



EVALUACIÓN DEL CARBÓN ACTIVADO DE *Ulva lactuca* IMPREGNADO CON Fe^{3+}/Cu^{2+} EN LA ADSORCIÓN DE CIANURO DE SODIO

EVALUATION OF ACTIVATED CARBON FROM *Ulva lactuca* IMPREGNATED WITH Fe^{3+}/Cu^{2+} IN THE ADSORPTION OF SODIUM CYANIDE

Victor Manuel Castro Malabrigo^{1*}, Gladys Torres Moreno¹

¹Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional de Trujillo, Av. Juan Pablo II s/n –Ciudad Universitaria, Trujillo, Perú.

Victor Manuel Castro Malabrigo

 <https://orcid.org/0009-0005-0516-2185>

Artículo Original

Recibido: 27 de febrero de 2024

Aceptado: 29 de abril de 2024

Gladys Torres Moreno

 <https://orcid.org/0009-0000-1928-2296>

Resumen

El cianuro en cuerpos de agua representa un grave problema ambiental y de salud. *Ulva lactuca* se ha empleado para remover diversas sustancias tóxicas de aguas residuales industriales. Este estudio evaluó la eficacia del carbón activado de *Ulva lactuca* impregnado con Fe^{3+}/Cu^{2+} (CAUL) en la eliminación de cianuro. Los datos de adsorción se ajustaron a los modelos de Langmuir y Freundlich, siendo este último el que mostró el mejor ajuste ($r = 0,9978$). La eficiencia de adsorción se analizó a temperatura ambiental (20 ± 2 °C), pH 11, 500 rpm y 30 minutos de contacto. Los resultados indicaron una capacidad máxima de adsorción (q_{max}) de 48,2 mg de cianuro por gramo de CAUL. Con 0,1 g de CAUL fue posible eliminar el 99,45 % de una solución de 100 mg/L de cianuro. Estos hallazgos sugieren que el CAUL es una alternativa eficaz y sostenible para el tratamiento de aguas residuales contaminadas con cianuro.

Palabras clave: cianuro, *Ulva lactuca*, carbón activado impregnado Fe^{3+}/Cu^{2+} .

Abstract

Cyanide in water bodies poses a serious environmental and health problem. *Ulva lactuca* has been used to remove various toxic substances from industrial wastewater. This study evaluated the effectiveness of activated carbon from *Ulva lactuca* impregnated with Fe^{3+}/Cu^{2+} (CAUL) in the removal of cyanide. The adsorption data fit the Langmuir and Freundlich models, with the latter showing the best fit ($r = 0.9978$). Adsorption efficiency was analyzed at ambient temperature (20 ± 2 °C), pH 11, 500 rpm, and 30 minutes of contact. The results indicated a maximum adsorption capacity (q_{max}) of 48.2 mg of cyanide per gram of CAUL. With 0.1 g of CAUL, it was possible to remove 99.45% of a 100 mg/L cyanide solution. These findings suggest that CAUL is an effective and sustainable alternative for the treatment of cyanide-contaminated wastewater.

Keywords: cyanide, *Ulva lactuca*, Fe^{3+}/Cu^{2+} impregnated activated carbon.

*Autor para correspondencia: Email: cjara@unitru.pe

DOI: <http://dx.doi.org/10.17268/rebiol.2024.44.01.08>

Citar como:

Castro-Malabrigo, V., & Torres-Moreno, G. (2024). EVALUACIÓN DEL CARBÓN ACTIVADO DE *Ulva lactuca* IMPREGNADO CON Fe^{3+}/Cu^{2+} EN LA ADSORCIÓN DE CIANURO DE SODIO. *REBIOL*, 44(1), 78–88.



1. Introducción

El cianuro es un radical carbono-nitrógeno que se puede encontrar en una amplia variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos. Una forma común, el cianuro de hidrógeno, es un gas o líquido incoloro con un ligero olor amargo, parecido al de las almendras. El cianuro, en algunas formas, es una toxina muy potente y de acción rápida. Todas las formas de cianuro pueden ser tóxicas en niveles altos, pero el cianuro de hidrógeno es la forma más mortal de las toxinas (Dash et al., 2009). A pesar de su toxicidad, el cianuro se encuentra en una amplia gama en las diversas formas de vida, incluyendo bacterias fotosintéticas, algas, hongos, plantas y alimentos (como frijoles, almendras y anacardos, etc.) e incluso en el reino animal, como en ciempiés, escarabajos y en algunas especies de mariposas, etc. (Dash et al., 2009). El cianuro es uno de los productos químicos más peligrosos, ingresa a las aguas superficiales a través de diversas actividades industriales, como la galvanoplastia y el acabado de metales, el templado de acero, la minería (extracción de metales como oro y plata), la fabricación de piezas de automóviles, la fotografía, los productos farmacéuticos y las unidades de procesamiento de carbón (Dash et al., 2009; Depci, 2012; Dwivedi et al., 2016). Sin embargo, en las últimas décadas, con la creciente conciencia ambiental y el creciente temor debido a su carácter extremadamente tóxico, el cianuro se ha convertido en un tema de considerables debates en muchos países (Depci, 2012). El cianuro, no son fuertemente adsorbidos o retenidos dentro de los suelos, por lo que permanecen en la fase acuosa y a menudo forman complejos con otros contaminantes metálicos de efluentes industriales, tales como Fe, Cu, Ni y Zn. El cianuro libre se refiere a las formas más tóxicas de cianuro en las aguas residuales porque se libera en forma de hidrógeno gaseoso (Gebresemati et al., 2017): anión cianuro y cianuro de hidrógeno. Los disociables en ácidos débiles (WAD) se refieren a complejos de cianuro con metales como cadmio, cobre, níquel y zinc. Aunque el tiocianato (SCN)

