

Tratamiento de aguas residuales de la UPeU - Juliaca mediante procesos de electrocoagulación y adsorción con biocarbón de estiércol de Bovino

Ccari Pacha Paolo Andre ^{1*}, Mara Mamani Gilma Marilia ²

¹Universidad Peruana Unión, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, EP Ingeniería Ambiental Juliaca, Peru.

Resumen

El tratamiento de aguas residuales representa uno de los mayores retos ambientales y sanitarios en América Latina, especialmente en zonas rurales como el campus de la Universidad Peruana Unión (UPeU) en Juliaca, donde la falta de infraestructura adecuada impacta negativamente en el ambiente y la salud pública. El objetivo principal fue evaluar la eficiencia de un sistema híbrido de tratamiento compuesto por electrocoagulación (EC) con electrodos de aluminio y biocarbón (BC) obtenido de estiércol bovino, para la remoción de contaminantes físicos y químicos del agua residual universitaria. Se diseñó un experimento en el que se aplicaron tratamientos con EC a 5, 10 y 15 V, con un filtro de adsorción de BC, y se midieron parámetros como pH, conductividad eléctrica, turbidez, oxígeno disuelto y demanda química de oxígeno (DQO). Los resultados mostraron que la EC sola logró reducir la DQO en 62.43%, mientras que la combinación con BC, mejoró aún más la eficiencia, alcanzando una remoción de DQO del 57.21% y una reducción de turbidez del 84.29%. Además, la adición de BC contribuyó a mejorar el oxígeno disuelto y reducir el olor del efluente. En conclusión, el sistema EC + BC demostró ser una tecnología eficiente, económica y ambientalmente sostenible para el tratamiento de aguas residuales en contextos rurales, con potencial para ser replicada en otras instituciones educativas que carecen de sistemas convencionales, contribuyendo así al cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible relacionados con el agua y el saneamiento.

Palabras clave: Aguas residuales, biocarbón, electrocoagulación, tratamiento de aguas

Abstrac

Wastewater treatment is one of the greatest environmental and public health challenges in Latin America, especially in rural areas such as the Juliaca campus of the Universidad Peruana Unión (UPeU), where the lack of adequate infrastructure negatively impacts both the environment and community health. The main objective of this study was to evaluate the efficiency of a hybrid treatment system composed of electrocoagulation (EC) using aluminum electrodes and biocarbon (BC) derived from bovine manure, for the removal of physical and chemical contaminants from university wastewater. An experiment was designed in which EC treatments were applied at 5, 10, and 15 volts, followed by filtration through BC, and parameters such as pH, electrical conductivity, turbidity, dissolved oxygen, and chemical oxygen demand (COD) were measured. The results showed that EC alone reduced COD by 62.43%, while the combination with BC further improved treatment performance, achieving a COD removal of 57.21% and a turbidity reduction of 84.29%. Additionally, the addition of BC helped increase dissolved oxygen levels and significantly reduce the odor of the treated effluent. In conclusion, the EC + BC system proved to be an efficient, low-cost, and environmentally sustainable technology for wastewater treatment in rural settings, with strong potential for replication in other educational institutions lacking conventional systems, thus contributing to the achievement of the Sustainable Development Goals related to clean water and sanitation.

Keywords: Wastewater, biocarbon, electrocoagulation, water treatment

* Autor de correspondencia:
Salida Arequipa Km. 6, Chullunquiani-Juliaca
Tel.: +51 980794499
E-mail: paolo.ccari@upeu.edu.pe, gilma.mara@upeu.edu.pe

1. Introducción

El tratamiento de aguas residuales representa uno de los mayores retos ambientales y sanitarios en América Latina. La rápida urbanización, el crecimiento poblacional y la expansión de actividades industriales han superado la capacidad de muchas plantas de tratamiento de aguas residuales (Almario, Ortega & Mujica Rodríguez, 2017). Se estima que más del 70% de las aguas residuales generadas se descargan sin tratamiento adecuado, contribuyendo a la contaminación de cuerpos de agua, pérdida de biodiversidad y propagación de enfermedades infecciosas (Pulido, Torralba & Piqueras, 2019). Además, la materia orgánica presente en estos efluentes, al descomponerse anaeróbicamente, libera metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O), dos potentes gases de efecto invernadero que agravan la crisis climática (Cristiano & Zanetti, 2019).

En Perú, esta situación es crítica. Más del 60% de las aguas residuales urbanas no reciben un tratamiento adecuado, y en las zonas rurales y altoandinas la cobertura es aún más baja (Rivera Calderón et al., 2019). En este contexto, la región de Puno destaca como un caso alarmante: muchas de sus plantas de tratamiento funcionan deficientemente o han colapsado, permitiendo el vertimiento de aguas sin tratar directamente en cuerpos de agua (Ferro Mayhua et al., 2019). Una de las principales causas de este problema es el alto costo de instalación, operación y mantenimiento de las plantas de tratamiento convencionales, especialmente en contextos rurales o de baja densidad poblacional. Estas tecnologías suelen requerir inversiones iniciales elevadas y una operación continua que depende de personal técnico calificado, cuya escasez en zonas remotas impide un funcionamiento eficiente y sostenible (Castañeda Villanueva & Flores López, 2013). Además, muchas plantas existentes no fueron diseñadas con criterios de adaptabilidad local, lo que ha llevado a fallos frecuentes por falta de repuestos, insumos o conocimientos especializados (Pulido, Torralba & Piqueras, 2019).

