Sustainable innovation using corn cobs for metal removal from mining effluents, Algamarca, 2026

Licapa-Redolfo, Gladys S[1]; Caro Robles, Yover Orchez[2]; Cotrina Quiroz, Yeni Charito[3]; Aguilar Cotrina, Keyla Norelis[4]

[1,2,3,4] Universidad Privada del Norte, Perú; Gladys.licapa@upn.edu.pe; N00329088@upn.pe; N00322165@upn.pe; N00347660@upn.pe

Abstract - The objective of the research was to evaluate the efficiency of corn cobs (Zea mays L.) as a biosorbent for the removal of Cu, Zn, and Fe from mining effluents at the Level 4 (Nv. 4) mine entrance of the Algamarca Mining Unit in Cajamarca, Peru. The study material consisted of mining effluents from that specific location. An experimental study was conducted using four biosorbent dosages (5, 10, 15, and 20 g) and contact times of 30, 60, 120, and 180 minutes. The effluent had an initial pH of 2.3 and concentrations of 0.99 mg/L Cu, 2.090 mg/L Zn, and 0.602 mg/L Fe. The best results were obtained using 20 g of corn cob over 180 minutes, achieving removal rates of 99.596% for Cu (0.986 mg/L), 97.196% for Zn (2.032 mg/L), and 90.033% for Fe (0.542 mg/L). The highest adsorption capacity was recorded with 5 g of biosorbent at 180 minutes (0.066 mg/g for Cu, 0.132 mg/g for Zn, and 0.045 mg/g for Fe). It is concluded that corn cobs are an efficient, low-cost biosorbent for the simultaneous removal of metals from mining effluents.

Keywords - Biosorption; corn cob; mining effluents; heavy metals.

Innovación sostenible con tusa de maíz para la remoción de metales en efluentes mineros, Algamarca, 2026

Licapa-Redolfo, Gladys S[1]; Caro Robles, Yover Orchez[2]; Cotrina Quiroz, Yeni Charito[3]; Aguilar Cotrina, Keyla Norelis[4]

[1,2,3,4] Universidad Privada del Norte, Perú; Gladys.licapa@upn.edu.pe; N00329088@upn.pe; N00322165@upn.pe; N00347660@upn.pe

Resumen - El objetivo de la investigación fue evaluar la eficiencia de la tusa de maíz (Zea mays L.) como biosorbente para la remoción de Cu, Zn y Fe en efluentes mineros de la bocamina Nv. 4 de la Unidad Minera Algamarca, Cajamarca, Perú. La población estuvo conformada por efluentes mineros de dicha bocamina. Se realizó un estudio experimental con cuatro dosis de biosorbente (5, 10, 15 y 20 g) y tiempos de contacto de 30, 60, 120 y 180 min. El efluente presentó un pH inicial de 2.3 y concentraciones de 0.99 mg/L de Cu, 2.090 mg/L de Zn y 0.602 mg/L de Fe. Los mejores resultados se obtuvieron con 20 g de tusa de maíz a los 180 min, alcanzando remociones de 99.596 % para Cu (0.986 mg/L), 97.196 % para Zn (2.032 mg/L) y 90.033 % para Fe (0.542 mg/L). La mayor capacidad de adsorción se registró con 5 g de biosorbente a 180 min (0.066 mg/g para Cu, 0.132 mg/g para Zn y 0.045 mg/g para Fe). Se concluye que la tusa de maíz es un biosorbente eficiente y de bajo costo para la remoción simultánea de metales en efluentes mineros.

Palabras clave - Biosorción; tusa de maíz; efluentes mineros; metales pesados.

I. INTRODUCCIÓN

La contaminación hídrica por metales pesados es uno de los principales impactos de la actividad minera. La oxidación de sulfuros genera efluentes con altas concentraciones de Cu, Zn y Fe, afectando la calidad del agua y los ecosistemas [1], [2]. Aunque existen tecnologías convencionales de tratamiento, su elevada demanda económica y la generación de residuos secundarios limitan su aplicación a gran escala [3]. En este contexto, en Chile y Colombia, la minería metálica ha incrementado la generación de drenaje ácido de roca (DAR), liberando efluentes con altas concentraciones de metales pesados hacia las cuencas altoandinas [4], [5].

En el Perú, el drenaje ácido de mina (DAM) presenta pH entre 2 y 4 y concentraciones de Cu y Zn de hasta 50 veces por encima de los Estándares de Calidad Ambiental para Agua [6]. Asimismo, en Cerro de Pasco se han reportado drenajes con hasta 7440 mg/L de Fe y 627 mg/L de Zn [7]. Por otro lado, en Áncash se registraron suelos con concentraciones de Cu entre 159.5 y 1187.0 mg/kg y Zn entre 909 y 7100 mg/kg, valores que exceden los estándares nacionales de calidad ambiental [8].

En Cajamarca, el drenaje ácido de mina (DAM) continúa afectando los recursos hídricos. En particular, en Hualgayoc se han registrado efluentes con pH de 2.52, 374.96 mg/L de Fe, 32.31 mg/L de Zn y 27.09 mg/L de Cu, evidenciando un alto potencial contaminante [9]. Asimismo, la región registró 1 183 pasivos ambientales mineros en 2016 y 1 156 en 2020, lo que refleja la magnitud del problema ambiental asociado a la actividad minera [10]. Del mismo modo, en la Unidad Minera Algamarca, la oxidación de minerales sulfurados genera efluentes con Cu, Zn y Fe que, sin un tratamiento adecuado, representan un riesgo para la calidad del agua del valle de Condebamba. En este contexto, surge la siguiente pregunta de investigación: ¿En qué medida la tusa de maíz (*Zea mays* L.), empleada como biosorbente, permite remover Cu, Zn y Fe de los efluentes mineros de Algamarca bajo distintas dosis y tiempos de contacto?

La biosorción es una tecnología sostenible y eficiente que utiliza materiales biológicos para remover contaminantes del agua [11]. Este proceso fisicoquímico consiste en la retención de iones metálicos sobre la superficie de una biomasa mediante mecanismos de adsorción física, intercambio iónico y complejación superficial, sin requerir actividad metabólica [12], [13]. En este sentido, los biosorbentes lignocelulósicos, como cáscaras, tallos, bagazos y tusas, están constituidos principalmente por celulosa, hemicelulosa y lignina, polímeros que proporcionan grupos funcionales capaces de interactuar con metales pesados [14], [15].

La tusa de maíz (*Zea mays* L.) es un biosorbente lignocelulósico con una estructura porosa y abundantes grupos hidroxilo, carboxilo y carbonilo, los cuales favorecen la retención de cationes metálicos como Fe^{2+}/Fe^{3+}, Cu^{2+} y Zn^{2+} [16], [17]. La adsorción de estos metales ocurre mediante mecanismos combinados de adsorción física, intercambio iónico y complejación superficial, favorecidos por las características químicas y estructurales del material [18], [19]. Asimismo, el comportamiento de la biosorción suele describirse mediante las isotermas de Langmuir y Freundlich, mientras que su cinética generalmente se ajusta al modelo de pseudo-segundo orden, indicando una participación importante de la quimisorción en la retención de metales pesados [20], [21].