es un WAD, a menudo se lo considera en su propia categoría. Los disociables en ácidos fuertes (SAD) se refieren a complejos de cianuro con metales como cobalto, oro, hierro y plata (Dash et al., 2009; Uppal et al., 2016; Halet et al., 2024). El cianuro es tóxico para los seres humanos y los animales, ya que se une a enzimas clave que contienen hierro, es decir, citocromo oxidasa del complejo IV de la cadena respiratoria, que es necesaria para que las células respiren aeróbicamente. Para proteger los recursos hídricos y los ecosistemas, los efluentes que contienen cianuro deben tratarse antes de ser descargados al medio ambiente (Depci, 2012; Kuyucak. & Akcil, 2013; Dwivedi et al., 2016). Por lo tanto, muchos países y agencias de protección ambiental han impuesto estándares limitantes para el cianuro. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) ha propuesto un límite para las aguas potables de 200 µg/L para cinauro total, donde el cianuro total se refiere a cianuros libres y complejos metálicos (Behnamfard & Salarirad, 2009; Dash et al., 2009; Agarwal et al., 2015; Gebresemati et al., 2017). En Perú, según la Dirección General de Salud Ambiental (DIGESA), el límite máximo permisible para el cianuro en Agua para Consumo Humano es de 0,070 mg/L, los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental (ECA), establecen los siguientes criterios según actividad: para aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable 0,070 mg/L de cianuro total, para aguas superficiales destinadas para recreación 0,022 mg/L de cianuro libre, para la extracción, cultivo y otras actividades marino costeras y continentales 0,004 mg/L para cianuro wad, para riego de vegetales y bebida de animales 0,1 mg/L cianuro wad y para la conservación del ambiente acuático 0,0052 mg/L cianuro libre.

Se han desarrollado varios procesos de tratamiento químico, físico y biológico, eficaces para la eliminación y recuperación de cianuro de los relaves de las plantas y las soluciones de proceso (Botz et al., 2016), suelen emplear productos químicos costosos, lo que resulta

desagradable tanto desde el punto de vista económico como medioambiental. Muchos de estos métodos tampoco pueden degradar la gama completa de compuestos de cianuro (Dwivedi et al., 2016). El tratamiento del cianuro se clasifica generalmente como un proceso basado en la destrucción o en la recuperación. En un proceso de destrucción del cianuro, se utilizan reacciones químicas o biológicas para convertir el cianuro en otro compuesto menos tóxico, generalmente cianato (Botz et al., 2016). Los procesos de recuperación del cianuro, como adsorción que es barato y eficaz. Cada una de las tecnologías anteriores tiene sus propias ventajas y limitaciones. (Behnamfard & Salarirad, 2009). El método más común para tratar el cianuro libre es la cloración alcalina. Sin embargo, la cloración de los cianuros da como resultados intermediarios altamente tóxicos (por ejemplo, cloruro de cianógeno). Estos compuestos, junto con el cloro residual, crean problemas ambientales adicionales. Por consiguiente, existe una creciente necesidad de métodos alternativos sin cloro para la eliminación de cianuros. (Adhoum & Monser, 2002).

Uno de ellos, es la adsorción, ya que es fácil de operar y no se requieren productos químicos peligrosos en este proceso. El adsorbente más común utilizado para la eliminación del cianuro es el carbón activado simple o modificado, que tiene una capacidad de adsorción de cianuro bastante baja y un alto costo de regeneración (Dwivedi et al., 2016). Además, la eliminación de cianuro de aguas residuales mediante sorción sobre carbón activado no tiene desventajas comparado con otros métodos de tratamiento, como la complejidad y dificultad de control del proceso, el consumo de reactivos costosos y peligrosos y la producción de residuos tóxicos (Behnamfard & Salarirad, 2009). Sin embargo, la adsorción de cianuro en superficies de carbón activado impregnado no está bien establecida (Adhoum & Monser, 2002). En términos de estabilidad química, se sabe que el zinc y el cadmio son los complejos más débiles, mientras que los complejos de hierro y cobalto

son los más fuertes. El cianuro forma complejos iónicos con metales (por ejemplo, Fe, Cu, Zn) que son mucho menos tóxicos que el cianuro de hidrógeno. La estabilidad de los complejos cianuro-metal puede variar según el tipo de metal (Kuyucak & Akcil, 2013). Se sabe que el cianuro se elimina de forma más eficiente de las soluciones alcalinas y pulpas mediante el uso de carbón activado impregnado con cobre. Se ha descubierto que el cobre (I) y el cobre (II) catalizan la oxidación del cianuro por el carbón activado y también dan como resultado un aumento en la capacidad de adsorción de cianuro (Adams, 1994).

Entre todos los materiales biológicos, las algas marinas, tienen muchas características para ser consideradas como candidatas ideales como bioabsorbentes, por su alta capacidad de unión a metales debido a la presencia de heteropolisacáridos, proteínas o lípidos en la superficie de la pared celular (Mofeed, 2017; Sassi et al., 2020) que contienen grupos funcionales como amino, hidroxilo, carboxilo, sulfato, hidroxilo, fosfato o amina, que pueden actuar como sitios de unión para los metales (Areco et al., 2012; Sassi et al., 2020; M'sakni & Alsufyani, 2021), además de todo eso, es ecológicamente más seguro (Mofeed, 2017). El alga verde, *Ulva lactuca*, es particularmente útil en estos aspectos debido a su amplia distribución a lo largo de las costas de Perú. No existe en la literatura un estudio extenso sobre la biosorción de cianuro utilizando esta biomasa de algas. Además, este nuevo material fue elegido como bioabsorbente en este estudio debido a que proviene de su biomasa natural, renovable y, por lo tanto, de bajo costo. (Sassi et al., 2020). *Ulva lactuca* se ha propuesto para una variedad de aplicaciones, pero la mayoría de estos estudios se han centrado principalmente en la eliminación de metales pesados y colorantes orgánicos (Turp et al., 2022).

Vale decir, que *Ulva lactuca*, es una macroalga, miembro de Chlorophyceae, que están disponibles en grandes cantidades en el mundo. Esta especie de alga verde, también conocida como lechuga de mar; Tiene hojas grandes, arrugadas y fuertes, que son transparentes y

membranosas. Estas hojas pueden crecer hasta 30 cm de longitud. Prosperan en rocas abiertas en la parte superior de la superficie porque necesitan luz. (Turp et al., 2022). *Ulva lactuca* ha sido estudiada como biomateriales utilizables para el tratamiento biológico de efluentes de colorantes y metales pesados tóxicos en solución (Pratiwi et al., 2018).

El objetivo de esta investigación es determinar la cantidad de carbón activado de *Ulva lactuca* impregnado de Fe^{+3}/Cu^{+2} , necesario para adsorber 100 mg/L de cianuro en solución acuosa, utilizando dos modelos de isoterma de adsorción a pH 11, agitación 500 rpm y a temperatura ambiente. Además, esta es la primera vez que se desarrolla un carbón activado del alga verde *Ulva lactuca* modificado con Fe^{+3}/Cu^{+2} .