Por otro lado, la Universidad Peruana Unión (UPEU), ubicada en la carretera salida a Arequipa km 6, Chullunquiani, Av. Héroes de la Guerra del Pacífico, Juliaca, enfrenta desafíos significativos en la gestión de sus aguas residuales debido a su ubicación geográfica alejada de redes de saneamiento urbano. El constante crecimiento de su comunidad estudiantil y el desarrollo de actividades académicas e industriales ligeras

generan descargas residuales de composición mixta, caracterizadas por altas concentraciones de demanda bioquímica de oxígeno DBO > 400 mg/L, nutrientes como nitrógeno y fósforo, metales pesados y una elevada presencia de coliformes fecales (Fernandes et al., 2018). La falta de una planta de tratamiento funcional en el campus no solo representa un riesgo ecológico directo para el entorno que lo rodea, sino que también expone a la universidad a riesgos regulatorios, sanitarios y sociales. Estudios en otras universidades latinoamericanas han demostrado que los efluentes no tratados provenientes de residencias estudiantiles, comedores y laboratorios pueden convertirse en fuentes críticas de contaminación cuando no se cuenta con infraestructura adecuada de tratamiento (Fernandes et al., 2018).

Frente a este panorama, es necesario implementar tecnologías sostenibles, descentralizadas y de bajo costo. Una de las más prometedoras es la **electrocoagulación (EC)**, una técnica electroquímica en la que se aplica corriente eléctrica a electrodos metálicos (usualmente hierro o aluminio) para generar in situ coagulantes que remueven contaminantes por floculación y sedimentación. La EC ha demostrado ser efectiva en la remoción de DQO, sólidos suspendidos, metales pesados y patógenos con eficiencias superiores al 90%, sin necesidad de insumos químicos externos (López, 2016); (Riccio Yauri & Fernando, 2010).

Esta tecnología es especialmente útil en contextos como universidades rurales, donde la simplicidad operativa y el bajo costo energético son ventajas cruciales. Puede alimentarse con energía solar y no requiere operadores altamente especializados, lo cual permite su mantenimiento por personal técnico básico (Carhuancho & Escobar, 2015).

A fin de potenciar el rendimiento de la EC, se propone integrarla con biocarbón (BC), un carbón vegetal activado producido mediante pirólisis de residuos orgánicos como el estiércol bovino. El BC tiene propiedades adsorbentes sobresalientes, con capacidad para retener nitratos, fosfatos, metales pesados y compuestos emergentes como fármacos y pesticidas (Chabi et al., 2020). Además, al reincorporarse al suelo, contribuye al secuestro de carbono, mejora la retención de agua y reduce la emisión de gases contaminantes (Toledo & Sánchez Portilla, 2019).

Desde una perspectiva integral, la implementación de un sistema híbrido EC + BC en la Universidad Peruana Unión representa una solución viable, ambientalmente responsable y socialmente pertinente. No solo resolvería una necesidad urgente de tratamiento de efluentes, sino que también ofrecería una plataforma para la investigación aplicada, la formación de profesionales y la transferencia tecnológica hacia comunidades vecinas. Este enfoque sitúa a la universidad como un modelo de gestión hídrica descentralizada, en sintonía con los Objetivos de Desarrollo Sostenible, particularmente el ODS 6 (agua limpia y saneamiento) y el ODS 13 (acción por el clima).

Frente a este panorama, es necesario implementar tecnologías sostenibles, descentralizadas y de bajo costo. Una de las más prometedoras es la EC, una técnica electroquímica en la que se aplica corriente eléctrica a electrodos metálicos (usualmente hierro o aluminio) para generar in situ coagulantes que remueven contaminantes por floculación y sedimentación (Riccio Yauri & Fernando, 2010). La EC ha demostrado ser efectiva en la remoción de DQO, sólidos suspendidos, metales pesados y patógenos con eficiencias superiores al 90%, sin necesidad de insumos químicos externos (López, 2016); (Riccio Yauri & Fernando, 2010). Esta tecnología es especialmente útil en contextos como en zonas rurales, donde la simplicidad operativa y el bajo costo energético son ventajas cruciales. Puede alimentarse con energía solar y no requiere operadores altamente especializados, lo cual permite su mantenimiento por personal técnico básico (Carhuancho & Escobar, 2015).

A fin de potenciar el rendimiento de la EC, se propone integrarla con un filtro de adsorción de BC, un carbón vegetal activado producido mediante pirólisis de residuos orgánicos como el estiércol bovino. El BC tiene propiedades adsorbentes sobresalientes, con capacidad para retener nitratos, fosfatos, metales pesados y compuestos emergentes como fármacos y pesticidas (Chabi et al., 2020). Además, al reincorporarse al suelo, contribuye al secuestro de carbono, mejora la retención de agua y reduce la emisión de gases contaminantes (Toledo & Sánchez Portilla, 2019).

Por ello, el objetivo de este trabajo de investigación es tratar las aguas residuales generadas en la Universidad Peruana Unión (sede Juliaca) mediante un sistema de tipo batch de electrocoagulación,

utilizando placas de aluminio como ánodo y cátodo, en combinación con la aplicación de biocarbón de estiércol de bovino como medio adsorbente, con el propósito de remover la carga orgánica, la turbidez y los sólidos suspendidos, y así contribuir a una gestión del recurso hídrico que sea ambientalmente responsable, eficiente y adaptable a contextos rurales.

2. Materiales y Métodos

2.1. Lugar de Estudio

El estudio se llevó a cabo en el Laboratorio de Saneamiento Ambiental II de la Universidad Peruana Unión, ubicado en el distrito de Juliaca, provincia de San Román, departamento de Puno, a una altitud de 3,824 m.s.n.m., y en las coordenadas 15°51'42" de latitud sur y 70°18'07" de longitud oeste.