La literatura científica reciente reporta que la tusa de maíz posee un elevado potencial como biosorbente para la remoción de metales pesados presentes en soluciones acuosas. Como evidencia de lo anterior, Lestari et al. (2020) obtuvieron eficiencias máximas de 89.2 % para Cu(II) y 89.3 % para Zn(II) utilizando tusa de maíz modificada con $FeCl_3 \cdot 7H_2O$, con dosis de 1.0–1.5 g a 50 °C [22]. De manera similar, en otras investigaciones lograron remociones de 79.7 % a 99.1 % para Fe(III) y capacidades de adsorción superiores a 300 mg/g mediante carbón activado de tusa de maíz modificado con cloruro de aluminio [23]. Del mismo modo, existen otros resultados empleando DAM con un pH inicial de 1.65 y 8.28 mg/L de Fe, obteniendo una remoción máxima de 89.73 % a pH 5, 150 rpm y 180 min de contacto [24].

El uso de biosorbentes de bajo costo contribuye a reducir la descarga de metales pesados en cuerpos de agua, mitigando los impactos ambientales asociados a la actividad minera. Desde el punto de vista científico, esta investigación aporta evidencia sobre la remoción simultánea de Cu, Zn y Fe mediante tusa de maíz, una alternativa poco estudiada en el Perú. Asimismo, la valorización de este residuo agrícola promueve la economía circular al transformarlo en un biosorbente útil para el tratamiento de efluentes, reduciendo residuos orgánicos y costos de remediación ambiental [25], [26]. De esta manera, la propuesta beneficia indirectamente a las comunidades cercanas a las zonas mineras mediante una tecnología sostenible, económica y ambientalmente responsable.

En este contexto, persiste un vacío científico relacionado con la aplicación de tusa de maíz en efluentes mineros reales, ya que la mayoría de investigaciones se han desarrollado empleando soluciones sintéticas con un solo metal, las cuales no representan la complejidad química de los efluentes provenientes de operaciones mineras [27]. Por ello, el objetivo del presente estudio fue evaluar la eficiencia de la tusa de maíz (*Zea mays* L.) como biosorbente sostenible para la remoción de metales en efluentes mineros de la bocamina Nv. 4 de Algamarca.

II. METODOLOGÍA

A. *Tipo y diseño de investigación*

La investigación es de tipo aplicada y de enfoque cuantitativo, ya que busca evaluar la eficiencia de la tusa de maíz como biosorbente para la remoción de Cu, Zn y Fe presentes en un efluente minero, mediante la medición y análisis de variables cuantificables de remoción [28].

Se empleó un diseño experimental con cuatro tratamientos correspondientes a dosis de 5 (T1), 10 (T2), 15 (T3) y 20 (T4) g de biosorbente, cada uno con tres réplicas independientes, obteniéndose 12 unidades experimentales. Cada réplica fue evaluada a los 30, 60, 120 y 180 min, generando 16 combinaciones dosis × tiempo y un total de 48 observaciones por metal [29].

B. *Área de estudio y punto de muestreo*

El estudio se realizó en la bocamina Nv. 4 de la Unidad Minera Algamarca, distrito de Cachachi, provincia de Cajabamba, departamento de Cajamarca, Perú (WGS84, UTM Zona 17S; Este: 803 576.10 m; Norte: 9 158 220.33 m; 2 898 m s. n. m.), como se muestra en la Fig. 1, con un caudal aproximado de 6000 mL/min. Posteriormente, las muestras de efluente se recolectaron en recipientes de HDPE de 3 L, previamente acondicionados con HNO_3 al 10 % y agua destilada [30]. El pH, la temperatura y la conductividad eléctrica se determinaron ex situ.

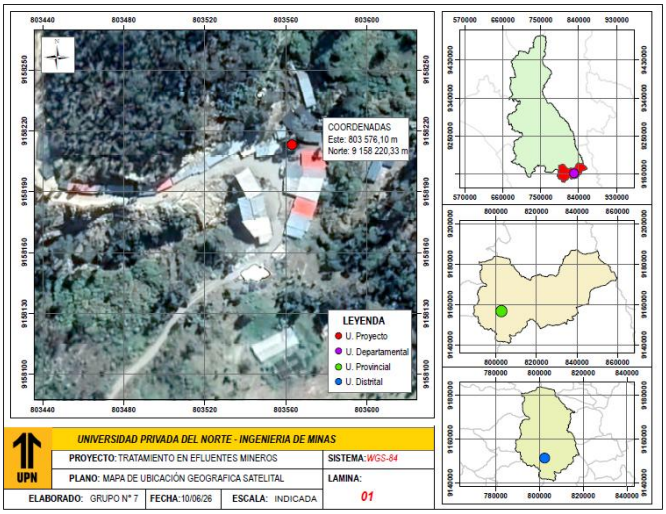


Fig. 1 Ubicación de la zona de estudio, Algamarca, distrito de Cachachi, provincia de Cajabamba, departamento de Cajamarca, Perú.

C. *Materiales*

Los materiales empleados durante el proceso de biosorción se presentan en la Tabla I.

Tabla I
Materiales utilizados en la investigación

Material	Cantidad	Especificación
Efluente minero	8 L	Muestra recolectada Bocamina Nv. 4 en la Unidad Minera Algamarca
Tusa de maíz (*Zea mays* L.)	500 g	Biomasa lavada, secada, molida y tamizada (ASTM N.º 20; 0.85 mm)
Recipiente de HDPE	3	Capacidad de 3 L
Vaso de precipitado (Beaker)	21	Capacidad de 50 y 500 mL
Balanza analítica	1	Precisión ± 0.0001 g
Medidor de pH	1	Rango 0–14
Espectrofotómetro de Absorción Atómica (AAS)	1	Con llama

Nota. Los materiales corresponden a los empleados durante la recolección, preparación del biosorbente, caracterización del efluente y desarrollo de los ensayos de biosorción.

D. *Preparación del biosorbente*

La tusa de maíz fue recolectada de parcelas agrícolas del distrito de Cachachi. La preparación siguió los pasos: (1) lavado exhaustivo con agua destilada; (2) secado en estufa a 60 °C durante 24 h hasta peso constante; (3) molienda en molino clásico; (4) tamizado mediante malla ASTM N.° 20 (abertura 0.85 mm); y (5) almacenamiento en recipientes herméticos.

E. *Caracterización del efluente y del biosorbente*

La caracterización fisicoquímica del efluente minero se realizó mediante: medición de pH con potenciómetro calibrado; medición de conductividad eléctrica con conductímetro; medición de temperatura con termómetro; y determinación de la concentración de metales (Cu, Zn y Fe) mediante espectrometría de absorción atómica de llama (FAAS) en el Laboratorio de Mineralogía y Medio Ambiente de la Universidad Privada del Norte (UPN), sede Cajamarca.

F. *Método de investigación*

Se establecieron 4 tratamientos definidos con diferentes dosis de tusa de maíz (*Zea mays* L.) aplicadas a 500 mL de efluente minero. Las concentraciones iniciales de Cu, Zn y Fe obtenidas en la caracterización se emplearon para calcular la remoción y adsorción. Las dosis y tiempos se presentan en la Tabla II; la dosis máxima evaluada fue de 40 g/L.

Los ensayos se condujeron en vasos de precipitados (beakers) de 500 mL bajo agitación manual y 25 ± 2 °C. Al finalizar cada tiempo de contacto, se extrajo una alícuota de 50 mL de cada unidad experimental, filtrada en la malla colocada y conservada a 10 °C para análisis posterior por espectrometría de absorción atómica de llama (FAAS) [31].

