento de lixiviados, incluyendo procesos físicos, biológicos, tecnologías de membrana y procesos de oxidación avanzada (POA). Sin embargo, debido a la variabilidad en el caudal y la composición de los residuos confinados, ningún método individual ha demostrado ser completamente eficiente para la eliminación de los contaminantes presentes en los lixiviados (Becerra-Moreno et al., 2021). Los POA, tales como, los basados en ozono (O_3) y ultrasonido (US) destacan por su capacidad para generar radicales hidroxilos ($\bullet\text{OH}$) especies altamente reactivas que transforman la materia orgánica compleja presente en los lixiviados en compuestos de menor peso molecular y más susceptibles a la degradación biológica. Como resultado, se incrementa la biodegradabilidad del efluente, alcanzando mejoras superiores al 70 % en la relación DBO_5/DQO , lo que favorece su tratamiento posterior y mejora su calidad ambiental (Tripathy et al., 2019; Wu et al., 2021). Por otro lado, los procesos de adsorción mediante materiales carbonosos han demostrado ser eficaces para la remoción de materia orgánica y diversos contaminantes presentes en lixiviados. Se han reportado remociones de DQO de entre 75 y 84.9 % utilizando biocarbones obtenidos a partir de diferentes residuos agrícolas, lo que evidencia el potencial de estos materiales como una alternativa sostenible para el tratamiento de dichos efluentes (Shehzad et al., 2016; Akay, 2021). En este contexto, el biocarbón ha adquirido especial interés debido a su bajo costo de producción, disponibilidad de materia prima y carácter renovable. Además, sus propiedades fisicoquímicas, como la presencia de grupos funcionales superficiales y una estructura porosa desarrollada, favorecen los procesos de adsorción y la remoción de contaminantes en matrices acuosas (Geça et al., 2023). Entre estos residuos agrícolas, el olote de maíz representa una alternativa particularmente atractiva en México por su amplia disponibilidad como subproducto agrícola y por su composición lignocelulósica, rica en celulosa, hemicelulosa y lignina, componentes que favorecen la formación de estructuras carbonosas con propiedades adsorbentes después de procesos de carbonización y activación (Plata et al., 2025).

Frente a este panorama, resulta pertinente evaluar esquemas tecnológicos combinados que incrementen la eficiencia global del tratamiento y manejo de lixiviados. Aunque diversos estudios han evaluado de forma independiente los procesos de oxidación avanzada basados en ozono y ultrasonido, así como el uso de biocarbones derivados de residuos agrícolas para la adsorción de contaminantes, existe información limitada sobre la integración de ambas tecnologías en un esquema secuencial para el tratamiento de lixiviados.

Por lo anterior, el objetivo de esta investigación es evaluar la eficiencia de un sistema de tratamiento secuencial compuesto por un proceso de oxidación avanzada (O_3/US), seguido de una etapa de adsorción utilizando biocarbón obtenido a partir de olote de maíz, para la remoción de materia orgánica y reducción de la toxicidad en lixiviados de relleno sanitario.

Metodología

2.1 Caracterización de lixiviados

El lixiviado crudo fue recolectado en el Relleno Sanitario “La Cañada”, ubicado en el municipio de Ixtapaluca, Estado de México, uno de los principales sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos de la Zona Metropolitana del Valle de México. La caracterización fisicoquímica del lixiviado se llevó a cabo conforme a los Standard Methods For Examination of Water and Wastewater (APHA, 2023), para determinar los parámetros de DQO y DBO_5 , mientras que la toxicidad aguda se evaluó mediante los lineamientos establecidos en la NMX-AA-112-SCFI-2017, utilizando el organismo de prueba *Vibrio fischeri*.

2.2 Pretratamiento de lixiviados

El lixiviado crudo fue pretratado mediante un POA que combina la aplicación de O_3 y US, con el cual se determinó el comportamiento de la biodegradabilidad del lixiviado a través de la fracción biodegradable (DBO_5/DQO) y toxicidad. El pretratamiento oxidativo se implementó con el objetivo de degradar compuestos orgánicos recalcitrantes. El tratamiento se realizó en un reactor de 9 L utilizando un ozonador marca Ozone Ecological Equipments, con un flujo de $2\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$. El ozono residual fue neutralizado en una solución de Yoduro de potasio (KI) 0.1 M. Simultáneamente, se aplicó ultrasonido con un equipo Hanchen modelo FS-1200, operado a 20 kHz y 40 % de potencia. El proceso se llevó a cabo a pH 3 durante 40 min, condición seleccionada para favorecer la eficiencia oxidativa del sistema. El ultrasonido se aplicó en pulsos de 50 s con 10 s de descanso para evitar un sobrecalentamiento del equipo.

2.3 Síntesis de biocarbón

El olote de maíz, seleccionado como precursor, se cortó en cubos de 1 cm^3 , se lavó bajo agitación por 24 h y se secó a $105\text{ }^\circ\text{C}$ para homogenizar su tamaño y garantizar la uniformidad térmica durante la carbonización. Posteriormente, el material se impregnó con ácido fosfórico (H_3PO_4) al 85% en una proporción de 0.5 g de ácido por cada gramo de biomasa seca, para promover la microporosidad y la formación de grupos funcionales, tras lo cual se sometió a un nuevo secado a $105\text{ }^\circ\text{C}$ por 24 h

para eliminar el excedente de humedad y fijar el agente activante en la estructura.

