



**Adsorción de Tartrazina: Un Estudio Integral de Optimización, Cinética y Termodinámica
con Biomasa de Gracilaria sp**

Antonio Luis Bonfante Gómez

Magíster en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente

Asesor

Walter Murillo Arango, Doctor (PhD)

Universidad de Manizales
Facultad de Ciencias e Ingeniería
Maestría en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente - Virtual
Manizales, Caldas, Colombia

2025

Citar/How to cite	(Bonfante Gómez., 2025)
Referencia/Reference	Bonfante Gómez, A.L.(2022). <i>Adsorción de Tartrazina: Un Estudio Integral de Optimización, Cinética y Termodinámica con Biomasa de Gracilaria sp</i> [Tesis de maestría]. Universidad de Manizales. RIDUM: Repositorio Institucional Universidad de Manizales.
Estilo/Style: APA 7ma ed. (2020)	



Seleccione posgrado UManizales (A-Z), XXX

Centro de Investigaciones en Medio Ambiente y Desarrollo - CIMAD.

Centro de Investigaciones en Medio Ambiente y Desarrollo

Línea de Investigación Biosistemas Integrados.

Declaración de inteligencia artificial: el o los autores de este trabajo de grado declaran que han utilizado herramientas de inteligencia artificial (IA), tales como [mencionar herramientas utilizadas, por ejemplo, ChatGPT, Grammarly, Turnitin, Copilot, Gemini, entre otras], de manera ética y responsable, tal como se establece en el Acuerdo UManizales 002 (julio 26 de 2023) sobre propiedad intelectual e IA. Estas herramientas son empleadas como apoyo en la redacción, revisión gramatical y generación de ideas, pero en ningún caso sustituyen el análisis crítico, la argumentación académica ni la originalidad del trabajo. Asimismo, cualquier contenido generado con asistencia de IA está citado y referenciado adecuadamente, garantizando la integridad académica y el cumplimiento de los principios éticos de la investigación.

Biblioteca y Centro de Recursos: biblioteca.umanizales.edu.co

Repositorio Institucional: ridum.umanizales.edu.co

Universidad de Manizales: umanizales.edu.co

Revistas: revistasum.umanizales.edu.co

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Manizales ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por los derechos de autor y conexos.

Resumen

La contaminación de cuerpos de agua por colorantes sintéticos representa uno de los principales desafíos ambientales derivados de las actividades industriales, especialmente de los sectores textil, alimentario, farmacéutico y cosmético. Entre estos contaminantes, la tartrazina es un colorante azoico ampliamente utilizado por su bajo costo y estabilidad química; sin embargo, su alta solubilidad en agua y resistencia a la degradación natural dificultan su eliminación mediante tratamientos convencionales. La presencia de tartrazina en efluentes industriales afecta la penetración de luz solar en los ecosistemas acuáticos, altera la fotosíntesis de organismos autótrofos y puede generar efectos tóxicos, mutagénicos y alérgicos en los seres humanos y animales. En esta investigación, la biosorción del contaminante tartrazina (TAR) en solución acuosa por el alga roja *Gracilaria* sp. Fue examinada. Se utilizaron espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) y microscopía electrónica de barrido (MEB) acoplada a rayos X de energía dispersiva (EDAX) para caracterizar la morfología y la estructura de algas prístinas y dopadas. Los grupos funcionales de *Gracilaria* sp. Responsables de la adsorción de TAR en algas rojas se confirmaron mediante FTIR. Las micrografías muestran morfologías superficiales homogéneas y porosas de las partículas adsorbentes. La metodología de superficie de respuesta fue utilizada para encontrar las mejores condiciones de operación del proceso. Los resultados indican que las condiciones óptimas son pH igual a 3,11, dosis de bioadsorbente de 1,22 g y concentración del contaminante de 100 ppm. Los datos de equilibrio fueron ajustados por mínimos cuadrados no lineales y se evidenció que la isoterma de Dabunin–Radushkevich proporcionó la mejor correlación teórica. La cinética de adsorción se describió mediante pseudo-segundo orden en todos los casos con $R^2 > 0,97$. El valor negativo de la energía libre de Gibbs, el valor negativo del delta de entalpía y positivo del delta de entropía indica la espontaneidad, exotermicidad y favorabilidad del proceso de biosorción. La biomasa seca de *Gracilaria* sp. demostró una alta eficiencia en la remoción de Tartrazina en soluciones acuosas, alcanzando porcentajes de eliminación superiores al 70 % bajo condiciones óptimas de pH, dosis de biosorbente, concentración inicial y tiempo de contacto.