2. Materiales y Métodos

Recolección, Selección de algas *Ulva lactuca*

Las muestras de *Ulva lactuca* se recolectaron en las playas de Huanchaco, ubicada a orillas del océano Pacífico en el Distrito de Huanchaco que integra el Área metropolitana de Trujillo en la Región La Libertad. La recolección fue manual, durante los meses de marzo a octubre, aprovechando la retirada de la marea (previa consulta de la Tabla de Mareas de la Dirección de Hidrografía y Navegación de la Marina de Guerra del Perú) además se tomaron las coordenadas geográficas (8°04'42" S, 79°07'15" W). De manera simultánea, se retiraron aquellas algas de género diferente a *Ulva lactuca*, así como las impurezas. Las algas colectadas se depositarán en sacos de polipropileno para sacarla del mar e inmediatamente después, se colocará en un recipiente plástico de 20 litros. Un ejemplar completo de la planta se llevó al Herbarium Truxillense de la Universidad Nacional de Trujillo para su identificación y posterior verificación taxonómica.

Preparación del biosorbente

Preparación de biomasa seca de *Ulva lactuca*

Las algas se lavaron con abundante agua del grifo, para remover la sal, arena y cuerpos extraños: conchitas, artrópodos, piedritas, así como fragmentos de otras especies de algas, y se dejó escurrir, para eliminar la mayor cantidad de agua posible. Luego se redujo de

tamaño de aproximadamente 2 cm, y se secaron en bandejas a temperatura ambiente entre 2 a 3 días, siendo necesario voltearla, para un secado más uniforme. Las algas secadas se colocaron en la estufa a 60°C durante 24 horas (Salima et al., 2013), volteándolas cada cierto tiempo. Después del secado se realizó la molienda en un molino de discos manual para comprimirlo en un polvo fino. El polvo verde se pasó por un tamiz de malla 250 μ m (Pratiwi et al., 2018; Shoab et al., 2024).

Preparación del carbón activado de *Ulva lactuca*

En cápsulas de 250 cm^3 de capacidad se pesará aproximadamente 100g de alga seca y tamizada; a cada una de las cápsulas se le adiciona ácido fosfórico (H_3PO_4) al 85% en la relación gramos de alga seca /mililitros de agente activante (1:1 P/V), una vez mezclado se deja en agitación constante durante 24 horas, pasado este tiempo el alga impregnada se pre carboniza en estufa a 120°C durante 24 horas. Luego se carboniza en mufla a la temperatura de 650 °C durante 1 hora, cumplido este tiempo se dejó enfriar en un desecador, y posteriormente se lavaron los carbones activados con agua destilada calentada a 80 °C hasta un pH neutro, este carbón activado neutro pasa al proceso de pre calentamiento a una temperatura de 120 °C durante 4 horas. Finalmente, el carbón activado pasa al proceso de molienda y tamizado utilizando los tamices 250 μ m (Alkhabbas et al., 2023).

Modificación del carbón activado de *Ulva lactuca*

Los carbones activados se modificaron con nanopartículas de hidro (óxidos) de hierro mediante hidrólisis forzada para la cual se colocaron 10 g carbón activado en vaso de precipitados de 500 mL y se adiciona 100 mL de $FeCl_3$ a la concentración de Fe (0,5 M), en agitación constante durante 48 h y posteriormente se realizó la hidrólisis forzada a 100°C durante 1 h. Finalmente, los carbones activados se lavaron con agua desionizada. La ausencia de cloruros se verifico utilizando una solución de $AgNO_3$ 0.1M. Seguidamente se realizó el mismo tratamiento con soluciones acuosa de $Cu_2SO_4 \cdot 5H_2O$ (0,5 M). Posteriormente, las muestras se secaron en un horno a 100 ° C durante 24 horas (Morán, 2016).

Preparación de la disolución de adsorbato (cianuro 100 mg/L)

Para la disolución de agua con cianuro, se preparó la disolución stock de 100 mg/L de CN^- , disolviendo 1,8452 g de cianuro de sodio (Sodio cianuro CAS 143-33-9) con 0,5 mL de NaOH 1 N y llevado a 1000 mL con agua destilada. El pH de la disolución se ajustó utilizando soluciones de HCl 0,1 M y NaOH 0,1 M a un valor de aproximadamente 11. (Alkhabbas et al., 2023). Esta solución fue valorada diariamente con nitrato de plata, las cuales se analizaron con el método SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part. 4500-CN- D. Titrimetric Method, 24 ed. 2024.

Procedimiento de adsorción.

Para el desarrollo de la investigación se realizaron ensayos previos, a fin de determinar la concentración óptima de cianuro, el tiempo de agitación óptimo y el pH óptimo, con la que se trabajarían los demás ensayos para analizar la cantidad del carbón activo frente a la concentración de 100 mg/L de cianuro.

Determinación de la dosis óptima de CAUL

La dosis óptima de carbón activado se determinó mediante ensayos triplicado, en un conjunto de matraces Erlenmeyer de 250 ml, donde se colocaron 0,053, 0,106, 0,249, 0,503 y 1,002 g del carbón activado, las cuales fueron puestas en contacto con 100 mL de la solución de concentración de 100 mg/L de CN^- a temperatura ambiente ($20\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$), a 500 rpm durante 30 minutos. Todas las muestras se filtraron antes del análisis para minimizar la interferencia de los finos de carbono con el análisis (Hameed et al., 2008; Shoaib et al., 2024). Las concentraciones de cianuro en las soluciones sobrenadantes antes y después de la adsorción se determinaron utilizando el método SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part. 4500-CN- D. Titrimetric Method.

Capacidad de adsorción del cianuro.

La capacidad de adsorción (q_e , mg/g) y la eficiencia de adsorción (R, porcentaje de adsorbato adsorbido) del carbón activado se cuantificaron utilizando las ecuaciones (1) y (2), respectivamente. (Alkhabbas et al., 2023; Aouay et al., 2024).

$$q_e = \frac{(C_o - C_e)V}{m} \quad (1)$$

$$R = \frac{(C_o - C_e)}{C_o} * 100 \quad (2)$$

donde C_o es la concentración inicial de cianuro (mg/L), C_e es la concentración de equilibrio de la disolución de cianuro en (mg/L), m es la masa de CAUL (g) y V es el volumen de la disolución (L).