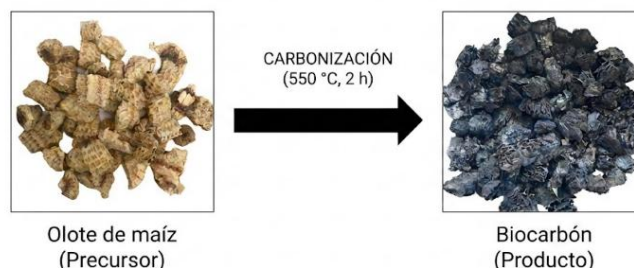


Figura 1. Síntesis de biocarbón de olote.

La carbonización se llevó a cabo a $550\text{ }^\circ\text{C}$ durante 2 h en reactores de acero inoxidable cargados al 80% de su capacidad volumétrica, favoreciendo la descomposición térmica de compuestos celulósicos, así como el incremento del área superficial (Figura 1). Finalmente, el biocarbón obtenido se neutralizó mediante lavados con hidróxido de sodio ($NaOH$) 2 M y agua destilada, terminando el procedimiento con un secado a $105\text{ }^\circ\text{C}$ durante 24 h.

2.4 Caracterización del biocarbón

La caracterización estructural y superficial del biocarbón de olote de maíz se realizó para correlacionar las propiedades del material con su desempeño adsorbente. La caracterización textural del biocarbón se realizó mediante la adsorción de N_2 en un equipo Nova Station B (Quantachrome Instruments, EE.UU.), previa desgasificación de las muestras a $350\text{ }^\circ\text{C}$. El área superficial específica se calculó utilizando el método BET, mientras que el volumen total y el tamaño promedio de poro se determinaron a través del método BJH a partir de la rama de desorción de la isoterma. Se utilizó microscopía electrónica de barrido acoplada a espectroscopía de dispersión de energía de rayos X (SEM-EDS), utilizando un voltaje de aceleración de 20 kV para la caracterización morfológica y elemental del biocarbón. Las imágenes se obtuvieron a magnificaciones de $250\times$, $500\times$ y $1000\times$, mientras que la composición elemental se expresó como porcentaje en peso normalizado.

2.5 Cinéticas de adsorción

Las pruebas cinéticas se realizaron siguiendo la metodología descrita en la guía OECD TG 106 (2000), la cual establece ensayos en lote para evaluar la velocidad de adsorción sólido-líquido. Se utilizaron 2 g de biocarbón y 50 mL de lixiviado pretratado ajustado a pH 7, manteniendo una agitación constante a 90 rpm y una temperatura de $25\text{ }^\circ\text{C}$. Se realizaron tres repeticiones por punto experimental. Durante las primeras 24 h se tomaron muestras cada 30 min y posteriormente cada 24 h hasta alcanzar el equilibrio. Los datos se ajustaron a los modelos

de pseudo-primer orden, pseudo-segundo orden y Elovich para identificar el mecanismo predominante del proceso.

2.6 Isotermas de adsorción

Las isotermas de adsorción se desarrollaron conforme a la metodología descrita en la guía OECD TG 106 (2000), bajo sistema en lote, con el objetivo de determinar la capacidad máxima de adsorción del biocarbón de olote y describir el comportamiento del equilibrio sólido-líquido. Para ello, se utilizaron diferentes concentraciones de lixiviado previamente tratado mediante O_3/US (100, 80, 70, 60, 50 y 30%), ajustando el pH de cada solución a 7 antes del inicio de los ensayos. En todas las pruebas se mantuvieron constantes la masa de adsorbente (2 g), el volumen de solución (40 mL en tubos Falcon de 50 mL), la temperatura (25 °C) y la velocidad de agitación (90 rpm). Con base en los resultados obtenidos en las pruebas cinéticas, el tiempo de equilibrio se estableció en 144 h, por lo que todas las concentraciones se mantuvieron en contacto con el biocarbón durante dicho periodo. Los datos experimentales se ajustaron a los modelos de Langmuir, Freundlich y Temkin con el propósito de estimar la capacidad máxima de adsorción y describir la heterogeneidad superficial del material.

Resultados y discusión

3.1 Caracterización de lixiviados

La caracterización inicial del lixiviado crudo mostró un pH inicial de 9.66, DQO de $13,880.71 \pm 65.06 \text{ mg L}^{-1}$ y una DBO_5 de $1,002.48 \pm 339.06 \text{ mg L}^{-1}$. El bajo índice de biodegradabilidad obtenido ($DBO_5/DQO = 0.07$) es un indicador característico de un lixiviado maduro o estabilizado, donde la mayor parte de la materia orgánica presente es de naturaleza recalcitrante e irreductible biológicamente (típicamente ácidos húmicos y fúlvicos) (Tripathy et al., 2019; Sari et al., 2023; Landero et al., 2026). Esta fracción refractaria, sumada a la elevada toxicidad aguda del lixiviado (46 UT, $2.19 \text{ CE}_{50-15\text{min}}$), respaldan la selección de un sistema combinado de O_3/US – adsorción, debido a que los parámetros iniciales muestran limitaciones para un tratamiento exclusivamente biológico o de una sola etapa.