2.2. Fuente del Agua Residual

La muestra de agua residual de composición mixta (ARCM) fue recolectada en el punto de vertimiento final de los efluentes generados por la UPeU, donde convergen las descargas de origen doméstico, laboratorios y de servicios de la institución. Este punto se encuentra ubicado en las coordenadas Latitud: 74° 36' 37.17" S y Longitud: 73° 16' 18.52" O, a una altitud de 3883.2 m s.n.m., en una zona natural que actúa como cuerpo receptor superficial. En este sitio, las aguas residuales son vertidas sin un tratamiento previo, lo cual representa un riesgo potencial para el entorno ecológico, ver Anexo 1 que muestra el aspecto físico del lugar de muestreo, el cual se caracteriza por la acumulación de aguas estancadas rodeadas de vegetación natural de alta montaña. Las muestras tomadas fueron analizadas por triplicado, determinándose las siguientes características físico-químicas: pH 9.8, turbidez de 209.33 NTU, conductividad eléctrica de 1544 μ S/cm, oxígeno disuelto de 5.16 mg/L y demanda química de oxígeno (DQO) de 1083.67 mg/L.

2.3. Prueba Experimental

2.3.1. Diseño de Reactor de EC

Para el diseño del reactor de EC se adoptó la metodología optimizada por Beltran Gonzales (2015) en el cual nos presenta el reactor tipo Bach.

Los experimentos se realizaron utilizando un reactor acrílico, que se construyó con las siguientes dimensiones: 40 cm de largo, 20 cm de alto y 15 cm de ancho. Se utilizaron placas de Al como ánodo y cátodo, con una pureza del 100%. El área superficial efectiva de cada electrodo es de 15 x12 cm (ancho × alto). En el interior del reactor se colocaron celdas electrolíticas formadas por 8 placas de 1 mm de espesor separadas 3.32 cm, formando una superficie total de 365.4 cm². Se definió el número de placas a partir de la ecuación obtenida por (Arango, 2007).

$$N^{\circ} \text{ placas} = \frac{(\text{Largo de celda}) - 2(\text{Distancia de placas cara lateral})}{\text{Distancia máxima entre placas} + \text{Espesor de la placas}}$$

2.3.2. Preparación de Biocarbon (BC)

El BC utilizado en esta investigación fue elaborado a partir de estiércol bovino recolectado en una finca ubicada dentro del campus universitario de la Universidad Peruana Unión (UPeU). La metodología de producción se basó en el protocolo propuesto por Wijayanti y Sasongko (2012), con adaptaciones experimentales específicas para esta investigación.

El procedimiento inició con la recolección, molienda, secado preliminar y tamizado del estiércol, asegurando una granulometría uniforme inferior a 2 mm. Este tamaño de partícula optimiza la transferencia de calor durante la pirolisis, promoviendo una descomposición térmica más eficiente y una estructura más homogénea del BC.

Como etapa de pretratamiento térmico, el sustrato fue sometido a secado en estufa a 10 °C durante 24 horas, con el fin de eliminar la humedad residual sin provocar modificaciones termoquímicas relevantes en la biomasa.

Posteriormente, se realizó el proceso de pirólisis lenta mediante calcinación controlada en mufla, incrementando la temperatura a una tasa constante de 10 °C por minuto hasta alcanzar los 400 °C, temperatura que se mantuvo durante 2 horas. Esta etapa permite la descomposición térmica de la materia orgánica en ausencia de oxígeno, generando un producto carbonoso rico en carbono estable.

Finalizado el tiempo de residencia térmica, el material fue enfriado gradualmente en un desecador, con el objetivo de evitar la oxidación superficial y preservar las propiedades fisicoquímicas del BC.

2.3.3. Montaje experimental

El tratamiento por EC de las ARCM, se llevó a cabo siguiendo la metodología propuesta por Koslowski et al. (2025). La muestra consistió en 15 litros de efluente, distribuidos en tres lotes de 5 litros cada uno, procesados a temperatura ambiente y con un pH inicial de 9.8, correspondiente a un medio ligeramente alcalino.

El proceso EC se realizó en un reactor de tipo batch con configuración de celdas electrolíticas, utilizando una intensidad de corriente constante de 2 amperios. Se aplicaron tres niveles de diferencia de potencial 5, 10 y 15 voltios, cada uno evaluado de forma independiente sobre volúmenes individuales de 5 L. Cada ensayo tuvo una duración de electrólisis de 40 minutos. Finalizado el tratamiento, se extrajo 1 litro de muestra por cada ensayo para la evaluación de sus parámetros fisicoquímicos.

Posteriormente, las muestras tratadas fueron sometidas a una etapa de filtración a través de BC, con el fin de evaluar su efecto adsorbente adicional, se filtró 500 ml de muestra en 7 gr de BC. A continuación, se realizó nuevamente la caracterización de los parámetros fisicoquímicos, bajo los mismos procedimientos analíticos.

Los análisis se realizaron conforme a los métodos normalizados y con los siguientes instrumentos:

- **pH:** determinado mediante un potenciómetro de mesa, aplicando el método potenciométrico.

- **Conductividad eléctrica (CE) y oxígeno disuelto (OD):** medidos con un multiparámetro digital Hach HQ50, mediante el método de electrodo.
- **Turbidez:** cuantificada utilizando el equipo VEIP, empleando el método nefelométrico.
- **Demanda Química de Oxígeno (DQO):** evaluada mediante espectrofotometría, conforme a los protocolos estandarizados de análisis de aguas.