Isotermas de adsorción

Los modelos de isotermas de adsorción se pueden usar para resaltar las interacciones de las moléculas de cianuro con los sitios de adsorción en la superficie del CAUL. Este experimento examinó la cantidad de CAUL necesario para adsorber 100 mg/L de cianuro. Los resultados obtenidos en los ensayos de adsorción fueron modelados a la isoterma de Langmuir de acuerdo con la Ecuación (3) y el modelo de isoterma de Freundlich de acuerdo con la Ecuación (9) (Budhiary & Sumantri, 2021; Aouay et al., 2024).

Modelo de Langmuir

La forma lineal de la ecuación (3) es:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L \cdot q_{\max}} + \frac{1}{q_{\max}} C_e \quad (3)$$

Donde:

C_e representa el contenido residual de cianuro en la disolución, q_e representa los miligramos de cianuro acumulados por gramo de CAUL, q_{\max} representa la captación específica máxima correspondiente a la saturación del sitio de unión y K_L es la constante de Langmuir, que indica la capacidad de adsorción.

Obtención de los parámetros de Langmuir:

$$q_{\max} = \frac{1}{m} \quad (4)$$

$$K_L = \frac{1}{(b \cdot q_{\max})} \quad (5)$$

Donde:

m es la pendiente y b es la ordenada al origen en la ecuación (3). Estas constantes sirven para calcular la cantidad adsorbida predicha de cianuro, utilizando la ecuación (6) no linealizada.

$$q_e = \frac{C_e}{b + m \cdot C_e} \quad (6)$$

Cálculo de la cantidad de CAUL (Ecuación 7), necesaria para una determina concentración de cianuro, después

de la adsorción, se reemplaza la ecuación (1) en la ecuación (6)

$$m = \frac{(b+m.C_e)(C_0-C_e)V}{C_e} \quad (7)$$

Conocida la constante de afinidad se determina el parámetro de equilibrio o factor de separación, R_L (ecuación 8) (Penedo-Medina et al., 2015):

$$R_L = \frac{1}{1+B.C_i} \quad (8)$$

donde: C_i es la mayor de las concentraciones iniciales del cianuro de las consideradas en el estudio del equilibrio. El valor del parámetro de equilibrio indica el tipo de isoterma de adsorción, ya sea favorable ($0 < R_L < 1$), lineal ($R_L=1$), desfavorable ($R_L > 1$) o irreversible ($R_L=0$) (Penedo-Medina et al., 2015).

Modelo de Freundlich

La forma lineal de la ecuación (5) es:

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad (9)$$

Obtención de los parámetros de Freundlich

$$n = \frac{1}{m} \quad (10)$$

$$K_F = 10^b \quad (11)$$

Donde:

m es la pendiente y b es la ordenada al origen en la ecuación (9). Estas constantes sirven para calcular la cantidad adsorbida predicha de cianuro, utilizando la ecuación (12) no linealizada.

$$q_e = K_F \cdot C_e^{\frac{1}{n}} \quad (12)$$

donde:

K_F es la constante de Freundlich, que indica la capacidad de adsorción (mg/g), y $1/n$ representa la intensidad de adsorción (pendiente de la gráfica de la isoterma de Freundlich), directamente asociada a la eficiencia de la adsorción, denominado también factor de heterogeneidad; valores de $0 < 1/n < 1$ indican una adsorción favorable (Penedo-Medina et al., 2015; Cayo-Dominguez et al., 2023).

Cálculo de la cantidad de CAUL (13), necesaria para una determina concentración de cianuro, después de la adsorción, se reemplaza la ecuación (1) en la ecuación (12)

$$m = \frac{(C_0-C_e)V}{K_F \cdot C_e^{\frac{1}{n}}} \quad (13)$$

Análisis estadístico

Se aplicó un análisis de regresión a los modelos de predicción de los datos de adsorción. Se seleccionaron y presentaron los modelos de regresión más adecuados para los datos, considerando los valores de R^2 . Todos los cálculos estadísticos se realizaron utilizando hoja de cálculo Excel. Para la linealización de los modelos de isothermas, se utilizó el porcentaje de error promedio estándar ϵ (%) (Ecuación 14) (Abbas et al., 2019).

$$\epsilon(\%) = \frac{1}{n} \sum \left| \frac{q^* - q_e}{q_e} \right| \quad (14)$$

donde q_e (mg/g) es el valor experimental de la absorción, q^* es el valor calculado de la absorción utilizando un modelo (mg/g) y n es el número de puntos de datos en el experimento. El valor ϵ (%), más pequeño indica el mejor ajuste de la curva.

3. Resultados

Para investigar el efecto de la cantidad de adsorbente, se utilizaron varias cantidades del CAUL de 0,053 g, 0,106 g, 0,249 g, 0,503 g y 1,002 g. Se añadieron cantidades conocidas de adsorbente a 100 ml de soluciones de CN^- con una concentración de 100 mg/L y las soluciones se agitaron a 500 rpm, a temperatura ambiente (20 ± 2 °C) durante 30 min. Después del tiempo de equilibrio, las soluciones se filtraron y se analizó el contenido de CN^- . Los resultados se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1

Relación entre la cantidad de adsorbente (CAUL), el porcentaje de remoción, la concentración inicial (C_0) y concentraciones de equilibrio (C_e)

Carbón Activo (m)	Concentración inicial Cianuro (C_0) (mg/L)	Concentración final Cianuro (C_e) (mg/L)	Cianuro Adsorbido R (%)
0,520	100,05	75,45	24,11%
1,010	100,05	55,36	44,20%
2,510	100,05	26,15	74,37%

5.110	100,05	4,85	95,06%
10.020	100,05	0,65	99,40%

75,45	45,52	1,6576	43,6965	3,9999
55,36	41,72	1,3271	42,2665	1,3188
26,15	29,88	0,8751	37,1643	24,3656
4,85	18,91	0,2565	18,5380	1,9616
0,65	9,93	0,0655	3,7256	62,4630
				94,1090

En la figura 1, se representa el efecto de diferentes cantidades de CAUL sobre el porcentaje de eliminación de CN⁻ utilizando una concentración de 100 mg CN⁻/L, realizado a temperatura ambiente (20±2 °C), a 500 rpm, a pH=11 y con tamaño de partícula de 90 um.