Tabla II
Método del ensayo de biosorción

Tratamiento	**Dosis (g)**			
Tiempo (min)	d1	d2	d3	d4
t1	d1t1	d2t1	d3t1	d4t1
t2	d1t2	d2t2	d3t2	d4t2
t3	d1t3	d2t3	d3t3	d4t3
t4	d1t4	d2t4	d3t4	d4t4

Nota. t1 = 30 min, t2 = 60 min, t3 = 120 min y t4 = 180 min; d1 = 5 g, d2 = 10 g, d3 = 15 g y d4 = 20 g. Cada combinación dosis × tiempo corresponde a una condición experimental, evaluada con tres réplicas.

G. *Variables e indicadores*

Las variables independientes fueron la dosis de tusa de maíz (g) y el tiempo de contacto (min). La variable dependiente fue la eficiencia de remoción de Cu, Zn y Fe. Los indicadores evaluados fueron la concentración inicial (Ci), la concentración final (Cf), el porcentaje de remoción (R%) y la capacidad de adsorción (qe).

H. *Medición de la eficiencia de remoción*

En cada tiempo de contacto (30, 60, 120 y 180 min) se extrajeron alícuotas de 50 mL para determinar la concentración de los metales mediante espectrometría de absorción atómica de llama (FAAS). El porcentaje de remoción se calculó mediante la ecuación (1):

$$R\,(\%) = \frac{Ci - Cf}{Ci}\, x\, 100 \quad \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots (1)$$

donde:
- R = porcentaje de remoción (%)
- Ci = concentración inicial del metal (mg/L)
- Cf = concentración final del metal (mg/L).

La capacidad de adsorción del biosorbente se calculó mediante la ecuación (2):

$$qe = \frac{(Ci - Cf) * V}{m} \quad \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots (2)$$

donde:
- qe = capacidad de adsorción (mg/g)
- Ci = concentración inicial (mg/L)
- Cf = concentración final (mg/L)
- V = volumen de solución (L)
- m = masa del biosorbente (g)

Esta ecuación permite cuantificar la cantidad de metal retenida por unidad de masa de biosorbente al alcanzar el equilibrio.

I. *Análisis de datos*

Los resultados se expresaron como media ± desviación estándar (n = 3). Las diferencias entre tratamientos y tiempos se evaluaron mediante ANOVA y la prueba de Tukey ($p < 0.05$), considerando condición óptima la combinación de dosis y tiempo con mayor eficiencia de remoción de metales, mientras que la capacidad de adsorción se evaluó descriptivamente [32].

III. Resultados

A. Caracterización del efluente minero

La Tabla III presenta la caracterización fisicoquímica inicial del efluente. El pH de 2.30 confirma la acidez extrema típica del DAM [1], lo que favorece la disolución y movilidad de metales. La conductividad eléctrica de 2 215 µS/cm indica elevada carga iónica. Las concentraciones iniciales fueron de Cu (0.99 mg/L), Zn (2.090 mg/L) y Fe (0.602 mg/L).

Tabla III
Caracterización fisicoquímica inicial del efluente minero

Parámetro	Unidad	Valor inicial
pH	–	2.30
Conductividad	µS/cm	2 215
Temperatura	°C	18.1
Cu	mg/L	0.99
Fe	mg/L	0.602
Zn	mg/L	2.090

B. Cobre (Cu)

En la Tabla IV se observa que la mayor remoción de Cu se alcanzó a los 180 min utilizando 5 g de tusa de maíz (T1), reduciendo la concentración final media de 0.990 a 0.335 ± 0.005 mg/L, con una remoción de 66.162 %, una cantidad removida de 0.655 mg/L y una capacidad de adsorción de 0.066 mg/g, superior a la registrada a los 30, 60 y 120 min.

Tabla IV
Porcentaje de remoción del cobre en relación con el tiempo, utilizando 5 g de tusa de maíz (T1)

Tiempo de tratamiento (min)	Concentraciones Cu (mg/L)		Cantidad de Cu removido (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Capacidad de adsorción (mg/g)
	Inicial	Final (Media ± DE)			
30	0.990	0.689 ± 0.007	0.301	30.404	0.030
60	0.990	0.557 ± 0.008	0.433	43.737	0.043
120	0.990	0.459 ± 0.006	0.531	53.636	0.053
180	0.990	0.335 ± 0.005	0.655	66.162	0.066

Nota. La concentración final de Cu se expresa como media ± DE (n = 3); los demás parámetros se calcularon a partir de dicha media.

El incremento del tiempo de contacto favoreció la biosorción del Cu^{2+}, disminuyendo su concentración y aumentando la capacidad de adsorción de la tusa de maíz.

Asimismo, la Tabla V evidencia que a los 180 min y con 10 g de tusa de maíz se logró el mejor desempeño, al disminuir el Cu de 0.990 a 0.053 ± 0.002 mg/L, alcanzando 94.646 % de remoción y 0.047 mg/g de capacidad de adsorción, con mejores valores que los tiempos anteriores.

Tabla V
Porcentaje de remoción del cobre en relación con el tiempo, utilizando 10 g de tusa de maíz (T2)

Tiempo de tratamiento (min)	Concentraciones Cu (mg/L)		Cantidad de Cu removido (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Capacidad de adsorción (mg/g)
	Inicial	Final (Media ± DE)			
30	0.990	0.216 ± 0.004	0.774	78.182	0.039
60	0.990	0.169 ± 0.004	0.821	82.929	0.041
120	0.990	0.109 ± 0.003	0.881	88.990	0.044
180	0.990	0.053 ± 0.002	0.937	94.646	0.047

Nota. La concentración final de Cu se expresa como media ± DE (n = 3); los demás parámetros se calcularon a partir de dicha media.

El incremento de la dosis del biosorbente y del tiempo de contacto favoreció la remoción de Cu^{2+}, debido a la mayor disponibilidad de sitios activos para la adsorción.

Del mismo modo, la Tabla VI muestra que a los 180 min con 15 g de tusa de maíz se obtuvo la mayor remoción de Cu, reduciendo la concentración de 0.990 a 0.021 ± 0.002 mg/L, con 97.879 % de remoción y 0.032 mg/g de capacidad de adsorción, mostrando el mejor resultado entre los tiempos evaluados.

Tabla VI
Porcentaje de remoción del cobre en relación con el tiempo, utilizando 15 g de tusa de maíz (T3)

Tiempo de tratamiento (min)	Concentraciones Cu (mg/L)		Cantidad de Cu removido (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Capacidad de adsorción (mg/g)
	Inicial	Final (Media ± DE)			
30	0.990	0.038 ± 0.002	0.952	96.162	0.032
60	0.990	0.032 ± 0.002	0.958	96.768	0.032
120	0.990	0.028 ± 0.002	0.962	97.172	0.032
180	0.990	0.021 ± 0.002	0.969	97.879	0.032

Nota. La concentración final de Cu se expresa como media ± DE (n = 3); los demás parámetros se calcularon a partir de dicha media.

La dosis de 15 g del biosorbente favoreció la remoción de Cu^{2+} al incrementar la disponibilidad de sitios activos, aunque la capacidad de adsorción se mantuvo constante (0.032 mg/g).

Finalmente, en la Tabla VII se observa que la mayor remoción de Cu se alcanzó a los 180 min utilizando 20 g de tusa de maíz (T4), reduciendo la concentración de 0.990 a 0.004 mg/L, con una remoción de 99.596 %, una cantidad removida de 0.986 mg/L y una capacidad de adsorción de 0.025 mg/g, superiores a las registradas a los 30, 60 y 120 min.