Figura 1

Diseño Experimental de EC

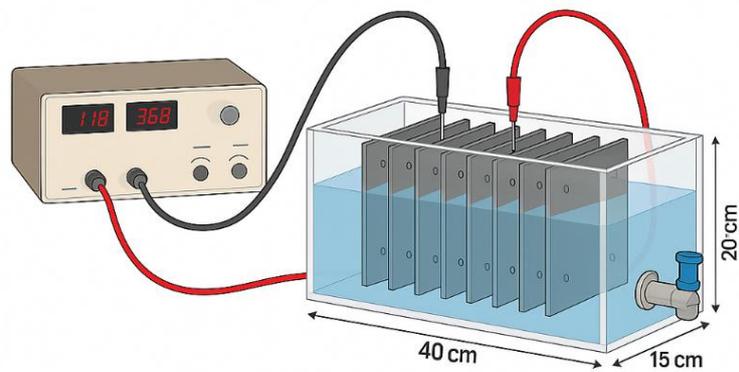
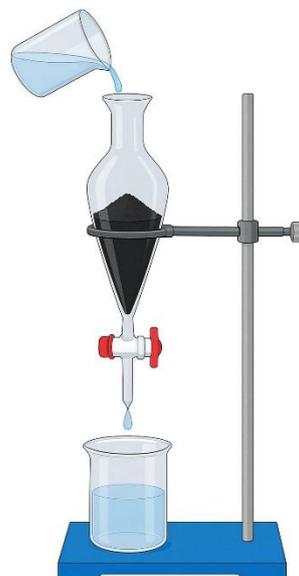


Figura 2

Diseño Experimental de filtración mediante BC



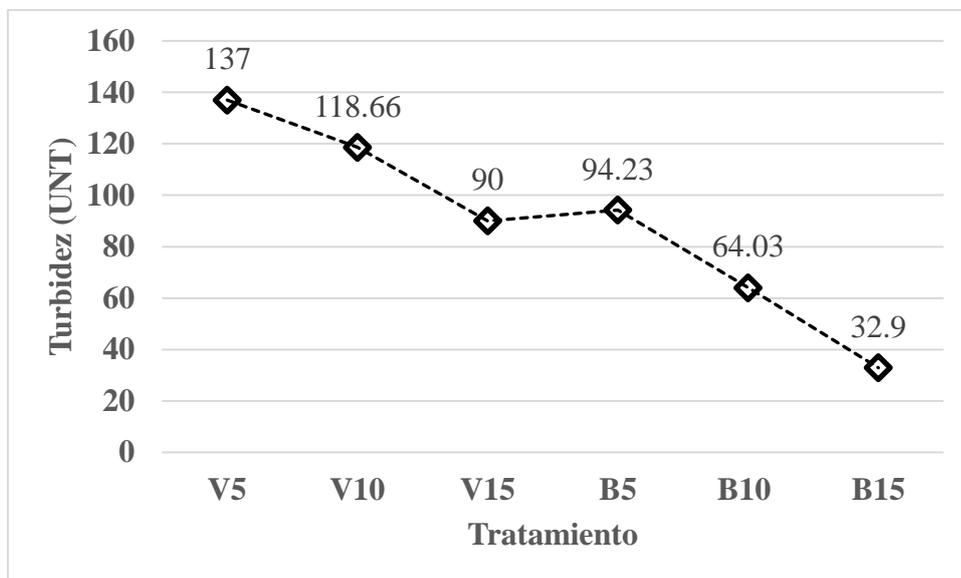
3. Resultados y Discusión

3.1. Efecto del proceso híbrido EC más BC sobre el pH, Turbidez, Conductividad Eléctrica y Oxígeno Disuelto

3.1.1. Turbidez

Figura 3

Turbidez del Agua Tratada



La turbidez inicial del agua residual sin tratamiento fue de 209.33 UNT, indicando una alta concentración de sólidos suspendidos y coloides, característicos de aguas residuales provenientes de entornos universitarios con carga orgánica media a alta.

Tras aplicar tratamientos de electrocoagulación a distintos voltajes, se observó una reducción progresiva en la turbidez: 137.00, 118.66 y 90.00 UNT para 5, 10 y 15 Voltios respectivamente. Esta tendencia sugiere una mayor eficiencia en la formación de flóculos y la remoción de partículas a medida que se incrementa el voltaje aplicado. La electrocoagulación favorece la desestabilización de partículas coloidales mediante la generación in situ de coagulantes metálicos, como los hidróxidos de aluminio, que aglomeran los sólidos suspendidos y permiten su sedimentación (Alcántara & Escobar, 2015).