Figura 1

Efecto de la dosis de adsorbente (CAUL) sobre el porcentaje de eliminación y la capacidad de adsorción para la adsorción de CN⁻ (concentración inicial de CN⁻ = 100 mg/L; pH = 11; tiempo de contacto = 30 min; Tamaño partícula=90 um; temperatura ambiente 20±2 °C; agitación= 500 rpm)

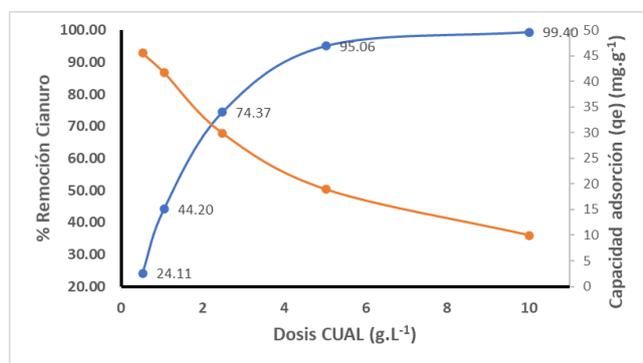


Tabla 2

Cantidad de cianuro adsorbido por el carbón activado de *Ulva lactuca* impregnado con Fe³⁺/Cu²⁺ para los modelos de isoterma (Freundlich y Langmuir) y el porcentaje de error promedio estándar ϵ (%)

Isoterma de adsorción de Freundlich				
qe	log Ce	log qe	qe estimado	% ϵ
45,52	1,8777	1,6582	44,5108	2,2109
41,72	1,7432	1,6203	40,3983	3,1596
29,88	1,4175	1,4754	31,9428	6,8924
18,91	0,6857	1,2767	18,8475	0,3246
9,93	-0,1871	0,9967	10,0451	1,2089
				13.7964
Isoterma de adsorción de Langmuir				
Ce	qe	Ce/qe	qe estimada	% ϵ

En la Figura 2 y 3 se evidencian las isotermas de adsorción generadas por los modelos de Freundlich y Langmuir, respectivamente. Entre las ecuaciones de los dos modelos, que permite obtener un mejor modelaje de la adsorción del cianuro es la de Freundlich, la cual arroja un error porcentual promedio de 13,7964 (Tabla 2), además tiene una mejor R² de 0,9968 (Figura 2) en comparación con el modelo Langmuir (Figura 3).

Figura 2

Isoterma de adsorción de Freundlich que representa la variación de log(qe) con respecto a log(Ce) para la adsorción de CN⁻ utilizando CAUL.

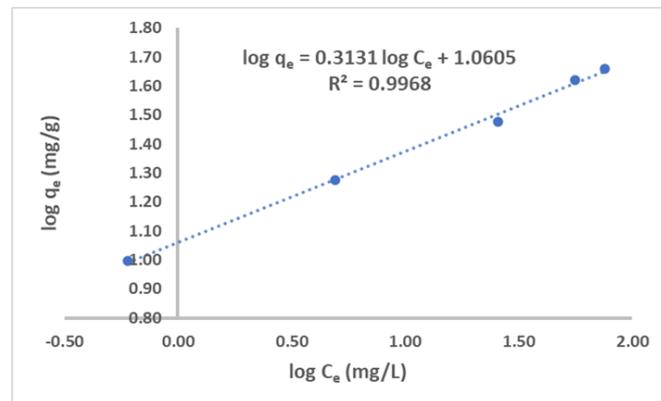


Figura 3

Isoterma de adsorción de Langmuir que muestra la variación de la adsorción (Ce/qe) frente a la concentración de equilibrio (Ce) para la adsorción de CN⁻ utilizando CAUL.

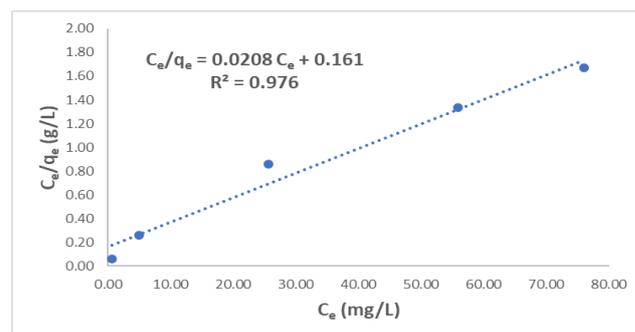


Tabla 3

Constantes de isoterma de adsorción de Freundlich y Langmuir para la adsorción de 100 mg/L de CN en diferentes cantidades de CAUL, a 500 rpm, 20±2 °C y pH 11.

Modelo de Adsorción	Parámetros	Valores	Unidades
Isoterma Langmuir	Pendiente	0,0208	
	Intersección	0,1610	
	q _{max}	48,1893	mg/g
	K _L	0,1290	mg/L
	R ²	0,9761	---
	R _L	0,0720	
Isoterma Freundlich	Pendiente	0,3131	
	Intersección	1,0605	
	K _F	11,4957	mg/g
	1/n	0,3131	
	n	3,19	
	R ²	0,9978	---

4. Discusión

La dosis de adsorbente es un parámetro importante porque determina la capacidad del adsorbente para una concentración dada, y también determina el equilibrio adsorbente-sorbato del sistema (Sangavi et al., 2020). Para examinar el efecto del adsorbente CAUL en la eliminación del adsorbato (cianuro), variamos las dosis de adsorbente (0,053 g a 1,002 g) mientras manteníamos constante, temperatura (20±2 °C), pH= 11,0, tiempo de contacto (30 minutos), velocidad de agitación (500 rpm), tamaño de partícula (90 μm) y la solución de cianuro (100 mg/L). Los resultados obtenidos se han agrupado en la curva de la Figura 1. Se puede ver claramente que, a partir de 1 g de CAUL, las cantidades adsorbidas de cianuro ya no evolucionan. Es obvio que, al aumentar la dosis de adsorbente, la capacidad de adsorción (q_e, mg/g) disminuyó y el porcentaje de adsorción aumentó, este comportamiento es debido a la disponibilidad de sitios activos intercambiables o área de superficie para la