Palabras clave: *Gracilaria* sp.; tartrazina; superficie de respuesta, cinética, equilibrio; termodinámica

Abstract

The contamination of water bodies by synthetic dyes represents one of the main environmental challenges stemming from industrial activities, especially in the textile, food, pharmaceutical, and cosmetic sectors. Among these pollutants, tartrazine is an azo dye widely used due to its low cost and chemical stability; however, its high water solubility and resistance to natural degradation make its removal through conventional treatments difficult. The presence of tartrazine in industrial effluents affects the penetration of sunlight into aquatic ecosystems, alters the photosynthesis of autotrophic organisms, and can generate toxic, mutagenic, and allergic effects in humans and animals. In this research, the biosorption of the pollutant tartrazine (TAR) in aqueous solution by the red alga *Gracilaria* sp. was examined. Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR) and energy-dispersive X-ray scanning electron microscopy (EDAX) were used to characterize the morphology and structure of pristine and doped algae. The functional groups of *Gracilaria* sp. responsible for TAR adsorption on red algae were confirmed by FTIR. The micrographs show homogeneous and porous surface morphologies of the adsorbent particles. Response surface methodology was used to determine the optimal operating conditions for the process. The results indicate that the optimal conditions are a pH of 3.11, a bioadsorbent dosage of 1.22 g, and a contaminant concentration of 100 ppm. Equilibrium data were fitted using nonlinear least squares, and the Dabunin–Radushkevich isotherm provided the best theoretical correlation. The adsorption kinetics were described as pseudo-second order in all cases with $R^2 > 0.97$. The negative Gibbs free energy, negative enthalpy change, and positive entropy change indicate the spontaneity, exothermicity, and favorability of the biosorption process. Dry *Gracilaria* sp. biomass demonstrated high efficiency in removing tartrazine from aqueous solutions, achieving removal percentages greater than 70% under optimal conditions of pH, biosorbent dosage, initial concentration, and contact time.

Keywords: scientific article, review article, research, citation styles

1 Introducción

El agua es un recurso vital para la agricultura, la industria y el consumo humano; sin embargo, su disponibilidad en condiciones de calidad se encuentra comprometida debido a la creciente contaminación por efluentes industriales (Adejuwon et al., 2025). Estos efluentes contienen metales pesados, pesticidas, antibióticos y de manera particular, colorantes orgánicos, que destacan por su resistencia a la degradación y su impacto tóxico en los ecosistemas acuáticos (Sharma et al., 2025; Didukh-Shadrina et al., 2025). La producción mundial de colorantes alcanza unas 700.000 toneladas anuales, de las cuales hasta un 15 % son vertidas a cuerpos de agua, generando efectos adversos sobre la biodiversidad (Jankowska et al., 2025).

Entre estos compuestos, la tartrazina (TZA), también denominada Amarillo 5, es un colorante azoico ampliamente usado en la industria alimentaria, presente en bebidas, helados y dulces. Su consumo excesivo se asocia con problemas de salud como hiperactividad, alergias y asma (Hosseini et al., 2025; Didukh-Shadrina et al., 2025). En el organismo, la TZA puede ser reducida por bacterias intestinales, produciendo aminas aromáticas capaces de generar especies reactivas de oxígeno (ROS), relacionadas con daños en órganos vitales y procesos carcinogénicos (Arellano-Atencio et al., 2019; Wu et al., 2021; Monisha et al., 2023).

El tratamiento de aguas residuales con colorantes ha impulsado el desarrollo de tecnologías como coagulación, floculación, fotocátalisis y procesos electroquímicos. Entre ellas, la biosorción destaca por su bajo costo, simplicidad y eficiencia en la eliminación de contaminantes, lo que ha motivado la investigación de nuevos bioadsorbentes (Ibraheem et al., 2025; Yilmaz et al., 2025).