Tabla VII
Porcentaje de remoción del cobre en relación con el tiempo, utilizando 20 g de tusa de maíz (T4)

Tiempo de tratamiento (min)	Concentraciones Cu (mg/L)		Cantidad de Cu removido (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Capacidad de adsorción (mg/g)
	Inicial	Final (Media ± DE)			
30	0.990	0.019 ± 0.001	0.971	98.081	0.024
60	0.990	0.015 ± 0.001	0.975	98.485	0.024
120	0.990	0.010 ± 0.001	0.980	98.990	0.025
180	0.990	0.004 ± 0.001	0.986	99.596	0.025

Nota. La concentración final de Cu se expresa como media ± DE (n = 3); los demás parámetros se calcularon a partir de dicha media.

La mayor dosis de tusa de maíz alcanzó una remoción de Cu^{2+} cercana al 100 %, favorecida por la mayor disponibilidad de sitios activos.

La Figura 2 muestra el porcentaje de remoción de Cu para las dosis de 5, 10, 15 y 20 g de tusa de maíz. El menor valor se registró a los 30 min con 5 g, mientras que el mayor se alcanzó a los 180 min con 20 g, evidenciando que el incremento del tiempo de contacto y de la dosis favoreció la remoción de Cu.

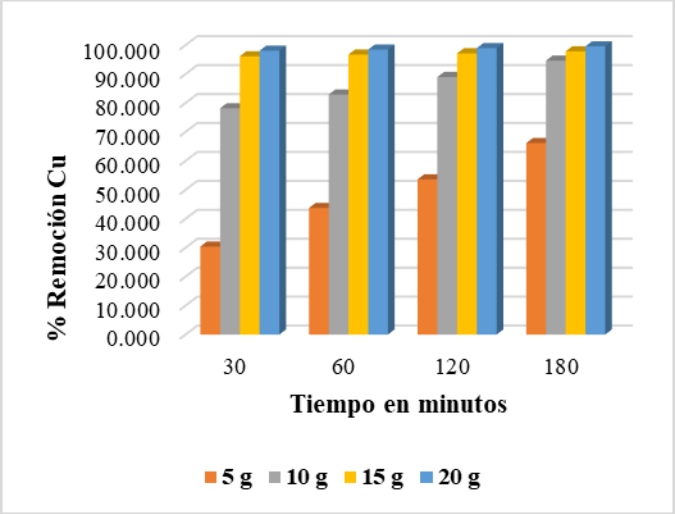


Fig. 2 Porcentaje de remoción de Cu en función del tiempo.

La remoción de Cu aumentó conforme se incrementaron el tiempo de contacto y la dosis de tusa de maíz. La mayor eficiencia se obtuvo con 20 g a los 180 min (99.596 %), mientras que con 5 g fue de 66.162 %, confirmando que una mayor dosis favoreció la biosorción del Cu^{2+}.

C. Zinc (Zn)

En la Tabla VIII se observa que la mayor remoción de Zn se alcanzó a los 180 min utilizando 5 g de tusa de maíz (T1), reduciendo la concentración de 2.090 a una concentración final media de 0.775 ± 0.007 mg/L, con una remoción de 62.937 %, una cantidad removida de 1.316 mg/L y una capacidad de adsorción de 0.132 mg/g, valores más elevados que los registrados a los 30, 60 y 120 min.

Tabla VIII

Porcentaje de remoción del zinc en relación con el tiempo, utilizando 5 g de tusa de maíz (T1)

Tiempo de tratamiento (min)	Concentraciones Zn (mg/L)		Cantidad de Zn removido (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Capacidad de adsorción (mg/g)
	Inicial	Final (Media ± DE)			
30	2.090	1.595 ± 0.007	0.496	23.706	0.050
60	2.090	1.592 ± 0.008	0.498	23.830	0.050
120	2.090	1.159 ± 0.007	0.931	44.536	0.093
180	2.090	0.775 ± 0.007	1.316	62.937	0.132

Nota. La concentración final de Zn se expresa como media ± DE (n = 3); los demás parámetros se calcularon a partir de dicha media.

El tiempo de contacto favoreció la biosorción de Zn^{2+}, incrementando la remoción y la capacidad de adsorción.

En concordancia con lo anterior, en la Tabla IX se evidencia que, con 10 g de tusa de maíz, el mejor desempeño se obtuvo a los 180 min, cuando la concentración media de Zn disminuyó de 2.090 a 0.607 ± 0.005 mg/L. En esta condición se alcanzó una remoción de 70.950 % y una capacidad de adsorción de 0.074 mg/g, superando los resultados registrados a los 30, 60 y 120 min.

Tabla IX

Porcentaje de remoción del zinc en relación con el tiempo, utilizando 10 g de tusa de maíz (T2)

Tiempo de tratamiento (min)	Concentraciones Zn (mg/L)		Cantidad de Zn removido (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Capacidad de adsorción (mg/g)
	Inicial	Final (Media ± DE)			
30	2.090	0.713 ± 0.005	1.378	65.908	0.069
60	2.090	0.638 ± 0.005	1.452	69.462	0.073
120	2.090	0.624 ± 0.005	1.466	70.127	0.073
180	2.090	0.607 ± 0.005	1.483	70.950	0.074

Nota. La concentración final de Zn se expresa como media ± DE (n = 3); los demás parámetros se calcularon a partir de dicha media.

La capacidad de adsorción se mantuvo prácticamente estable entre 60 y 120 min, con un ligero incremento al final del ensayo.

En este sentido, la Tabla X evidencia que con 15 g de tusa de maíz la mayor remoción de Zn se alcanzó a los 180 min, reduciendo la concentración de 2.090 a 0.504 ± 0.005 mg/L, con una remoción de 75.902 % y una capacidad de adsorción de 0.053 mg/g, superiores a las obtenidas en los demás tiempos evaluados.

Tabla X

Porcentaje de remoción del zinc en relación con el tiempo, utilizando 15 g de tusa de maíz (T3)

Tiempo de tratamiento (min)	Concentraciones Zn (mg/L)		Cantidad de Zn removido (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Capacidad de adsorción (mg/g)
	Inicial	Final (Media ± DE)			
30	2.090	0.597 ± 0.005	1.493	71.419	0.050
60	2.090	0.586 ± 0.005	1.504	71.950	0.050
120	2.090	0.515 ± 0.005	1.575	75.342	0.052
180	2.090	0.504 ± 0.005	1.587	75.902	0.053

Nota. La concentración final de Zn se expresa como media ± DE (n = 3); los demás parámetros se calcularon a partir de dicha media.

Estos resultados muestran que el tiempo favoreció la biosorción de Zn^{2+} en el tratamiento T3.

Por último, en la Tabla XI se observa que la mayor remoción de Zn se alcanzó a los 180 min utilizando 20 g de tusa de maíz (T4), reduciendo la concentración de 2.090 a 0.059 ± 0.002 mg/L, con una remoción de 97.196 %, una cantidad removida de 2.032 mg/L y una capacidad de adsorción de 0.051 mg/g, superiores a los valores anteriores.

Tabla XI

Porcentaje de remoción del zinc en relación con el tiempo, utilizando 20 g de tusa de maíz (T4)

Tiempo de tratamiento (min)	Concentraciones Zn (mg/L)		Cantidad de Zn removido (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Capacidad de adsorción (mg/g)
	Inicial	Final (Media ± DE)			
30	2.090	0.470 ± 0.005	1.621	77.533	0.041
60	2.090	0.367 ± 0.005	1.723	82.442	0.043
120	2.090	0.145 ± 0.003	1.945	93.063	0.049
180	2.090	0.059 ± 0.002	2.032	97.196	0.051

Nota. La concentración final de Zn se expresa como media ± DE (n = 3); los demás parámetros se calcularon a partir de dicha media.