3.2 Pretratamiento de lixiviados

Al ajustar el lixiviado crudo a un pH 3, el sistema de pretratamiento basado en la combinación de ozono (O_3) y ultrasonido (US) demostró una mayor eficacia en la transformación de la carga orgánica. Bajo estas condiciones ácidas, la eficiencia para remover la DQO alcanza un 42.07% ($8,040 \pm 128.78 \text{ mg L}^{-1}$), mientras que la remoción de DBO_5 se situó en un 19.05% ($811.42 \pm 89.17 \text{ mg L}^{-1}$), resultando en un incremento de la biodegradabilidad del lixiviado en un 30%. Este

comportamiento se atribuye a que el ambiente ácido favorece la generación de radicales hidroxilos, especies altamente reactivas que potencian la ruptura de compuestos recalcitrantes y facilitan la formación de intermediarios más biodegradables (Sari et al., 2023).

Al contrastar con los resultados presentados por Joshi et al. (2019), se confirma que la efectividad de combinar ambas tecnologías depende fuertemente de las características iniciales del lixiviado, siendo condiciones clave para optimizar el tratamiento el ajuste inicial del pH, un aumento en el tiempo de contacto (de 30 min hasta 3 h) y un balance adecuado entre altos flujos de ozono y la potencia/frecuencia del ultrasonido. Asimismo, la evaluación de la toxicidad aguda mediante el organismo *Vibrio fischeri* reveló una disminución del 71% en las unidades de toxicidad (UT) al finalizar el tratamiento combinado, alcanzando valores de 13 UT y $7.7 \text{ CE}_{50-15\text{min}}$. Estos resultados confirman el efecto sinérgico de la tecnología O_3/US bajo condiciones de acidez para la estabilización y detoxificación del lixiviado.

3.3 Caracterización del biocarbón

El área superficial BET es un parámetro esencial para determinar la eficiencia de los biocarbones en procesos de adsorción. Un valor alto ($> 500 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$) indica una mayor cantidad de sitios activos disponibles para capturar moléculas contaminantes (Gęca et al., 2023). En este estudio, el biocarbón de olote de maíz presentó un área superficial de $43.77 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$, un diámetro promedio de poro de 14.75 Å y un volumen total de poro de $0.042 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$. En comparación con otros materiales reportados en la literatura, estos valores son inferiores a los obtenidos, por ejemplo, para biocarbón de bagazo de caña ($1712.19 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$, 4.74 Å y $1.22 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$) reportado por Che et al. (2023), pero superiores a los observados en biocarbones sintetizados a partir de lodos residuales ($3.33 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$, 67.3 Å y $0.003 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$) descritos por Zhang et al. (2020). En lo que respecta al diámetro promedio de poro obtenido este se encuentra dentro del intervalo característico de materiales microporosos ($< 2 \text{ nm}$). Los parámetros texturales obtenidos para el biocarbón de olote de maíz sugieren la presencia de una estructura superficial adecuada para favorecer la adsorción de contaminantes presentes en lixiviados. Aunque el área superficial obtenida fue inferior a la reportada para otros biocarbones, el desempeño adsorbente observado sugiere que la remoción de materia orgánica presente en los lixiviados no dependió exclusivamente del área superficial. La presencia de grupos funcionales superficiales, la composición química del adsorbente y las características del lixiviado también pudieron influir significativamente en el proceso de adsorción.

Por otro lado, la Figura 2A muestra la morfología del olote crudo, se observa una superficie compacta e irregular, sin

patrones estructurales definidos. El análisis EDS (Tabla 1) indicó que los elementos predominantes fueron carbono (61.14%) y oxígeno (31.75%), mientras que silicio, calcio, hierro y cloro se encontraron en proporciones menores. Estos resultados son consistentes con la composición lignocelulósica característica de residuos agrícolas y con la presencia de minerales asociados a la biomasa vegetal.

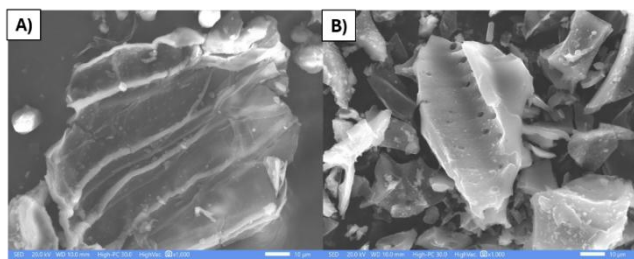


Figura 2. Microscopía electrónica de barrido para la muestra de olote crudo y biocarbón de olote.

Después del proceso de carbonización y activación química, la morfología del material presentó modificaciones respecto al olote original (Figura 2B), observándose una superficie más heterogénea y rugosa, lo cual corresponde a la degradación térmica de celulosa, hemicelulosa y lignina durante la síntesis. El análisis EDS mostró un incremento del contenido relativo de carbono hasta en un 84.03 %, acompañado por una disminución porcentual del contenido de oxígeno y de otros elementos inorgánicos (Tabla 1). La ausencia de Ca y Fe en el biocarbón no implica su eliminación completa del material, sino que sus concentraciones pudieron disminuir por debajo del límite de detección del análisis o presentar una contribución relativa menor frente al incremento del contenido de carbono.