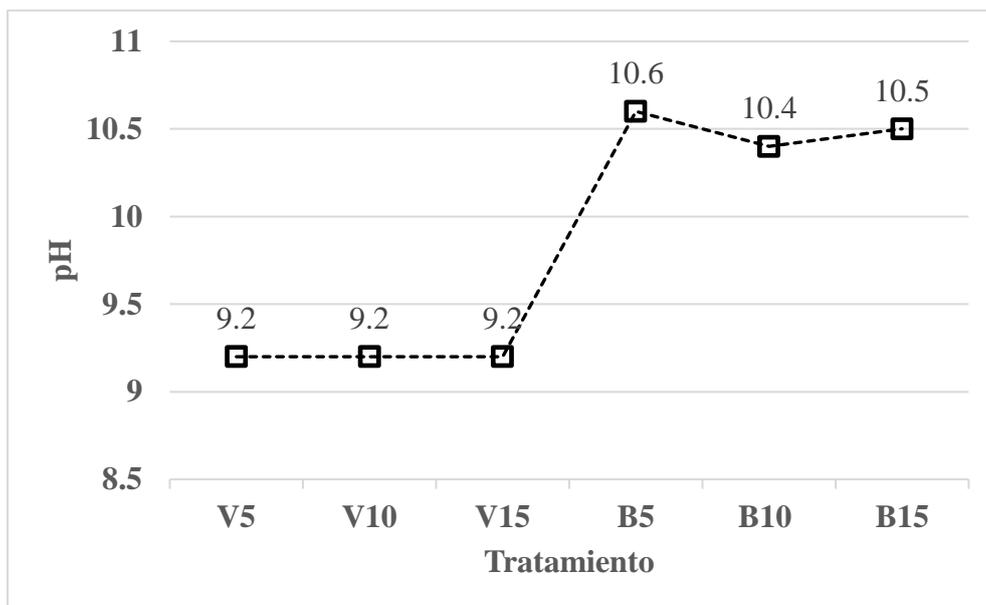
La aplicación combinada de BC de bovino posterior a la EC mejoró notablemente la eficiencia en la remoción de turbidez. Los valores finales fueron 94.23, 64.03 y 32.90 UNT respectivamente. En comparación con la turbidez inicial, el tratamiento de EC a 15 voltios más el BC logró una remoción del 84.29%, superando ampliamente los tratamientos sin BC. Este resultado es consistente con la literatura, donde se ha demostrado que el BC, por su elevada porosidad y capacidad adsorbente, actúa como medio de pulido para capturar partículas remanentes que escapan al proceso electroquímico (Balbinoti et al., 2018), (Pardo et al., 2019).

Estos hallazgos reafirman que la integración de materiales adsorbentes como el BC en procesos electroquímicos puede incrementar significativamente la calidad del efluente tratado, sin necesidad de aumentar la energía aplicada o el tiempo de tratamiento. Además, se alinea con otros estudios que demuestran que la sinergia entre tecnologías físico-químicas y adsorción puede superar las limitaciones de cada proceso por separado (Duque Villanueva & Bazán Moya, 2018).

3.1.2. Potencial de Hidrogeno (pH)

Figura 4

pH



El valor inicial de pH fue 9.8, indicando una naturaleza moderadamente alcalina del agua residual analizada. Este tipo de pH suele encontrarse en efluentes debido al uso de productos de limpieza, jabones y descargas de laboratorios.

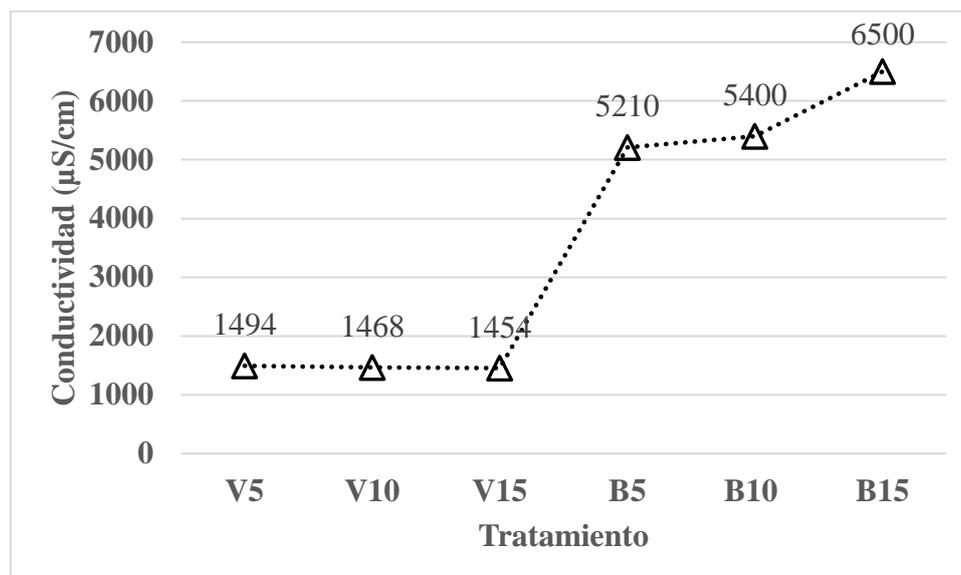
Luego del tratamiento con EC a diferentes voltajes, el pH disminuyó ligeramente a un valor constante de 9.2 en todas las condiciones. Este pequeño descenso puede atribuirse a la formación de especies hidroxiladas metálicas como el hidróxido de aluminio ($\text{Al}(\text{OH})_3$), que pueden consumir una parte de los iones OH^- presentes en solución. A pesar de esto, el proceso no generó una neutralización significativa, lo cual ha sido reportado en estudios donde el tratamiento electroquímico sin control de corriente o sin ajustes de pH inicial tiende a mantener un entorno ligeramente alcalino (Duque Villanueva & Bazán Moya, 2018).

En contraste, al incorporar BC en las etapas posteriores al proceso de EC, se observó un aumento progresivo del pH, alcanzando valores de 10.6, 10.4 y 10.5. Este comportamiento se debe principalmente a la alcalinidad intrínseca del BC, el cual contiene compuestos básicos como carbonatos, óxidos metálicos y cenizas, que se liberan al medio acuoso durante el contacto. En estudios previos, la adición de BC ha sido asociada con aumentos similares de pH, especialmente cuando se emplea BC producido a altas temperaturas o derivado de residuos animales como estiércol bovino (Cruz & Esteban, 2013).

3.1.3. Conductividad Eléctrica

Figura 5

Conductividad Eléctrica



El valor inicial de conductividad eléctrica fue 1544 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lo cual indica una concentración moderada de sales disueltas en el agua residual. Este nivel de conductividad es típico de aguas residuales con presencia de detergentes, iones inorgánicos y compuestos derivados de residuos alimentarios, humanos y de laboratorio, los cuales son comunes en ambientes institucionales (Cruz & Esteban, 2013).