adsorción (Sangavi et al., 2020; Eke-emezie et al., 2022), donde la eficiencia máxima de eliminación fue del 99,40% para 1,002 g (tabla 1). Sin embargo, por encima de 1,002 g, la eficiencia de eliminación de CAUL se mantuvo constante. Esto podría deberse al efecto de saturación o la superposición de sitios activos para la adsorción. Por lo tanto, una gran dosis de adsorbente provoca aglomeraciones de partículas en solución y, en consecuencia, una reducción en la superficie total de biosorción y una reducción en la cantidad de cianuro por unidad de masa de adsorbente. (Karim et al., 2017; M'sakni et al., 2021) incluso en dosis más altas (Alghamdi et al., 2019; Sangavi et al., 2020; Eke-emezie et al., 2022). Al comparar nuestros hallazgos con estudios que utilizaron carbón activado de *Ulva Lactuca* para adsorber otros tipos de analito, son consistente con Ameen et al. (2021) quienes demostraron que la adsorción de Fe⁺³ por carbón activado de *Ulva Lactuca* fue del 97,6%. Por otro lado, Suresh Jeyakumar & Chandrasekaran (2013) llegaron a la conclusión que el carbón activado de *Ulva lactuca* es un adsorbente superior a otros carbones activado, en su estudio demostraron que se requieren 0,20 g/100 mL de adsorbente para la eliminación máxima de 70,59% de cobre. Sin embargo, Ameen et al. (2021) obtuvieron una eficiencia de 97.43% mediante el uso del carbón activado de *Ulva Lactuca* para adsorber Fe³⁺. A partir de estos hallazgos, las algas en general fueron más eficientes. Además, se han realizado muchos estudios sobre las macroalgas verdes *Ulva fasciata*, *AAC Gracilaria*, *AAC U. lactuca* y *Chlorella vulgaris*, en contacto con metales tóxicos Cd²⁺, Ni²⁺, Cr³⁺, Cd²⁺, respectivamente, que indicaron una eficiencia de biosorción muy alta (Ameen et al., 2021). Comparando otros hallazgos otros tipos de bioadsorbentes para eliminación de cianuro, como los estudios de (Jauto et al., 2019) mostraron la eliminación de cianuro (90 mg/L) mediante el uso de 30 g/L de *Dalbergia Sissoo* como un bioadsorbente para eliminar el 95% de cianuro con un tiempo de 25 min a pH 7,0. Agarwal et al. (2019) utilizó carbón activado de mazorca de maíz impregnado con Fe³⁺ con un tamaño de partícula óptimo de 100 μm para la eliminación de cianuro (99,58 %), con una dosis de adsorbente de 3,95 g/L a un pH de 7,5 y tiempo de contacto 3 h. Eskandari et al. (2021) impregnaron carbón activado con diferentes óxidos metálicos, los resultados revelan que se pudo encontrar una mayor eficiencia de eliminación de cianuro

mediante la coimpregnación del carbón activado con dos especies metálicas (ZnO/Fe₂O₃ / AC 82,5 % y TiO₂ / Fe₂O₃ / AC 75,1 %) en lugar de solo un óxido metálico (ZnO/AC 73,5%, TiO₂ / AC 72,4% y Fe₂O₃ / AC 69,2%). Fahmi et al. (2022) estudiaron la adsorción de carbón activado de residuos de coco con máximo de eliminación en aguas residuales del 98,43%, con una dosis fija de adsorbente de 0,05 g con un tiempo de contacto de 24 horas. La capacidad de adsorción del cianuro se estimó en 12,51 mg/g del adsorbente.

Las isotermas de adsorción describen el proceso de adsorción y cómo los adsorbentes interactúan con el material biosorbente (Al-Badaani et al., 2023) que define la distribución de adsorbatos entre la fase líquida y la fase sólida en equilibrio (Mishra et al., 2024). En el presente trabajo, se utilizaron los modelos de isoterma de Langmuir y Freundlich para evaluar la eficiencia de la eliminación de cianuro con CAUL.

El modelo de isoterma de Freundlich representa un proceso de adsorción heterogéneo monocapa en el que la cantidad adsorbida aumenta con el aumento de la concentración de la solución (Mishra et al., 2024). La relación de la isoterma se puede presentar ecuación 9. Los datos experimentales (tabla 2) se graficaron como log (q_e) vs. log (C_e), como se presenta en la Figura (2). El coeficiente de correlación relativamente más alto, R² = 0,9968, (tabla 3) indica que el modelo de Freundlich se ajusta mejor al proceso de sorción de cianuro, esto se confirma con los valores del porcentaje de error (% ϵ =13,7964) más bajo en caso de Freundlich (tabla 2). La tabla 2, muestra un valor, n=3.19 > 1, lo indica fuerzas de atracción dentro de la capa superficial del adsorbente, y el adsorbente se une firmemente con el adsorbente (Al-Badaani et al., 2023; Mishra et al., 2024). La constante "n" es una indicación de un fuerte enlace de adsorción entre el adsorbente y el adsorbato que favorece el proceso de adsorción. Cuando el valor de n es mayor que 1, el adsorbente se considera apropiado para la adsorción de cianuro con valores de "n" menores que 1, lo que sugiere una capacidad de adsorción reducida (Penedo-Medina et al., 2015; Cayo-Dominguez et al., 2023). El valor de "n", en este caso, revela que el CAUL favoreció la adsorción de cianuro. El valor de K_F (11,4957 mg/g), denota la intensidad de adsorción. Sin embargo, en el

presente estudio, el valor R² calculado es 0,976 (tabla 3), indica que el modelo de isoterma de Langmuir no se ajustó a los datos experimentales, con un valor del porcentaje de error (% ϵ =94,1090). La isoterma de Langmuir se puede expresar como se muestra en la ecuación (3). Los datos experimentales (tabla 2) se graficaron como Ce/q_e vs. 1/Ce, como se presenta en la Figura (3). El coeficiente de correlación relativamente más bajo (R² = 0,976) indica que el modelo de Langmuir no se ajusta al proceso de sorción de cianuro. A pesar de ello, el valor de R_L= 0.0720, se encuentra entre 0 < R_L < 1, lo que sugiere que la superficie adsorbente exhibe condiciones favorables para la de una dosis inicial de cianuro de 100 mg/L. Esto se confirma por las constantes n y K_F que indican que la adsorción de cianuro es favorable. Esto podría ser una indicación de que la adsorción de cianuro se adhiere a la isoterma de Langmuir a concentraciones más altas de cianuro y a la isoterma de Freundlich cuando las concentraciones son bajas (Eke-emezie et al., 2022).