La mayor dosis de tusa de maíz favoreció la remoción de Zn^{2+} al incrementar la disponibilidad de sitios activos para la adsorción.

La Figura 3 muestra la variación del porcentaje de remoción de Zn según el tiempo de contacto y la dosis de tusa de maíz, evidenciando el efecto de ambos factores sobre la eficiencia de biosorción.

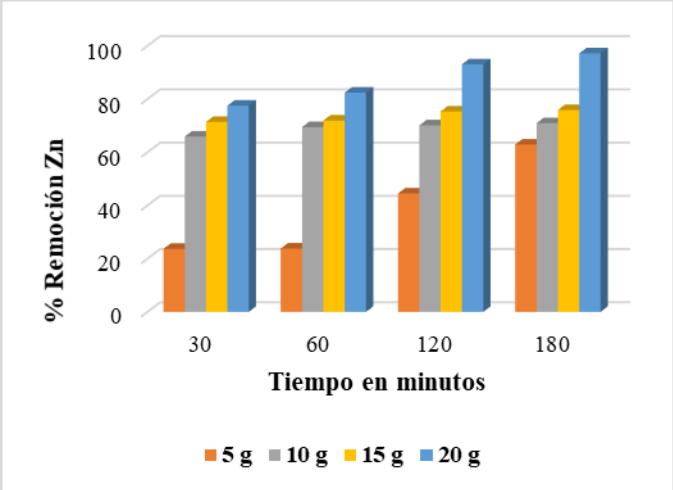


Fig. 3 Porcentaje de remoción de Zn en función del tiempo.

En general, la remoción de Zn aumentó con el incremento del tiempo de contacto y la dosis del biosorbente. La mayor eficiencia se obtuvo con 20 g a los 180 min (97.196 %), mientras que con 5 g fue de 62.937 %, confirmando que una mayor dosis favoreció la biosorción de Zn^{2+}.

D. Hierro (Fe)

En la Tabla XII se observa que la mayor remoción de Fe se alcanzó a los 180 min utilizando 5 g de tusa de maíz (T1), reduciendo la concentración de 0.602 a 0.155 ± 0.003 mg/L, con una remoción de 74.252 %, una cantidad removida de 0.447 mg/L y una capacidad de adsorción de 0.045 mg/g, valores mayores que los registrados en los tiempos anteriores.

Tabla XII
Porcentaje de remoción del hierro en relación con el tiempo, utilizando 5 g de tusa de maíz (T1)

Tiempo de tratamiento (min)	Concentraciones Fe (mg/L)		Cantidad de Fe removido (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Capacidad de adsorción (mg/g)
	Inicial	Final (Media ± DE)			
30	0.602	0.240 ± 0.004	0.362	60.133	0.036
60	0.602	0.172 ± 0.004	0.430	71.429	0.043
120	0.602	0.220 ± 0.004	0.382	63.455	0.038
180	0.602	0.155 ± 0.003	0.447	74.252	0.045

Nota. La concentración final de Fe se expresa como media ± DE (n = 3); los demás parámetros se calcularon a partir de dicha media.

La remoción de Fe^{2+} presentó variaciones, disminuyendo a los 120 min y alcanzando su máximo a los 180 min.

Asimismo, en la Tabla XIII se observa que la mayor remoción de Fe se alcanzó a los 120 min utilizando 10 g de tusa de maíz (T2), reduciendo la concentración de 0.602 a 0.136 ± 0.003 mg/L, con una remoción de 77.409 %, una cantidad removida de 0.466 mg/L y una capacidad de adsorción de 0.023 mg/g, valores mayores que los registrados en las demás evaluaciones.

Tabla XIII
Porcentaje de remoción del hierro en relación con el tiempo, utilizando 10 g de tusa de maíz (T2)

Tiempo de tratamiento (min)	Concentraciones Fe (mg/L)		Cantidad de Fe removido (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Capacidad de adsorción (mg/g)
	Inicial	Final (Media ± DE)			
30	0.602	0.155 ± 0.004	0.447	74.252	0.022
60	0.602	0.149 ± 0.003	0.453	75.249	0.023
120	0.602	0.136 ± 0.003	0.466	77.409	0.023
180	0.602	0.186 ± 0.004	0.416	69.103	0.021

Nota. La concentración final de Fe se expresa como media ± DE (n = 3); los demás parámetros se calcularon a partir de dicha media.

La remoción de Fe aumentó hasta los 120 min de contacto y posteriormente disminuyó a los 180 min bajo las condiciones evaluadas.

Por consiguiente, en la Tabla XIV se observa que la mayor remoción de Fe se alcanzó a los 180 min utilizando 15 g de tusa de maíz (T3), reduciendo la concentración de 0.602 a 0.118 ± 0.004 mg/L, con una remoción de 80.399 %, una cantidad removida de 0.484 mg/L y una capacidad de adsorción de 0.016 mg/g, valores mayores que los registrados en las evaluaciones previas.

Tabla XIV
Porcentaje de remoción del hierro en relación con el tiempo, utilizando 15 g de tusa de maíz (T3)

Tiempo de tratamiento (min)	Concentraciones Fe (mg/L)		Cantidad de Fe removido (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Capacidad de adsorción (mg/g)
	Inicial	Final (Media ± DE)			
30	0.602	0.132 ± 0.004	0.470	78.073	0.016
60	0.602	0.128 ± 0.003	0.474	78.738	0.016
120	0.602	0.200 ± 0.003	0.402	66.777	0.013
180	0.602	0.118 ± 0.004	0.484	80.399	0.016

Nota. La concentración final de Fe se expresa como media ± DE (n = 3); los demás parámetros se calcularon a partir de dicha media.

Aunque la remoción disminuyó a 66.777 % a los 120 min, el tratamiento recuperó su eficiencia a los 180 min, alcanzando la mayor remoción de Fe.

Finalmente, en la Tabla XV se observa que la mayor remoción de Fe se alcanzó a los 180 min utilizando 20 g de tusa de maíz (T4), reduciendo la concentración de 0.602 a 0.060 mg/L, con una remoción de 90.033 %, una cantidad removida de 0.542 mg/L y una capacidad de adsorción de 0.014 mg/g, superando los resultados registrados a los 30, 60 y 120 min.

Tabla XV

Porcentaje de remoción del hierro en relación con el tiempo, utilizando 20 g de tusa de maíz (T4)

Tiempo de tratamiento (min)	Concentraciones Fe (mg/L)		Cantidad de Fe removido (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Capacidad de adsorción (mg/g)
	Inicial	Final (Media ± DE)			
30	0.602	0.114 ± 0.003	0.488	81.063	0.012
60	0.602	0.101 ± 0.003	0.501	83.223	0.013
120	0.602	0.090 ± 0.003	0.512	85.050	0.013
180	0.602	0.060 ± 0.002	0.542	90.033	0.014

Nota. La concentración final de Fe se expresa como media ± DE (n = 3); los demás parámetros se calcularon a partir de dicha media.

La mayor dosis de tusa de maíz favoreció la remoción de Fe^{2+} al aumentar los sitios activos disponibles.