Tabla 1. Resultados del análisis EDS para el olote crudo (OC) y biocarbón de olote de maíz (BO).

Elemento	Peso (%)	
	OC	BO
C	61.14	84.03
O	31.75	13.95
Mg	0.18	0.02
Al	0.58	0.05
Si	1.29	0.27
P	0.80	0.03
Cl	1.24	0.03
K	0.09	0.40
Ca	1.29	-
Ti	0.02	-
Fe	1.62	-

Los cambios observados en las propiedades superficiales del material son consistentes con la carbonización de biomasa, en la que se incrementa la proporción relativa de carbono y disminuyen los grupos oxigenados por procesos de deshidratación, descarboxilación y volatilización (Escalante et al., 2016; Debevc et al., 2022).

3.4 Cinéticas de adsorción

La caracterización cinética de los procesos de adsorción representa un aspecto importante para la comprensión de los mecanismos que interactúan en la remoción de los contaminantes presentes en líquidos complejos, como los lixiviados. En el presente estudio, se evaluó la cinética de adsorción para el parámetro de DQO, utilizando biocarbón de olote de maíz. Los experimentos se realizaron utilizando lixiviados pretratados con una concentración inicial de DQO de 8,040 mg L⁻¹, manteniendo constantes las condiciones experimentales. Los datos experimentales abarcaron un período de 144 h (8,640 min) para evaluar completamente el proceso de adsorción.

Los análisis de los datos cinéticos se realizaron mediante la aplicación de tres modelos matemáticos, pseudo primer orden, pseudo segundo orden y Elovich, los cuales permitieron observar el comportamiento para cada material adsorbente. La evaluación estadística de los ajustes, basada en los coeficientes de determinación (R²), permitió identificar los mecanismos predominantes en cada sistema de adsorción, proporcionando información sobre las características superficiales y la interacción adsorbato-adsorbente.

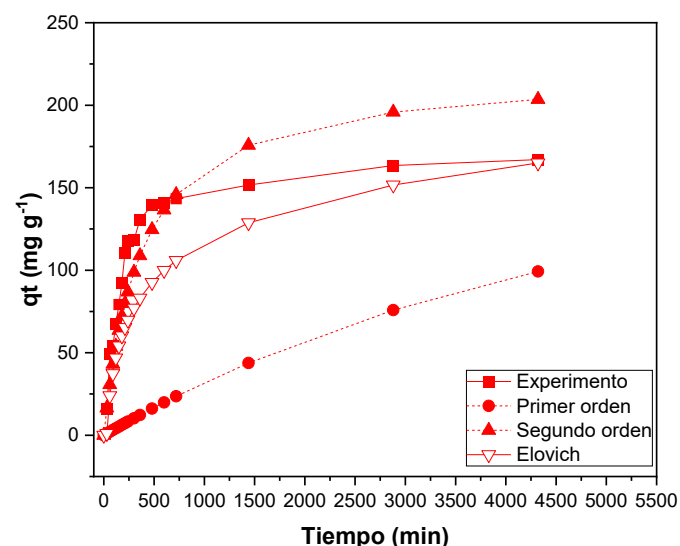


Figura 3. Cinéticas de adsorción de DQO correspondiente al biocarbón de olote.

Los resultados experimentales para las cinéticas de adsorción utilizando el parámetro de DQO, se presentan en la Figura 3, comparando la cantidad adsorbida (qt) en el tiempo. El biocarbón de olote de maíz mostró un perfil

cinético caracterizado por una rápida adsorción inicial seguida de una estabilización gradual, alcanzando una capacidad final de 231.04 mg g^{-1} . El biocarbón de olote mostró una mejor correlación con el modelo de pseudo-segundo orden (Tabla 2). Los resultados sugieren mecanismos de quimisorción donde la velocidad de adsorción es proporcional al cuadrado de la concentración de sitios disponibles (Revellame et al., 2020). El mecanismo de pseudo-segundo orden indica que la limitación cinética principal no se encuentra en la adsorción superficial, sino en los procesos de difusión intrapartícula, permitiendo el acceso a sitios internos de mayor capacidad, esta característica los hace ideales para sistemas que buscan maximizar la remoción total de DQO (Jafarian et al., 2023; Mallouhi et al., 2025).

Tabla 2. Parámetros cinéticos ajustados para el comportamiento de la DQO en lixiviados.

Remoción DQO (%)	Modelo	q_e	h	k_1	k_2	α	β	R^2
96.57	Pseudo-Primer Orden	163.31	-	0.0002	-	-	-	0.85
	Pseudo-Segundo Orden	221.07	0.60	-	0.000012	-	-	0.97
	Elovich	-	-	-	-	2.88	0.03	0.92

q_e : Capacidad de adsorción en el equilibrio (mg g^{-1}), h : Velocidad de adsorción inicial ($\text{g mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$), k_1 : Constante de velocidad de primer orden (min^{-1}), k_2 : Constante de velocidad de segundo orden ($\text{g mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$), α : Velocidad de adsorción inicial ($\text{mg g}^{-1} \text{ min}^{-1}$), β : Constante de desorción (g mg^{-1}), R^2 : Coeficiente de correlación.