Diversos estudios recientes demuestran el potencial de las macroalgas rojas del género *Gracilaria* en la eliminación sustentable de contaminantes. Por ejemplo, se ha reportado una alta eficiencia en la adsorción de metales pesados (Cr, Ni, Zn) por biochar de *G. edulissea*, respaldada por análisis cinéticos y termodinámicos detallados (eficiencias superiores al 90 %) (Ahmad et al., 2023). Asimismo, *G. changii* ha sido transformada en carbón activado mediante activación química, logrando una remoción efectiva de Pb (II) y Cu (II), con optimización mediante superficies de respuesta e intensa caracterización física y química (Othman et al., 2024). Revisión

más amplia ha destacado la capacidad de *Gracilaria chilensis* para adsorber cobre en condiciones ácidas, implicando grupos funcionales como carboxilos y aminos en el mecanismo de retención (Riquelme et al., 2023). Además, como género, *Gracilaria* ha sido uno de los más estudiados en la remoción de nutrientes como nitrógeno y fósforo, lo cual refuerza su versatilidad bioremediadora (Sivasubramanian & Paramasivam, 2025; Kiran et al., 2023).

Este estudio tiene como objetivo evaluar experimentalmente la capacidad de la biomasa seca de *Gracilaria* sp. como bioadsorbente para remover tartrazina de soluciones acuosas.. Los resultados buscan aportar una alternativa sostenible y alineada con los ODS 6 (Agua limpia y saneamiento) y ODS 12 (Producción y consumo responsables), ofreciendo una solución ecológica a la contaminación por colorantes sintéticos.

2 Metodología

La tartrazina, también conocida como amarillo 5 o trisodio 1-(4-sulfonatofenil)-4-(4-sulfonatofenil-azo)-5-pirazolona-3-carboxilato, es un colorante sintético cuya fórmula química es $C_{16}H_9N_4Na_3O_9S_2$ (ver Figura 1)(Micheletti et al., 2023). Para la preparación de la solución stock de 1000 mgL^{-1} , se disolvió un gramo de tartrazina (Glentham Life Sciences, Chorsham, UK,) en un litro de agua destilada. A partir de esta solución *stock* se realizaron las diluciones necesarias para obtener las distintas concentraciones empleadas en los experimentos. Todos los reactivos utilizados en esta investigación fueron de grado analítico.

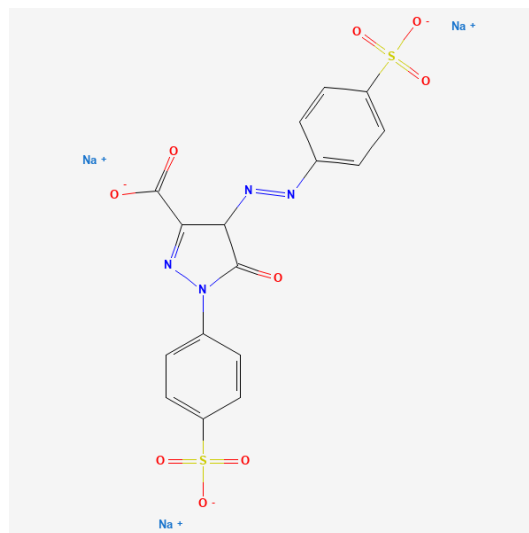


Figura 1. Estructura química de Tartrazina

2.1 Preparación del bioadsorbente (alga roja *Gracilaria sp.*)

La biomasa del alga roja *Gracilaria sp.* fue recolectada en las playas de Cartagena, Colombia, y posteriormente trasladada al laboratorio para su procesamiento. Allí, el material fue lavado repetidamente con agua con el fin de remover impurezas como sólidos adheridos, organismos marinos y sales superficiales. Posteriormente, se realizó un secado inicial al sol durante 24 horas. Luego, la biomasa fue sometida a secado en horno a 105 °C por 4 horas para eliminar la humedad residual. Finalmente, el alga seca fue triturada y tamizada, seleccionando partículas con un tamaño comprendido entre 360 y 850 micras.