La Figura 4 muestra la remoción de Fe según el tiempo de contacto para cuatro dosis de tusa de maíz (5, 10, 15 y 20 g), comparando el efecto de dosis y tiempo sobre la biosorción.

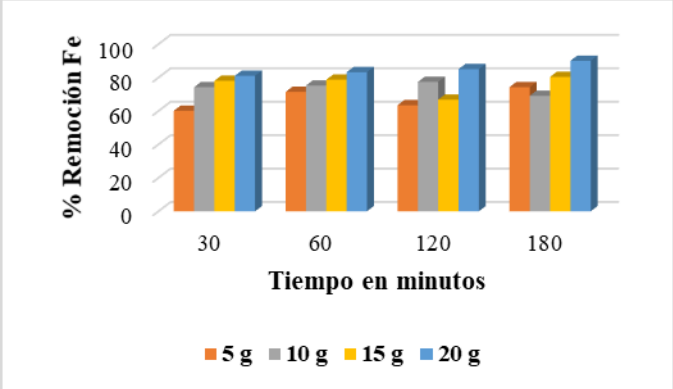


Fig. 4 Porcentaje de remoción de Fe en función del tiempo.

La remoción de Fe aumentó con el tiempo de contacto y la dosis de tusa de maíz. La mayor eficiencia se obtuvo con el T4 (20 g) a los 180 min (90.033 %).

E. Análisis estadístico de la remoción de metales

Para determinar el efecto de la dosis, el tiempo y su interacción sobre la remoción de Cu, Zn y Fe, se realizó un ANOVA de dos factores y la prueba de Tukey al 95 % de confianza. Los resultados se presentan en la Tabla XVI.

Tabla XVI

Análisis de varianza de dos factores para la remoción de Cu, Zn y Fe

Metal	Fuente	GL	Valor F	Valor p
Cobre (Cu)	Dosis (g)	3	44311.5	< 0.001
	Tiempo (min)	3	2826.59	< 0.001
	Dosis × Tiempo	9	954.44	< 0.001
Zinc (Zn)	Dosis (g)	3	81191.04	< 0.001
	Tiempo (min)	3	12079.26	< 0.001
	Dosis × Tiempo	9	3159.69	< 0.001
Hierro (Fe)	Dosis (g)	3	2008.18	< 0.001
	Tiempo (min)	3	273.46	< 0.001
	Dosis × Tiempo	9	260.01	< 0.001

Nota. GL: grados de libertad; F: estadístico de Fisher; p: valor de significancia.

El ANOVA de dos factores mostró que la dosis, el tiempo de contacto y su interacción influyeron significativamente en la remoción de Cu, Zn y Fe ($p < 0.001$). Los mayores valores F correspondieron a la dosis, especialmente en Zn y Cu, evidenciando su mayor contribución a la variación de la remoción. La interacción significativa indicó que el efecto del tiempo dependió de la dosis aplicada.

Posteriormente, la prueba de Tukey permitió comparar las combinaciones de dosis y tiempo, cuyos resultados se presentan en la Tabla XVII.

Tabla XVII

Comparaciones seleccionadas de remoción según la prueba de Tukey

Metal	Dosis (g) × Tiempo (min)	Remoción media (%)	Agrupación
Cobre (Cu)	5 × 30	30.404	M
	20 × 30	98.081	BC
	20 × 180	99.596	A
Zinc (Zn)	5 × 30	23.706	L
	20 × 30	77.533	D
	20 × 180	97.196	A
Hierro (Fe)	5 × 30	60.133	L
	20 × 30	81.063	D
	20 × 180	90.033	A

Nota. Las letras corresponden a las agrupaciones de Tukey; las medias que comparten al menos una letra no presentan diferencias significativas ($\alpha = 0.05$). Las agrupaciones se interpretan independientemente para cada metal.

La prueba de Tukey evidenció diferencias significativas entre las condiciones que no compartieron letras dentro de cada metal. Las mayores remociones se obtuvieron con 20 g a 180 min para Cu (99.596 %), Zn (97.196 %) y Fe (90.033 %), correspondientes al grupo A.

IV. Discusión

La presente investigación evaluó la eficiencia de la tusa de maíz (*Zea mays* L.) como biosorbente para la remoción simultánea de Fe, Cu y Zn presentes en un efluente minero ácido. Los resultados demostraron que la eficiencia de biosorción aumentó conforme se incrementaron la dosis del biosorbente y el tiempo de contacto, alcanzándose remociones máximas de 99.596 % para Cu (0.986 mg/L), 97.196 % para Zn (2.032 mg/L) y 90.033 % para Fe (0.542 mg/L) con 20 g de tusa de maíz a los 180 min. Asimismo, la mayor capacidad de adsorción se registró con 5 g de biosorbente, obteniéndose 0.066 mg/g para Cu, 0.132 mg/g para Zn y 0.045 mg/g para Fe, evidenciando el potencial de la tusa de maíz como biosorbente para el tratamiento de efluentes mineros.

En cuanto al cobre (Cu), la mayor remoción se obtuvo con 20 g de tusa de maíz a los 180 min, alcanzando 99.596 %, una cantidad removida de 0.986 mg/L y una capacidad de adsorción de 0.025 mg/g. Este porcentaje supera el 89.2 % reportado por Lestari et al., quienes obtuvieron una capacidad máxima de adsorción de 75.76 mg/g utilizando tusa de maíz modificada magnéticamente [22]. Asimismo, Petrović et al. reportaron una capacidad de adsorción de 2.62 mg/g para Cu y

demostraron que la tusa de maíz es un biosorbente eficaz para Cu^{2+} mediante mecanismos de intercambio iónico y quimisorción [33]. Por otro lado, Radenković et al. atribuyen esta capacidad a la elevada porosidad y abundancia de grupos funcionales presentes en los residuos de maíz [34].

Respecto al zinc (Zn), la mayor remoción alcanzó 97.196 % con 20 g de tusa de maíz a los 180 min, una cantidad removida de 2.032 mg/L y obteniendo una capacidad de adsorción de 0.051 mg/g. Este resultado fue superior al 89.3 % obtenido por Lestari et al., aunque estos autores reportaron una capacidad máxima de 63.93 mg/g debido a la modificación magnética del biosorbente [22]. De manera similar, Kulmedov indicó que el incremento de la dosis del adsorbente y del tiempo de contacto mejora significativamente la eliminación de Zn [35].

En relación con el hierro (Fe), la máxima remoción fue de 90.033 % con 20 g de tusa de maíz a los 180 min, una cantidad removida de 0.542 mg/L y alcanzando una capacidad de adsorción de 0.014 mg/g. Este resultado es comparable con El-Bendary et al., quienes obtuvieron eficiencias entre 79.7 % y 99.1 % utilizando una concentración inicial de 5 mg/L de Fe y capacidades de adsorción de 317.1–366.7 mg/g utilizando carbón activado derivado de tusa de maíz modificada [23]. Asimismo, Adlyn et al. reportaron una remoción de 89.73 % de Fe a los 180 min utilizando una concentración inicial de 8.28 mg/L de Fe y pH 1.65 [24]. Por otra parte, Pakaya et al. también evidenciaron la alta eficiencia de biosorbentes basados en residuos agrícolas para la eliminación de Fe [36].

Respecto a su escalabilidad, la tusa de maíz presenta potencial como biosorbente por su disponibilidad como residuo agrícola y bajo costo relativo [37]. Considerando la dosis máxima evaluada de 40 g/L y un caudal aproximado de 6 L/min, se requerirían teóricamente 345.6 kg/día de biosorbente, lo que hace necesario optimizar la dosis, asegurar su abastecimiento y evaluar su reutilización. Para su implementación en unidades mineras, se requieren ensayos piloto, sistemas continuos y una evaluación técnico-económica que considere preparación, operación, regeneración y disposición del biosorbente [38], [39].