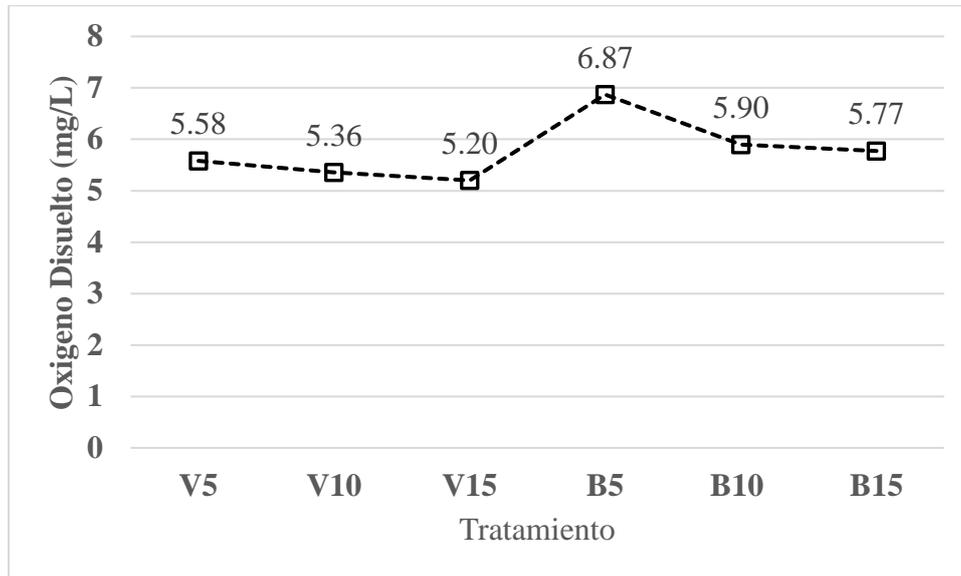
En los tratamientos con EC a diferentes voltajes, se observaron ligeras disminuciones en la conductividad: 1494, 1465 y 1454 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para 5, 10 y 15 voltios respectivamente. Este comportamiento es consistente con el mecanismo del proceso de EC, que tiende a remover partículas coloidales y algunos iones metálicos al formar flóculos insolubles, aunque no elimina de forma significativa los iones completamente solubles. Estudios previos han mostrado que la EC puede reducir parcialmente la conductividad, dependiendo de la eficiencia de precipitación de iones como fosfatos, sulfatos y metales (Cruz & Esteban, 2013).

En contraste, con la adición de BC, después de la EC, se observó un aumento significativo de la conductividad, alcanzando 6023, 6310 y 6500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Este incremento se debe a que el BC, especialmente el derivado de residuos animales, contiene cenizas ricas en minerales solubles como potasio, calcio, sodio y carbonatos, que se liberan al entrar en contacto con el agua. Este fenómeno ha sido ampliamente reportado en la literatura, donde se destaca que el BC puede aumentar considerablemente la carga iónica del agua si no ha sido previamente lavado o tratado para remover las sales solubles (Balbinoti et al., 2018).

3.1.4. Oxígeno Disuelto (OD)

Figura 6

Oxígeno Disuelto



El oxígeno disuelto (OD) es un parámetro clave para evaluar la calidad ambiental del agua tratada, ya que indica su capacidad para sostener vida acuática y refleja indirectamente la carga orgánica presente. El valor inicial fue de 5.16 mg/L, característico de aguas residuales con actividad biológica y carga orgánica moderada (Valenzuela Vargas et al., 2017), (Castillo et al., 2006).

Tras aplicar tratamientos de EC a distintos voltajes, se observó una ligera variación del OD: 5.58, 5.47 y 5.20 mg/L para los tratamientos de 5, 10 y 15 voltios respectivamente. Esta pequeña disminución puede atribuirse al consumo de oxígeno durante las reacciones electroquímicas, particularmente en la oxidación de compuestos presentes en el agua residual (Duque Villanueva & Bazán Moya, 2018). No obstante, los niveles se mantuvieron cercanos al valor inicial, lo cual sugiere que la electrocoagulación no impactó negativamente la oxigenación del efluente.

En contraste, al incorporar BC tras la EC, se observó un aumento progresivo del OD: 6.87, 5.99 y 5.77 mg/L. Este incremento puede explicarse por la mejora en la remoción de materia orgánica, lo cual reduce la demanda biológica de oxígeno y, en consecuencia, permite una mayor concentración de oxígeno disuelto en el agua (Alcántara & Escobar, 2015). Además, estudios sobre BC señalan que su alta porosidad y superficie

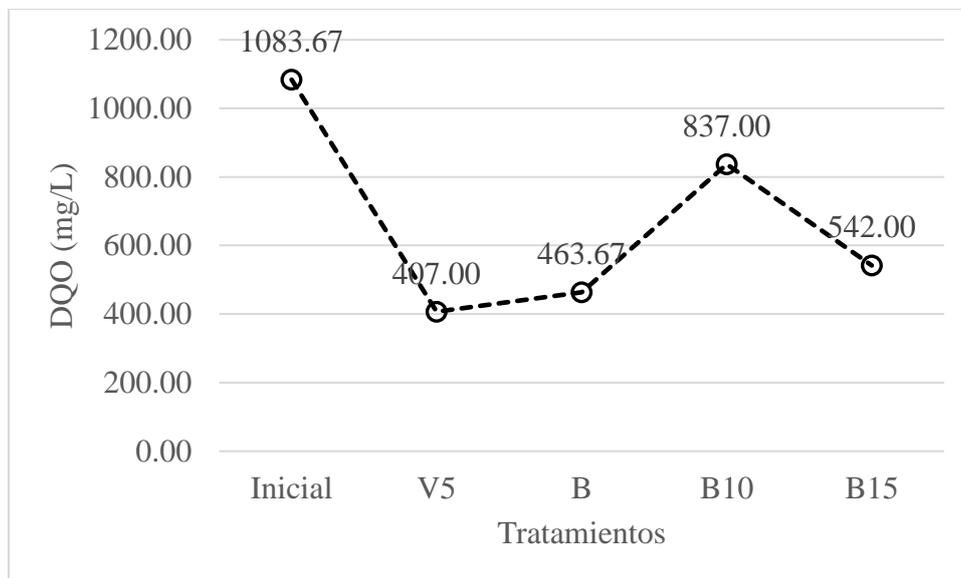
activa pueden favorecer el intercambio gaseoso y capturar compuestos reductores que de otro modo consumirían oxígeno (Balbinoti et al., 2018).