Al finalizar el análisis cinético, se midió la remoción de DQO y DBO_5 de la muestra de lixiviados expuesta al biocarbón (Figura 4), la cual alcanzó eficiencias del 96% ($321.6 \pm 47.71 \text{ mg L}^{-1}$) y del 70% ($244.66 \pm 33.28 \text{ mg L}^{-1}$), respectivamente, en un tiempo de retención de 144 h. El desempeño del biocarbón de olote se sitúa dentro del intervalo reportado para adsorbentes derivados de biomasa en el tratamiento de lixiviados. Por ejemplo, utilizando carbón activado de residuos de café modificado con H_3PO_4 , se han alcanzado remociones de DQO en lixiviados del 51% (Chávez et al., 2019), mientras que con biocarbón de residuos de mango se han obtenido valores de 84.94% (Shehzad et al., 2016). Estos resultados posicionan al biocarbón de olote como un adsorbente competitivo para la remoción global de DQO, especialmente al ser utilizado como etapa de pulimiento posterior al tratamiento con O_3 y US.

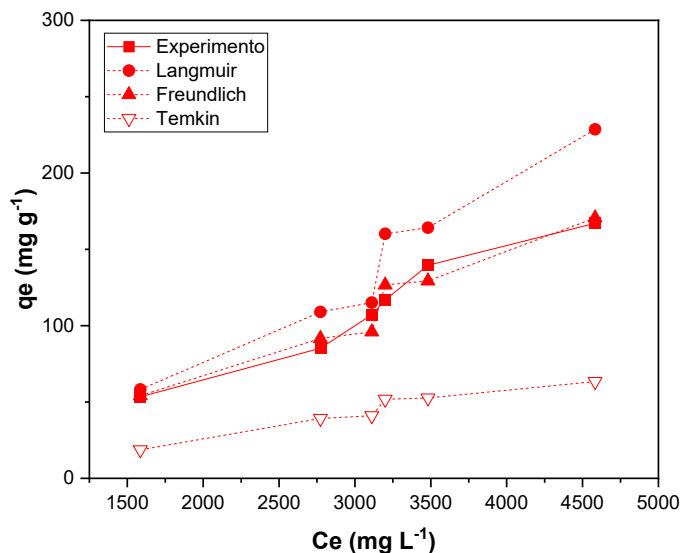


Figura 4. Muestras de lixiviado tratado por O_3 /US como pretratamiento, seguida de adsorción en biocarbón.

Los resultados del análisis de toxicidad para las mismas muestras utilizando el organismo *Vibrio fischeri* mostró una disminución del 78% en la toxicidad (3 UT, 35. 5 $\text{CE}_{50-15\text{min}}$). En la literatura sobre lixiviados, Qiu et al., (2016) evaluaron la toxicidad con el mismo organismo al final de un tren de tratamiento combinado (coagulación, electrólisis y procesos biológicos), observando una reducción de 3.41 a 0.63 UT. Esto demuestra que el uso de materiales alternativos como el biocarbón de olote representa una opción viable y económicamente atractiva para la mitigación de la toxicidad, reduciendo costos operativos en comparación con tecnologías fisicoquímicas y biológicas más complejas.

3.5 Isotermas de adsorción

Los resultados experimentales obtenidos mediante el análisis de isotermas de adsorción confirman que el biocarbón de olote de maíz es un material eficiente para aplicaciones en tratamiento de lixiviados. La integración del análisis estadístico de los modelos teóricos con los datos experimentales de las isotermas, en este caso la capacidad de adsorción (q_e) versus concentración de equilibrio (C_e), proporciona una comprensión completa de los mecanismos de adsorción y las características superficiales que determinan el desempeño de cada material (Figura 5). La capacidad de adsorción experimental (q_e) del biocarbón de olote (166.08 mg g^{-1} a $C_e = 4500 \text{ mg L}^{-1}$), confirma su potencial para el



tratamiento de lixiviados concentrados.

Figura 5. Isotermas experimentales de adsorción ajustados para el comportamiento de la DQO en lixiviados.

El análisis comparativo corregido entre los coeficientes de correlación (R^2) y las curvas experimentales confirma la superioridad predictiva de los modelos seleccionados. El biocarbón de olote reporta un alto ajuste al modelo de

Freundlich ($R^2 = 0.96$), mostrando experimentalmente una adsorción sobre superficies heterogéneas con distribución continua de energías de sitio. El comportamiento en la Figura 5, sin tendencia clara hacia una saturación en el rango estudiado ($1,500\text{--}4,500\text{ mg L}^{-1}$), es consistente con el comportamiento descrito por el modelo de Freundlich para describir procesos de adsorción multicapa sobre materiales porosos heterogéneos (Ayawei et al., 2017; Al-Ghouti et al., 2020).

Los parámetros corregidos ($KF = (0.21\text{ mg g}^{-1} \cdot \text{L mg}^{-1})^{1/n}$, $n = 1.19$) indican una adsorción favorable, donde $n > 1$, (Tabla 3) demuestra que los sitios de mayor energía son ocupados prioritariamente, característica esencial para aplicaciones en sistemas de tratamiento de lixiviados (Jery et al., 2024). La capacidad máxima teórica calculada ($q_{\text{max}} = 619.91\text{ mg g}^{-1}$), indica un potencial alto en la aplicación de adsorción de contaminantes, aunque limitado por el coeficiente de correlación ($R^2 = 0.51$) (Wang et al., 2023).