Limitaciones y trabajos futuros

Una de las principales limitaciones del estudio fue que los ensayos se realizaron a escala de laboratorio y con efluente recolectado en un solo punto de la bocamina Nv. 4 de la Unidad Minera Algamarca. Además, se trabajó con condiciones definidas de dosis de tusa de maíz y tiempos de contacto, sin evaluar otras variables que podrían influir en la biosorción. Por ello, en futuros estudios se recomienda analizar el efecto de parámetros como el pH, el tamaño de partícula y la concentración inicial de los metales, así como evaluar la reutilización del biosorbente y su comportamiento en ensayos a mayor escala para determinar su posible aplicación en el tratamiento de efluentes mineros.

V. CONCLUSIONES

La tusa de maíz (*Zea mays* L.) demostró ser un biosorbente eficiente para la remoción de metales presentes en el efluente minero de la bocamina Nv. 4 de Algamarca. La mayor eficiencia se obtuvo con el T4, correspondiente a 20 g de biosorbente y 180 min de tiempo de contacto, alcanzando remociones de 99.596 % para Cu, 97.196 % para Zn y 90.033 % para Fe, mostrando diferencias significativas por dosis, tiempo e interacción ($p < 0.001$).

El incremento de la dosis de tusa de maíz favoreció la disminución de las concentraciones finales de los metales y el aumento de la cantidad removida. En las condiciones óptimas, las concentraciones finales disminuyeron a 0.004 mg/L para Cu, 0.059 mg/L para Zn y 0.060 mg/L para Fe, evidenciando una elevada capacidad de retención de los iones metálicos presentes en el efluente minero.

La capacidad de adsorción del biosorbente estuvo influenciada por la dosis aplicada. Los mayores valores se registraron con 5 g de tusa de maíz, alcanzando 0.066 mg/g para Cu, 0.132 mg/g para Zn y 0.045 mg/g para Fe a los 180 min, mientras que el incremento de la dosis favoreció una mayor eficiencia de remoción, pero redujo la capacidad de adsorción por unidad de masa del biosorbente, debido a la distribución de los metales entre un mayor número de sitios activos.

REFERENCIAS

[1] T. E. Oladimeji, M. Oyedemi, M. E. Emetere, O. Agboola, J. B. Adeoye, y O. A. Odunlami, «Review on the impact of heavy metals from industrial wastewater effluent and removal technologies», *Heliyon*, vol. 10, n.º 23, p. e40370, dic. 2024, doi: 10.1016/j.heliyon.2024.e40370.

[2] D. Piwowarska, E. Kiedrzyńska, y K. Jaszczyszyn, «A global perspective on the nature and fate of heavy metals polluting water ecosystems, and their impact and remediation», *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 54, n.º 19, pp. 1436-1458, oct. 2024, doi: 10.1080/10643389.2024.2317112.

[3] R. L. P. Kleinmann, «At-source control of acid mine drainage», *International Journal of Mine Water*, vol. 9, n.º 1-4, pp. 85-96, mar. 1990, doi: 10.1007/BF02503685.

[4] C. Cacciuttolo, A. Pastor, P. Valderrama, y E. Atencio, «Process Water Management and Seepage Control in Tailings Storage Facilities: Engineered Environmental Solutions Applied in Chile and Peru», *Water*, vol. 15, n.º 1, p. 196, ene. 2023, doi: 10.3390/w15010196.

[5] L. F. Valdez-Nuñez, D. Ayala-Muñoz, J. Sánchez-España, y I. Sánchez-Andrea, «Microbial Communities in Peruvian Acid Mine Drainages: Low-Abundance Sulfate-Reducing Bacteria With High Metabolic Activity», *Geomicrobiology Journal*, vol. 39, n.º 10, pp. 867-883, nov. 2022, doi: 10.1080/01490451.2022.2087808.

[6] Ministerio del Ambiente, «Decreto Supremo N.° 004-2017-MINAM: Estándares de Calidad Ambiental para Agua», Ministerio del Ambiente (MINAM), Lima, Perú, 004-2017-MINAM, 2017. [En línea]. Disponible en: https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/06/DS-004-2017-MINAM.pdf

[7] B. Dold, C. Wade, y L. Fontboté, «Water management for acid mine drainage control at the polymetallic Zn–Pb–(Ag–Bi–Cu) deposit Cerro de Pasco, Peru», *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 100, n.º 2-3, pp. 133-141, feb. 2009, doi: 10.1016/j.gexplo.2008.05.002.

[8] J. Chang Kee *et al.*, «Accumulation of heavy metals in native Andean plants: potential tools for soil phytoremediation in Ancash (Peru)», *Environ Sci Pollut Res*, vol. 25, n.º 34, pp. 33957-33966, dic. 2018, doi: 10.1007/s11356-018-3325-z.

[9] E. Nuñez-Bustamante *et al.*, «Characterization and Evaluation of the Efficiency of Organic Amendments and Native Macrophytes for the Treatment of Acid Mine Drainage in Hualgayoc—A Case Study», *Sustainability*, vol. 17, n.º 8, p. 3570, abr. 2025, doi: 10.3390/su17083570.

[10] Ministerio de Energía y Minas, «Inventario de Pasivos Ambientales Mineros», Ministerio de Energía y Minas (MINEM), Lima, Perú. [En línea]. Disponible en: https://www.gob.pe/institucion/minem/colecciones/24670-inventario-de-pasivos-ambientales-mineros

[11] «Biosorption», en *Interface Science and Technology*, vol. 33, Elsevier, 2021, pp. 587-628. doi: 10.1016/B978-0-12-818805-7.00003-5.

[12] M. Macena, H. Pereira, L. Cruz-Lopes, L. Grosche, y B. Esteves, «Competitive Adsorption of Metal Ions by Lignocellulosic Materials: A Review of Applications, Mechanisms and Influencing Factors», *Separations*, vol. 12, n.º 3, p. 70, mar. 2025, doi: 10.3390/separations12030070.

[13] P. C. Lindholm-Lehto, «Biosorption of heavy metals by lignocellulosic biomass and chemical analysis», *BioRes*, vol. 14, n.º 2, pp. 4952-4995, mar. 2019, doi: 10.15376/biores.14.2.Lindholm-Lehto.

[14] C. Sui, W. Xie, Y. Bian, y X. Li, «Recent Progress in Adsorption Removal of Heavy Metal Ions from Wastewater Using Biomass-Based Materials», *Gels*, vol. 12, n.º 4, p. 311, abr. 2026, doi: 10.3390/gels12040311.

[15] M. Mergbi *et al.*, «Valorization of lignocellulosic biomass into sustainable materials for adsorption and photocatalytic applications in water and air remediation», *Environ Sci Pollut Res*, vol. 30, n.º 30, pp. 74544-74574, may 2023, doi: 10.1007/s11356-023-27484-2.

[16] M. S. Ismail, M. D. Yahya, M. Auta, y K. S. Obayomi, «Facile preparation of amine -functionalized corn husk derived activated carbon for effective removal of selected heavy metals from battery recycling wastewater», *Heliyon*, vol. 8, n.º 5, p. e09516, may 2022, doi: 10.1016/j.heliyon.2022.e09516.