5. Conclusiones

Se utilizó carbón activado impregnado con Fe³⁺ y Cu²⁺, preparado a partir de *Ulva Lactuca* (CAUL), y se evaluó la dosis de adsorbente. Casi el 99,4 % de eliminación se produjo en 30 min, utilizando 10 g/L de CAUL, con una dosis inicial de cianuro de 100 mg/L. Los datos de equilibrio de la adsorción de aniones de cianuro se ajustaron bien con el modelo de isoterma de Freundlich. Por lo tanto, el CAUL podría ser un adsorbente alternativo para eliminar aguas residuales contaminadas con cianuro.

6. Contribución de los autores

Toda la investigación, desde la concepción de la idea de investigación, diseño, recolección e interpretación de datos, boceto inicial del artículo, revisión y aprobación de la versión final que se expone fue realizado por ambos autores.

7. Conflicto de intereses

Los autores declaran que no existe conflicto de intereses.

8. Referencias Bibliográficas

Abbas, M. N., Al-Hermizy, S. M. M., Abudi, Z. N., & Ibrahim, T. A. (2019).

- Phenol biosorption from polluted aqueous solutions by *Ulva lactuca* alga using batch mode unit. *Journal of Ecological Engineering*, 20(6), 225–235. <https://doi.org/10.12911/22998993/109460>
- Adams, M. D. (1994). Removal of cyanide from solution using activated carbon. *Minerals Engineering*, 7, 1165–1177. [https://doi.org/10.1016/0892-6875\(94\)90004-3](https://doi.org/10.1016/0892-6875(94)90004-3)
- Adhoum, N., & Monser, L. (2002). Removal of cyanide from aqueous solution using impregnated activated carbon. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 41(1), 17–21. [https://doi.org/10.1016/S0255-2701\(00\)00156-2](https://doi.org/10.1016/S0255-2701(00)00156-2)
- Agarwal, B., & Balomajumder, C. (2015). Removal of phenol and cyanide in multi-substrate system using copper impregnated activated carbon (Cu-GAC). *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 34(6), 1714–1723. <https://doi.org/10.1002/ep.12177>
- Alghamdi, A. A., Al-Odayni, A.-B., Saeed, W. S., Al-Kahtani, A., Alharthi, F. A., & Aouak, T. (2019). Efficient adsorption of lead (II) from aqueous phase solutions using polypyrrole-based activated carbon. *Materials*, 12(12). <https://doi.org/10.3390/ma12122020>
- Alkhabbas, M., Al-Ma'abreh, A. M., Edris, G., Saleh, T., & Alhmoody, H. (2023). Adsorption of anionic and cationic dyes on activated carbon prepared from oak cupules: Kinetics and thermodynamics studies. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(4), 3280. <https://doi.org/10.3390/ijerph20043280>
- Ameen, M. M., Moustafa, A. A., Mofeed, J., Hasnaoui, M., Olanrewaju, O. S., Lazzaro, U., & Guerriero, G. (2021). Factors affecting efficiency of biosorption of Fe (III) and Zn (II) by *Ulva lactuca* and *Corallina officinalis* and their activated carbons. *Water*, 13(23), 3421. <https://doi.org/10.3390/w13233421>
- American Public Health Association. (2023). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (24th ed.). APHA, AWWA, WEF.
- Aouay, F., Attia, A., Dammak, L., Ben Amar, R., & Deratani, A. (2024). Activated carbon prepared from waste coffee grounds: Characterization and adsorption properties of dyes. *Materials*, 17, 3078. <https://doi.org/10.3390/ma17133078>
- Areco, M. M., Hanela, S., Duran, J., & dos Santos Afonso, M. (2012). Biosorption of Cu(II), Zn(II), Cd(II) and Pb(II) by dead biomasses of green alga *Ulva lactuca* and the development of a sustainable matrix for adsorption implementation. *Journal of Hazardous Materials*, 213–214, 123–132. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.01.073>
- Behnamfarad, A., & Salarirad, M. M. (2009). Equilibrium and kinetic studies on free cyanide adsorption from aqueous solution by activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*, 170, 127–133. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.04.124>
- Botz, M., Mudder, T., & Akcil, A. (2016). Cyanide treatment: Physical, chemical, and biological processes. In M. Adams (Ed.), *Gold ore processing* (pp. 619–645). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63658-4.00035-9>
- Budhiary, K. N. S., & Sumantri, I. (2021). Langmuir and Freundlich isotherm adsorption using activated charcoal from banana peel to reduce total suspended solid (TSS) levels in tofu industry liquid waste. *Materials Science and Engineering*, 1053, 012113. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/1053/1/012113>
- Cayo-Domínguez, R., Montalvo-Achic-Huamán, C., & Pampa-Quispe, N. B. (2023). Cinética e isotermas de adsorción del arsénico (III) en solución acuosa mediante carbón activado con estructura nanoporosa obtenido de lodos orgánicos de aguas residuales. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 14(6), 1–39. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-14-06-01>
- Dash, R. R., Balomajumder, C., & Kumar, A. (2009). Removal of cyanide from water and wastewater using granular activated carbon. *Chemical Engineering Journal*, 146, 408–413. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2008.06.021>
- Depci, T. (2012). Comparison of activated carbon and iron impregnated activated carbon derived from Gölbaşı lignite to remove cyanide from water. *Chemical Engineering Journal*, 181–182, 467–478. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.12.003>
- Dirección General de Salud Ambiental. (2011). *Reglamento de la calidad de agua para consumo humano - D.S. N.º 031-2010-SA*. Ministerio de Salud (MINSa).
- Dwivedi, N., Balomajumder, C., & Mondal, P. (2016). Comparative investigation on the removal of cyanide from aqueous solution using two different bioadsorbents. *Water Resources and Industry*, 15, 28–40. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2016.06.002>
- Eke-emezie, N., Etuk, B. R., Akpan, O. P., & Chinweoke, O. C. (2022). Cyanide removal from cassava wastewater onto H3PO4 activated periwinkle shell carbon. *Applied Water Science*, 12, 157. <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01679-3>
- Eskandari, P., Farhadian, M., Solaimany Nazar, A. R., & Goshadrou, A. (2021). Cyanide adsorption on activated carbon impregnated with ZnO, Fe2O3, TiO2 nanometal oxides: A comparative study. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 18, 297–316. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02791-0>
- Fahmi, A. G., Abidin, A., Kusmana, C., & Noor, E. (2022). Versatile synthesis of activated carbon from coconut shells: A method for cyanide adsorption in artisanal and small-scale gold mining wastewater. *Journal of Degraded and Mining Lands Management*, 9(4), 3685–3693. <https://doi.org/10.15243/jdmlm.2022.094.3685>
- Gebresemati, M., Gabbiye, N., & Sahu, O. (2017). Sorption of cyanide from aqueous medium by coffee husk: Response surface methodology. *Journal of Applied Research and Technology*, 15, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.jart.2016.11.002>
- Halet, F., Chergui, S., Hamdache, F., Boutrif, A., Chergui, A., Ould-Driss, A., Boudriche, L., Guénin, E., Nadjemi, B., & Yeddou, A. R. (2024). Cyanide removal from aqueous solution by oxidation with hydrogen peroxide in the presence of activated alumina-supported copper catalyst. *Global NEST Journal*, 26(2), 05639. <https://doi.org/10.30955/gnj.005639>
- Hameed, B. H., & El-Khaiary, M. I. (2008). Sorption kinetics and isotherm studies of a cationic dye using agricultural waste: Broad bean peels. *Journal of Hazardous Materials*, 154(1–3), 639–648. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.10.081>
- Jauto, A. H., Memon, S. A., Channa, A., & Khoja, A. H. (2019). Efficient removal of cyanide from industrial effluent using acid treated modified surface activated carbon. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 41(22), 2715–2724. <https://doi.org/10.1080/15567036.2019.1568643>
- Karim, A. B., Mounir, B., Hachkar, M., Bakasse, M., Rais, Z., & Yaacoubi, A. (2017). Dynamic adsorption of BR46 dye and raw textile effluent on Moroccan clay to solve the drought problem. *Journal of Water Science & Environmental Technologies*, 2(1), 164–172. <https://revues.imist.ma/index.php/JOWSET/article/view/8597/5336>
- Kuyucak, N., & Akcil, A. (2013). Cyanide and removal options from effluents in gold mining and metallurgical processes. *Minerals Engineering*, 50–51, 13–29. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2013.05.027>
- M'sakni, N. H., & Alsufyani, T. (2021). Removal of cationic organic dye from aqueous solution by chemical and pyrolysis activated *Ulva lactuca*. *Water*, 13, 1154. <https://doi.org/10.3390/w13091154>
- Ministerio del Ambiente. (2017). *Estándares nacionales de calidad ambiental para agua - D.S. N.º 004-2017-MINAM*. Lima, Perú: MINAM.
- Mishra, S., Sahoo, N. K., Sahoo, P. K., Sahoo, S., Nayaka, L., & Rout, P. R. (2024). Construction of a novel ternary synergistic CuFe2O4-SnO2-rGO heterojunction for efficient removal of cyanide from contaminated water. *RSC Advances*, 14, 13850–13861. <https://doi.org/10.1039/d4ra02217c>
- Mofeed, J. (2017). Biosorption of heavy metals from aqueous industrial effluent by non-living biomass of two marine green algae *Ulva lactuca* and *Dunaliella salina* as biosorbents. *CATRINA*, 16(1), 43–52. <https://doi.org/10.21608/cat.2017.14267>
- Morán, D. O. (2016). *Modificación química de carbones activados con ácidos minerales* [Tesis doctoral, Universidad de Extremadura]. https://dehesa.unex.es/bitstream/10662/3998/1/TDUEX_2016_Omen_at_Moran.pdf
- Penedo-Medina, D. M., Manals-Cutiño, M. E. M., Vendrell-Calzadilla, M. F.,