Los datos experimentales para el biocarbón de olote de maíz sugieren múltiples mecanismos: adsorción física en microporos desarrollados durante la síntesis a $550\text{ }^{\circ}\text{C}$, intercambio iónico con grupos funcionales oxigenados (carboxílicos, fenólicos), y complejación superficial en sitios específicos generados por la descomposición controlada de lignina y celulosa.

Tabla 3. Parámetros isotérmicos ajustados para el comportamiento de la DQO en lixiviados.

Modelo	q_{max}	KL	RL	KF	n	AT	bT	R^2
Langmuir	619.91	0.001	0.57	-	-	-	-	0.51
Freundlich	-	-	-	0.21	1.19	-	-	0.96
Temkin	-	-	-	-	-	0.001	30.18	0.93

q_{max} : Capacidad máxima de adsorción en monocapa (mg g^{-1}), KL: Constante de Langmuir - afinidad/energía de enlace (L mg^{-1}), RL: Factor de separación termodinámica, KF: Constante de Freundlich - capacidad de adsorción ($(\text{mg g}^{-1}) (\text{L mg}^{-1})^{1/n}$), n: Constante de intensidad - favorabilidad, AT: Constante de equilibrio de enlace de Temkin (L mg^{-1}), bT: Constante relacionada con calor de adsorción (J mol^{-1}), R^2 : Coeficiente de correlación.

La estructura lignocelulósica del olote, rica en celulosa (35-45%) y lignina (15-20%), proporciona una matriz porosa desarrollada con amplia gama de tamaños de poro y grupos funcionales. La síntesis a temperaturas moderadas ($400\text{--}600^{\circ}\text{C}$) preserva esta heterogeneidad estructural mientras incrementa la porosidad y genera nuevos sitios activos carbonizados (Chen et al., 2017. Xu et al., 2020).

Conclusión

La presente investigación demuestra que la integración de un sistema de tratamiento secuencial compuesto por un pretratamiento de oxidación avanzada (O_3/US) seguido de una etapa de adsorción con biocarbón de olote de maíz,

demostró potencial como alternativa tecnológica para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios.

La caracterización inicial del lixiviado reveló una elevada carga orgánica (DQO de $13,880.71\text{ mg L}^{-1}$) y un bajo índice de biodegradabilidad (0.07), lo que confirma la presencia de compuestos recalcitrantes característicos de efluentes estabilizados. Ante este escenario, la implementación de un proceso combinado de ozono y ultrasonido a pH 3 permitió una remoción del 42.07% de la DQO y un incremento del 30% en la biodegradabilidad, logrando además una reducción significativa del 71% en la toxicidad aguda. Estos resultados validan el efecto sinérgico del sistema oxidativo para la ruptura de estructuras orgánicas complejas y su detoxificación preliminar.

Por otra parte, la síntesis de biocarbón a partir de olote de maíz, un residuo agrícola de bajo costo, demostró ser un material con propiedades texturales adecuadas para la adsorción y un incremento notable en el contenido de carbono (84.03%), óptimo para ser utilizado en el tratamiento de lixiviados. En la etapa de adsorción, este material exhibió un desempeño competitivo, alcanzando una capacidad máxima de adsorción de 231.04 mg g^{-1} para el parámetro de DQO. Los datos cinéticos ajustados al modelo de pseudo-segundo orden ($R^2=0.97$) y las isothermas de Freundlich ($R^2=0.96$) sugieren un mecanismo de adsorción favorable sobre superficies heterogéneas, mediado por procesos de difusión intrapartícula y adsorción física en microporos. El proceso de adsorción alcanzó eficiencias de remoción final de DQO del 96% ($321.6 \pm 47.71\text{ mg L}^{-1}$) y una disminución de la toxicidad del 78% (3 UT, 35. 5 CE_{50-15min}), lo que sugiere una mejora integral de la calidad del efluente y destaca la importancia de incorporar ensayos toxicológicos como herramienta complementaria en la evaluación de sistemas de tratamiento de lixiviados.

El uso de biocarbón de olote demostró su potencial como etapa de pulimento para el tratamiento de lixiviado, lo que constituye una alternativa viable y ambientalmente sostenible. No obstante, el presente estudio presenta algunas limitaciones asociadas a su desarrollo a escala laboratorio, así como a la evaluación de un único tipo de lixiviado y condiciones operativas específicas. Adicionalmente, no se analizaron aspectos relacionados con la regeneración del biocarbón, la estabilidad del material a largo plazo ni la influencia de variaciones estacionales en la composición del lixiviado. Por ello, investigaciones futuras deberán evaluar estos factores y considerar estudios piloto que permitan la viabilidad técnica y económica del sistema en condiciones reales de operación.