[17] C. E. Almeida-Naranjo, C. Villamar-Ayala, A. Daquilema, y A. Debut, «Valorization of corn cobs: a sustainable filtration approach for caffeine and triclosan removal», *Appl Water Sci*, vol. 15, n.º 9, p. 235, sep. 2025, doi: 10.1007/s13201-025-02577-0.

[18] A. A. Munawar, Zulfahrizal, y D. Mörlein, «Prediction accuracy of near infrared spectroscopy coupled with adaptive machine learning methods for simultaneous determination of chlorogenic acid and caffeine on intact coffee beans», *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, vol. 10, p. 100913, dic. 2024, doi: 10.1016/j.cscee.2024.100913.

[19] J. Febrianto, A. N. Kosasih, J. Sunarso, Y.-H. Ju, N. Indraswati, y S. Ismadji, «Equilibrium and kinetic studies in adsorption of heavy metals using biosorbent: A summary of recent studies», *Journal of Hazardous Materials*, vol. 162, n.º 2-3, pp. 616-645, mar. 2009, doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.06.042.

[20] Y. Liu y Y.-J. Liu, «Biosorption isotherms, kinetics and thermodynamics», *Separation and Purification Technology*, vol. 61, n.º 3, pp. 229-242, jul. 2008, doi: 10.1016/j.seppur.2007.10.002.

[21] M. G. Fadl, «Prediction of heavy metal biosorption mechanism through studying isotherm kinetic equations», *Sci Rep*, vol. 13, n.º 1, p. 1576, ene. 2023, doi: 10.1038/s41598-023-28655-4.

[22] A. Y. D. Lestari *et al.*, «Magnetically modified corn cob as a new low-cost biosorbent for removal of Cu (II) and Zn (II) from wastewater», *JBAT*, vol. 9, n.º 2, pp. 96-102, dic. 2020, doi: 10.15294/jbat.v9i02.27136.

[23] N. El-Bendary, H. Kh. El-Etriby, y H. Mahanna, «High-performance removal of iron from aqueous solution using modified activated carbon prepared from corn cobs and luffa sponge», *Desalination and Water Treatment*, vol. 213, pp. 348-357, feb. 2021, doi: 10.5004/dwt.2021.26721.

[24] C. Adlyn *et al.*, «Fe and Mn Removal from Acid Mine Drainage by Utilizing Chlorella sorokiniana and Monoraphidium neglectum as Biosorbent», *EREM*, vol. 80, n.º 3, pp. 134-148, oct. 2024, doi: 10.5755/j01.erem.80.3.34122.

[25] M. R. Moreno-Virgen *et al.*, «A circular economy-based valorization of agricultural residues to remove heavy metals from water: Adsorption and final disposal strategy», *Adsorption Science & Technology*, vol. 42, p. 02636174241298784, ene. 2024, doi: 10.1177/02636174241298784.

[26] M. S. Wagh *et al.*, «Valorisation of agro-industrial wastes: Circular bioeconomy and biorefinery process – A sustainable symphony», *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 183, pp. 708-725, mar. 2024, doi: 10.1016/j.psep.2024.01.055.

[27] M. Shahid *et al.*, «Trace element removal from wastewater by agricultural biowastes: A data analysis on removal efficacy and optimized conditions», *Science of The Total Environment*, vol. 975, p. 179235, may 2025, doi: 10.1016/j.scitotenv.2025.179235.

[28] I. Morosanu, C. Teodosiu, A. Coroaba, y C. Paduraru, «Sequencing batch biosorption of micropollutants from aqueous effluents by rapeseed waste: Experimental assessment and statistical modelling», *Journal of Environmental Management*, vol. 230, pp. 110-118, ene. 2019, doi: 10.1016/j.jenvman.2018.09.075.

[29] C. Tejada-Tovar, A. Villabona-Ortíz, R. Ortega-Toro, J. López-Génes, A. Negrete-Palacio, y Universidad de Cartagena, «Elimination of Cadmium (II) in aqueaous solution using corn cob (Zea mays) in batch system: adsorption kinetics and equilibrium», *RMIQ*, vol. 20, n.º 2, pp. 1059-1077, abr. 2021, doi: 10.24275/rmiq/IA2398.

[30] I. Sheriff, N. A. Awang, H. B. Halim, O. S. Ikechukwu, y A. F. Jusoh, «Extraction and analytical methods of microplastics in wastewater treatment plants: Isolation patterns, quantification, and size characterization techniques», *Desalination and Water Treatment*, vol. 318, p. 100399, abr. 2024, doi: 10.1016/j.dwt.2024.100399.

[31] R. S. Ahmed, M. E. Abuarab, M. A. Baiomy, y M. M. Ibrahim, «Heavy metals removal from industrial wastewater using bio-adsorbent materials based on agricultural solid wastes through batch and continuous flow mechanisms», *Journal of Water Process Engineering*, vol. 57, p. 104665, ene. 2024, doi: 10.1016/j.jwpe.2023.104665.

[32] T. K. Sen, «Agricultural Solid Wastes Based Adsorbent Materials in the Remediation of Heavy Metal Ions from Water and Wastewater by Adsorption: A Review», *Molecules*, vol. 28, n.º 14, p. 5575, jul. 2023, doi: 10.3390/molecules28145575.

[33] J. Petrović, Č. Lačnjevac, y S. Stanković, «Characterization and usefulness of corn cob as biosorbent for Pb2+, Cu2+ and Zn2+ ions removal from aqueous solutions», *Zas Mat*, vol. 57, n.º 3, pp. 480-487, sep. 2016, doi: 10.5937/ZasMat1603480P.

[34] M. Radenković, M. Kovačević, V. Radojičić, M. Tošić, M. Momčilović, y S. Živković, «Corn Residue-Based Activated Carbon for Heavy Metal Removal: A Review of Adsorptive Performance and Properties», *Processes*, vol. 13, n.º 11, p. 3406, oct. 2025, doi: 10.3390/pr13113406.

[35] B. Kulmedov, «Modified maize cob powder for zinc and chromium removal from wastewater: predictive modeling and comparative study of mathematical models», *Environ Monit Assess*, vol. 197, n.º 9, p. 1027, ago. 2025, doi: 10.1007/s10661-025-14482-9.

[36] R. Pakaya, M. R. Olii, R. Hambali, y Moh. F. P. Pomalingo, «Development of a multi-component agro-waste bio-adsorbent for heavy metal removal from real landfill leachate», *Water Sci.*, vol. 40, n.º 1, p. 47, jun. 2026, doi: 10.1007/s44533-026-00047-3.

[37] F. Younas *et al.*, «A critical review on the separation of heavy metal(loid)s from the contaminated water using various agricultural wastes», *International Journal of Phytoremediation*, vol. 26, n.º 3, pp. 349-368, feb. 2024, doi: 10.1080/15226514.2023.2242973.

[38] F. Matebese, A. K. Mosai, H. Tutu, y Z. R. Tshentu, «Mining wastewater treatment technologies and resource recovery techniques: A review», *Heliyon*, vol. 10, n.º 3, p. e24730, feb. 2024, doi: 10.1016/j.heliyon.2024.e24730.

[39] S. Tirthakar y R. Dod, «Valorisation of Corn Cob Agricultural Waste for Continuous Chromium (VI) Removal: Fixed-Bed Column Performance and Breakthrough Analysis», *Int J Environ Res*, vol. 20, n.º 2, p. 113, abr. 2026, doi: 10.1007/s41742-026-01069-6.