Este comportamiento coincide con otras investigaciones en las que el uso de adsorbentes naturales o tecnologías combinadas no solo mejora la clarificación del agua, sino que también favorece su oxigenación, especialmente en sistemas de tratamiento integrados (Castillo et al., 2006), (Valenzuela Vargas et al., 2017).

3.2. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Figura 7

DQO



La Demanda Química de Oxígeno (DQO) es uno de los principales indicadores para cuantificar la carga orgánica presente en aguas residuales, ya que mide la cantidad de oxígeno necesario para oxidar químicamente tanto materia orgánica biodegradable como no biodegradable. En este estudio, el valor inicial de DQO fue de 1083.67 mg/L, lo que indica una fuerte contaminación orgánica de aguas residuales, probablemente derivada de descargas sanitarias, residuos alimentarios y agentes químicos de uso académico (Duque Villanueva & Bazán Moya, 2018).

Al aplicar la EC a 15 voltios, se logró reducir la DQO a 407.00 mg/L, lo que representa una eficiencia de remoción del 62.43%. Esta mejora puede explicarse por la formación de hidróxidos metálicos, como

$\text{Al}(\text{OH})_3$, que desestabilizan y sedimentan compuestos orgánicos coloidales y solubles, un mecanismo ampliamente reportado en estudios de EC en aguas residuales domésticas e industriales (Duque Villanueva & Bazán Moya, 2018), (Alcántara & Escobar, 2015).

Cuando se añadió la adsorción de BC después de la EC, los resultados fueron variables. El primer tratamiento la DQO se redujo a 463.67.00 mg/L, con una eficiencia del 57.21%, ligeramente menor a la EC sola. Este comportamiento puede atribuirse a la capacidad del BC para adsorber compuestos orgánicos persistentes, gracias a su alta porosidad, área superficial y abundancia de grupos funcionales activos (Balbinoti et al., 2018), (Cruz & Esteban, 2013).

Sin embargo, en el segundo tratamiento, se observó un aumento inesperado en la DQO hasta 837 mg/L. Este incremento puede deberse a múltiples factores. Primero, el BC mal pretratado o sin un adecuado proceso de lavado puede liberar compuestos orgánicos solubles al medio, como lignina, taninos, ácidos húmicos o residuos carbonosos, elevando artificialmente la carga orgánica del efluente (Castillo et al., 2006). Segundo, el exceso de BC puede saturar los sitios activos de adsorción, invirtiendo su efecto esperado y generando una liberación neta de materia orgánica (González et al., 2019). Además, se ha sugerido que cantidades elevadas de bioadsorbentes pueden interferir con la eficiencia de los flóculos metálicos generados durante la EC, afectando la sedimentación de compuestos orgánicos y generando turbidez y desestabilización del sistema (Pardo et al., 2019).

El tercer tratamiento mostró una reducción parcial de la DQO a 542.00 mg/L, con una eficiencia del 50 %, menor a la del primer tratamiento y a la EC sola. Aunque se observa cierta recuperación en la eficiencia, estos resultados confirman que dosis elevadas de BC no necesariamente mejoran el rendimiento, sino que pueden generar efectos contrarios si no se optimiza su pretratamiento, granulometría y dosificación. Este fenómeno ha sido documentado en la literatura sobre bioadsorbentes, donde se concluye que existe un umbral óptimo de dosis más allá del cual la efectividad se reduce e incluso se revierte (Balbinoti et al., 2018), (Pardo et al., 2019).

En conjunto, estos resultados demuestran que la EC a 15 V es un proceso eficaz para reducir la carga orgánica en aguas residuales, y que la incorporación de BC puede potenciar la eficiencia de remoción solo si se aplican condiciones controladas. El primer tratamiento mostró el mejor desempeño, evidenciando que una dosis moderada de BC adecuadamente tratado puede complementar positivamente los efectos de la electrocoagulación. Sin embargo, la filtración por adsorción del BC redujo significativamente el olor desagradable que aún se percibía en las aguas residuales luego de la EC.

4. Conclusión

La presente investigación demostró que el uso de un sistema híbrido de electrocoagulación (EC) con placas de aluminio, combinado con biocarbón (BC) de estiércol bovino, es una alternativa efectiva, sostenible y adaptable para el tratamiento de aguas residuales. La aplicación de EC a 15 V permitió remover eficientemente la demanda química de oxígeno (DQO), reduciéndola en un 57.21%, así como disminuir la turbidez y mejorar la calidad físico-química del agua tratada. No obstante, fue la combinación de EC con BC, la que mostró los mejores resultados globales: una remoción de DQO de hasta 57.21%, reducción de turbidez hasta en un 84.29%, y una mejora notable del oxígeno disuelto.