Referencias

- [1] Lovato, M., Buffelli, J.R., Abrile, M. et al. Kinetics and efficiency of ozone for treatment of landfill leachate including the effect of previous microbiological treatment. *Environ Sci Pollut Res* 26, 4474–4487 (2019). <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1710-2>
- [2] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2026, abril). Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos. Gobierno de México. <https://www.gob.mx/semarnat/documentos/diagnostico-basico-para-la-gestion-integral-de-los-residuos-426099?state=published>
- [3] Mojiri, A., Zhou, J. L., Ratnaweera, H., Ohashi, A., Ozaki, N., Kindaichi, T., & Asakura, H. (2021). Treatment of landfill leachate with different techniques: an overview. *Water Reuse*, 11(1), 66-96. <https://doi.org/10.2166/wrd.2020.079>
- [4] Becerra-Moreno, D., Rubio-Gómez, Y., Ramírez-Ríos, L. F., & Machuca-Martínez, F. (2021). Procesos avanzados de oxidación basados en ozono como alternativa de tratamiento para lixiviados de rellenos sanitarios. *Ciencia en Desarrollo*, 12(2), 95–108. <https://doi.org/10.19053/01217488.v12.n2.2021.12503>
- [5] Tripathy, B. K., Ramesh, G., Debnath, A., & Kumar, M. (2019). Mature landfill leachate treatment using sonolytic-persulfate/hydrogen peroxide oxidation: Optimization of process parameters. *Ultrasonics Sonochemistry*, 54, 210–219. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2019.01.036>
- [6] Wu, C., Chen, W., Gu, Z., & Li, Q. (2021). A review of the characteristics of Fenton and ozonation systems in landfill leachate treatment. *Science of the Total Environment*, 762, 143131. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143131>
- [7] Akay, S. (2021). Pre-treatment of landfill leachate by biochar for the reduction of chemical oxygen demand: the effect of treatment time, temperature and biochar dose. *Journal of the Iranian Chemical Society*, 18(7), 1729–1739. <https://doi.org/10.1007/s13738-021-02157-w>
- [8] Plata-García, C. R., Alemán Castillo, S. E., Castillo-Ruiz, O., Cruz Montoya, C., & González-Pérez, A. L. (2025). Valoración proximal de los residuos del maíz (*Zea mays*) y su impacto económico en el norte de Tamaulipas. *Equilibrio Económico*, 21(59), 6-20. <https://revistas.uadec.mx/equilibrio-economico/article/view/70>
- [9] Youcai, Z. (2018). Leachate generation and characteristics. In Z. Youcai (Ed.), *Pollution Control Technology for Leachate from Municipal Solid Waste* (pp. 1–30). Butterworth-Heinemann. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815813-5.00001-2>
- [10] Abdel-Shafy, H. I., Ibrahim, A. M., Al-Sulaiman, A. M., & Okasha, R. A. (2024). Landfill leachate: Sources, nature, organic composition, and treatment: An environmental overview. *Ain Shams Engineering Journal*, 15(1), 102293. <https://doi.org/10.1016/j.asej.2023.102293>
- [11] Chávez, R. P., Pizarro, E. C. C., & Galiano, Y. L. (2019). Landfill leachate treatment using activated carbon obtained from coffee waste. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 24(04), 833-842. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019178655>
- [12] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2004). Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. Diario Oficial de la Federación. https://www.snieg.mx/cni/Contenidos/documentos/Estandares/NOM_083_SEMARNAT_2003.pdf
- [13] Halim, A. A., Aziz, H. A., Johari, M. A. M., & Ariffin, K. S. (2010). Comparison study of ammonia and COD adsorption on zeolite, activated carbon and composite materials in landfill leachate treatment. *Desalination*, 262(1-3), 31-35. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.036>
- [14] American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2023). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (24th ed.). American Public Health Association. <https://www.standardmethods.org/doi/10.2105/SMWW.2882.002>
- [15] Secretaría de Economía. (2017). Norma Mexicana NMX-AA-112-SCFI-2017, Análisis de agua - Análisis de agua y sedimentos-evaluación de toxicidad aguda con *Vibrio fischeri*-método de prueba (- Método de prueba (Cancela a la NMX-AA-112-1995). Diario Oficial de la Federación. https://dof.gob.mx/normasOficiales/6807/seeco2a11_C/seeco2a11_C.html
- [16] Organization for Economic Co-operation and Development. (2000). OECD guideline for the testing of chemicals. Test No. 106: Adsorption-desorption using a batch equilibrium method. OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/9789264069602-en>
- [17] Landero, M. G. L., Herazo, M. S., García, J. A., Peña, Ó. M., Zacarías, M. A. P., & González, S. A. R. (2026). Gestión de lixiviados en México: situación actual, tecnologías de tratamiento y el uso potencial de humedales construidos para la protección acuíferos. *Ingeniería e Innovación Universidad de Sucre-INGENIUS*, 2(1), 43-55. <https://ibero.metarevistas.org/index.php/RCI/article/view/1286>
- [18] Tripathy, B. K., Ramesh, G., Debnath, A., & Kumar, M. (2019). Mature landfill leachate treatment using sonolytic-persulfate/hydrogen peroxide oxidation: Optimization of process parameters. *Ultrasonics sonochemistry*, 54, 210-219. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2019.01.036>
- [19] Sari, M. M., Septiariva, I. Y., Prayogo, W., Helmy, Q., & Suryawan, I. W. K. (2023). Effects of detention time and ozone dosage on organic content removal and biodegradability index in high salinity leachate. *Desalination and Water Treatment*, 284, 81-86. <https://doi.org/10.5004/dwt.2023.29271>
- [20] Joshi, S. M., & Gogate, P. R. (2019). Treatment of landfill leachate using different configurations of ultrasonic reactors combined with advanced oxidation processes. *Separation and Purification Technology*, 211, 10-18. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.09.060>
- [21] Geça, M., Khalil, A. M., Tang, M., Bhakta, A. K., Snoussi, Y., Nowicki, P., ... & Chehimi, M. M. (2023). Surface treatment of biochar—methods, surface analysis and potential applications: a comprehensive review. *Surfaces*, 6(2), 179-213. <https://doi.org/10.3390/surfaces6020013>
- [22] Che, H., Wei, G., Fan, Z., Zhu, Y., Zhang, L., Wei, Z., ... & Wei, L. (2023). Super facile one-step synthesis of sugarcane bagasse derived N-doped porous biochar for adsorption of ciprofloxacin. *Journal of Environmental Management*, 335, 117566. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117566>
- [23] Zhang, H., Tu, Y. J., Duan, Y. P., Liu, J., Zhi, W., Tang, Y., ... & Meng, L. (2020). Production of biochar from waste sludge/leaf for fast and efficient removal of diclofenac. *Journal of molecular liquids*, 299, 112193. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.112193>
- [24] Escalante Rebolledo, A., Pérez López, G., Hidalgo Moreno, C., López Collado, J., Campo Alves, J., Valtierra Pacheco, E., & Etchevers Barra, J. D. (2016). Biocarbón (biochar) I: Naturaleza, historia, fabricación y uso en el suelo. *Terra Latinoamericana*, 34(3), 367-382. <https://terralatinoamericana.org.mx/index.php/terra/article/view/155>
- [25] Debevc, S., Weldekidan, H., Snowdon, M. R., Vivekanandhan, S., Wood, D. F., Misra, M., & Mohanty, A. K. (2022). Valorization of almond shell biomass to biocarbon materials: Influence of pyrolysis temperature on their physicochemical properties and electrical conductivity. *Carbon Trends*, 9, 100214. <https://doi.org/10.1016/j.cartre.2022.100214>
- [26] Revellame, E. D., Fortela, D. L., Sharp, W., Hernandez, R., & Zappi, M. E. (2020). Adsorption kinetic modeling using pseudo-first order and