- & Salas-Tort, M. D. (2015). Nickel and cobalt adsorption on activated coal of coconut shell. *Chemical Technology*, 35(1), 73–91. <https://doi.org/10.1590/2224-6185.2015.1.%25x>
- Pratiwi, D., Prasetyo, D. J., & Poeloengasih, C. D. (2018). Adsorption of methylene blue dye using marine algae *Ulva lactuca*. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 251, 012012. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/251/1/012012>
- Salima, A., Benaouda, B., Noureddine, B., & Duclaux, L. (2013). Application of *Ulva lactuca* and *Systoceira stricta* algae-based activated carbons to hazardous cationic dyes removal from industrial effluents. *Water Research*, 47(10), 3375–3388. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.03.038>
- Sangavi, G., Bakshi, A., Mathangi, G., & Nandhini Devi, G. (2020). Adsorption of reactive dyes from aqueous solution using activated carbon prepared from plantain leaf sheath waste. *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly*, 34(3), 169–180.
- Sassi, S., Rais, S., & Sassi, M. (2020). Biosorption of Pb(II) from aqueous solution using green alga (*Ulva lactuca*) biomass. *Journal of Multidisciplinary Engineering Science Studies (JMESS)*, 6(12).
- Shoib, A. G. M., Huu-Tap, V., Dinh-Trinh, T., El Sikaily, A., Hassaan, M. A., & El Nemr, A. (2024). Green algae *Ulva lactuca*-derived biochar-sulfur improves the adsorption of methylene blue from water. *Scientific Reports*, 14, 11583. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-61868-9>
- Suresh Jeyakumar, R. P., & Chandrasekaran, V. (2013). Comparative studies on the removal of copper (II) by *Ulva fasciata* activated carbon and commercially activated carbon. *Polish Journal of Chemical Technology*, 4(4), 88–94. <https://doi.org/10.2478/v10026-012-0108-z>
- Turp, S. M., Turp, G. A., Ekinici, N., Ozdemir, S., & Yetilmmezsoy, K. (2022). Improved methylene blue biosorption onto green algae: *Ulva lactuca*. *Fresenius Environmental Bulletin*, 31(1), 998–1009. <https://www.researchgate.net/publication/357825503>
- Uppal, H., Tripathy, S., Chawla, S., Sharma, B., Dalai, M., Singh, S., & Singh, N. (2016). Study of cyanide removal from contaminated water using zinc peroxide nanomaterial. *Journal of Environmental Sciences*, 49, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.07.011>
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1992). National primary drinking water regulations; synthetic organic chemicals and inorganic chemicals; final rule. *Federal Register*, 57(138), 31776.