Además de los beneficios cuantificables en laboratorio, los tratamientos con BC contribuyeron a la disminución perceptible del olor del agua residual tratada, lo que indica una reducción complementaria de compuestos orgánicos volátiles. Esto sugiere que el BC no solo actúa como un adsorbente eficaz para contaminantes físicos y químicos, sino también como un agente mejorador de la calidad sensorial del efluente final.

La tecnología utilizada se caracteriza por su bajo costo, facilidad de operación y aplicabilidad, lo que la convierte en una solución replicable para instituciones y comunidades con acceso limitado a infraestructura convencional. En conjunto, estos resultados confirman que el sistema EC + BC es una alternativa viable y ambientalmente responsable, que además fortalece la capacidad de gestión hídrica descentralizada y contribuye al cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible.

Referencias

- Alcántara, J., & Escobar, F. (2015). Estudio del efecto de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales domésticas. Universidad Privada del Norte. <https://dspace.unitru.edu.pe/items/d83603be-8d7d-4be2-8e7a-5fdb0116a72>
- Balbinoti, J. A., & Beghetto, V. (2018). Uso de semillas de *Moringa oleifera* como agente coagulante alternativo para el tratamiento de aguas. *Química Nova*, 41(2), 208–213. <https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/rbge/article/view/236969>
- Carhuanchu, M., & Escobar, M. (2015). Electrocoagulación: una técnica eficiente para la remoción de contaminantes. *Revista de Ingeniería Ambiental*.
- Castillo, H., Solano, M., & Vargas, J. (2006). Evaluación operacional de un sistema a escala laboratorio de humedales construidos de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Revista Ingeniería y Desarrollo*, 20(1), 88–102.
- Chabi, A., Al-Anbari, M. A., & Kazem, H. A. (2020). Biochar as a sustainable material for water treatment: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 19, 100879. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100879>
- Castañeda Villanueva, M., & Flores López, J. (2013). Gestión de residuos y tratamiento de aguas en contextos rurales: una revisión crítica. *Revista Peruana de Salud Ambiental*, 18(1), 33–41.
- Cristiano, S., & Zanetti, M. (2019). Biochar for environmental sustainability: Review and perspectives. *Journal of Cleaner Production*, 223, 594–602. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.051>
- Cruz, A., & Esteban, L. (2013). Caracterización de estruvita sintetizada a partir de los nutrientes contenidos en aguas residuales. *Revista Colombiana de Química*, 42(3), 35–42. <https://repository.uaeh.edu.mx/bitstream/items/ff775e45-5b1d-40ad-b36f-f24195112514/full>
- Duque Villanueva, M., & Bazán Moya, E. (2018). Efecto de la intensidad eléctrica y el tiempo en la remoción de DBO, DQO y sólidos suspendidos por electrocoagulación en aguas residuales urbanas. Universidad Nacional de Trujillo.
- Fernandes, A., & Queiroz, D. (2018). Atividades realizadas na universidade contribuem para a contaminação hídrica? *Revista Ambiente & Água*, 13(4), 1–13. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2174>
- Ferro Mayhua, R., Valdez, G., & Rodríguez, J. (2019). Evaluación del estado actual de las plantas de tratamiento de aguas residuales en la región Puno. *Revista de Ingeniería Sanitaria Peruana*, 32(1), 25–30.
- González Romay, M., Flores, D., & León, C. (2019). Fitorremediación de aguas residuales porcinas utilizando plantas acuáticas y materiales adsorbentes. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 53(2), 180–190.

- López, C. (2016). Electrocoagulación: Aplicaciones, fundamentos y experiencias en tratamiento de aguas residuales. *Revista Colombiana de Química Ambiental*, 28(2), 45–54.
- Pardo Moncada, D., Restrepo, G., & Díaz, H. (2019). Evaluación de coagulantes naturales para el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Revista Tecnura*, 23(61), 13–23.
<https://doi.org/10.14483/22487638.14247>
- Pulido, M., Torralba, J., & Piqueras, A. (2019). Contribuciones para el tratamiento de aguas residuales: tecnologías accesibles en zonas rurales. *Revista Agua y Desarrollo*, 22(4), 99–107.
- Riccio Yauri, A., & Fernando, A. (2010). Electrocoagulación como tratamiento de aguas residuales industriales: Revisión y casos de aplicación. *Revista Ingeniería Química*, 32(1), 25–31.
- Rivera Calderón, E., Gutiérrez, M., & Arias, J. (2019). Acceso y calidad del tratamiento de aguas residuales en el Perú rural. *Revista Latinoamericana de Desarrollo Sostenible*, 5(2), 15–22.
- Toledo, A., & Sánchez Portilla, A. (2019). Biochar como insumo para el desarrollo sostenible: potencial en suelos y tratamiento de agua. *Revista de Innovación Ambiental*, 11(3), 34–40.
- Valenzuela Vargas, J., Martínez, A., & Ramírez, P. (2017). Evaluación preliminar de un sistema de recirculación de aguas residuales con biofiltros en una universidad del altiplano. *Revista Ingeniería y Sociedad*, 4(1), 25–34.
- Wijayanti, A., & Sasongko, M. (2012). Producción de biochar a partir de estiércol bovino mediante pirólisis lenta. *Journal of Waste Management*, 6(3), 45–50.
- Koslowski, L. A. D., Cristofolini, M., Pauli, C. S., Lach, C. E., & Paulino, A. T. (2025). Proceso híbrido de electrocoagulación + biocarbón para el tratamiento de aguas residuales de la industria gráfica. *Journal of Water Process Engineering*, 61, 107613. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.107613>