pseudo-second order rate laws: A review. *Cleaner Engineering and Technology*, 1, 100032. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2020.100032>

[27] Jafarian, S., Bolouk, A. M. L., Norouzian, R. S., Taghavi, S., Mousavi, F., Kianpour, E., & Signoretto, M. (2023). Sargassum macro-algae-derived activated bio-char as a sustainable and cost-effective adsorbent for cationic dyes: A joint experimental and DFT study. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 678, 132397. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2023.132397>

[28] Mallouhi, J., Sikora, E., Grácz, K., Bánhidi, O., Gaspard, S., Francoeur, M., ... & Fiser, B. (2025). Cobalt Ion Removal by Activated Carbon and Biochar Derived from Sargassum sp. *International Journal of Molecular Sciences*, 26(16), 7666. <https://doi.org/10.3390/ijms26167666>

[29] Shehzad, A., Bashir, M. J., Sethupathi, S., & Lim, J. W. (2016). An insight into the remediation of highly contaminated landfill leachate using sea mango based activated bio-char: optimization, isothermal and kinetic studies. *Desalination and Water Treatment*, 57(47), 22244-22257. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1130660>

[30] Qiu, A., Cai, Q., Zhao, Y., Guo, Y., & Zhao, L. (2016). Evaluation of the treatment process of landfill leachate using the toxicity assessment method. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(12), 1262. <https://doi.org/10.3390/ijerph13121262>

[31] Ayawei, N., Ebelegi, A. N., & Wankasi, D. (2017). Modelling and interpretation of adsorption isotherms. *Journal of Chemistry*, 2017, 3039817. <https://doi.org/10.1155/2017/3039817>

[32] Al-Ghouti, M. A., & Da'ana, D. A. (2020). Guidelines for the use and interpretation of adsorption isotherm models: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 393, 122383. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122383>

[33] Jerry, A., Alawamleh, H. S. K., Sami, M. H., Abbas, H. A., Sammen, S. S., Ahsan, A., ... & Al-Ansari, N. (2024). Isotherms, kinetics and thermodynamic mechanism of methylene blue dye adsorption on synthesized activated carbon. *Scientific Reports*, 14(1), 970. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-50937-0>

[34] Wang, J., & Guo, X. (2023). Adsorption kinetics and isotherm models of heavy metals by various adsorbents: An overview. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 53(21), 1837-1865. <https://doi.org/10.1080/10643389.2022.2155359>

[35] Chen, L., Chen, Y., Lehmann, J., McBride, M. B., & Hay, A. G. (2017). Adsorption of copper and zinc by biochars produced from pyrolysis of hardwood and corn straw in aqueous solution. *Bioresource Technology*, 102(19), 8877-8884. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.06.078>

[36] Xu, X., Huang, H., Zhang, Y., Xu, Z., & Cao, X. (2020). Biochar as both electron donor and electron shuttle for the reduction transformation of Cr(VI) during its sorption. *Environmental Pollution*, 244, 423-430. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.066>