2.2 Ensayos de biosorción

La remoción del colorante tartrazina mediante el proceso de biosorción con biomasa del alga roja *Gracilaria sp.* se llevó a cabo a través de experimentos por lotes. Para ello para todos los ensayos, se prepararon mezclas de 100 mL de solución de tartrazina que se mezclaron con la biomasa en cantidades especificadas en el diseño de experimentos, y se sometieron a agitación durante 5 minutos. Luego del tratamiento, las muestras fueron centrifugadas a 5000 rpm y se extrajo una alícuota del sobrenadante. La concentración remanente de tartrazina se cuantificó por

espectrofotometría empleando un espectrofotometro Iris HI801 (Hanna Instruments, Rumania/USA) a una longitud de onda de 427 nm. El porcentaje de remoción se calculó aplicando la ecuación 1.

$$\% \text{ Remoción} = \frac{C_o - C_e}{C_o} \quad (1)$$

De forma similar se utilizó la ecuación 2 para determinar la cantidad de colorante adsorbida por unidad de bioadsorbente (mg colorante/gramos de bioadsorbente).

$$q_e = \frac{V(C_o - C_e)}{m} \quad (2)$$

Donde q_e es la capacidad de biosorción (mg/g), C_o es la concentración inicial de contaminante en mgL^{-1} , C_e es la concentración del colorante en equilibrio, V es el volumen de la solución y m es la dosis de biomasa (Abbas *et al.*, 2023).

2.3 Caracterización de la biomasa de *Gracilaria* sp.

Con el propósito de examinar las características morfológicas y realizar el análisis elemental del biosorbente, se utilizó microscopía electrónica de barrido (SEM) acoplada a un sistema de análisis por rayos X de energía dispersiva (EDAX) con equipo JEOL JSM-6610LV (JEOL Ltd., Japón). Asimismo, se aplicó espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) en el intervalo de 4000 a 400 cm^{-1} a la biomasa usando equipo Shimadzu FTIR-8300 (Shimadzu, Japón), tanto previa como posteriormente al proceso de biosorción, con el fin de identificar los grupos funcionales involucrados en la interacción con el colorante tartrazina (Khan *et al.*, 2024).

2.4 Diseño de experimentos y superficie de respuesta

En esta investigación se planteó un diseño factorial 2^3 , la variable respuesta fue la remoción del contaminante y los factores evaluados fueron el pH, la concentración inicial del contaminante y la dosis de biomasa seca añadida. La Tabla 1 muestra los niveles y valores codificados de los parámetros independientes utilizados en el diseño experimental.

Tabla 1.

Variables usadas en el diseño de los experimentos.

Factor	Nombre	niveles	
A	pH	2	-
		4	+
B	Concentración	50	-
	inicial (ppm)	100	+
C	Dosis de	0,5	-
	biomasa(g)	0,8	+

Después de encontrar los dos factores más relevantes del proceso, se aplicó la metodología de superficie de respuesta para encontrar las mejores condiciones para la remoción. Los experimentos de biosorción se realizaron, mejoraron y evaluaron estadísticamente utilizando el software Minitab 18 y RStudio

2.5 Isotermas de biosorción

Los modelos de biosorción demuestran la concentración de adsorbato frente a la capacidad de biosorción del bioadsorbente en estado de equilibrio a temperatura constante. En esta investigación se aplicaron los modelos de isotermas de equilibrio de Langmuir, Freundlich, Temkin y Dubinin-Radushkevich con el objetivo de analizar la capacidad de biosorción (Singh *et al.*, 2023; Mahmoud et al., 2020).

El modelo de Langmuir explica la biosorción de un sólido de una solución líquida y asume una biosorción en monocapa sobre una superficie homogénea. La expresión no lineal del modelo es:

$$q = \frac{q_{max} \cdot K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \quad (\text{ec. 4})$$

Donde q_{max} es la capacidad de biosorción máxima en (mg/g) y K_L es la constante de Langmuir, estos parámetros se hallan por mínimos cuadrados no lineales. En este modelo se utiliza el factor de separación R_L el cual es útil para determinar si el modelo es apropiado (ver ec. 5).

$$R_L = \frac{1}{(1+K_L C_o)} \quad (\text{ec. 5})$$

El modelo de Freundlich plantea que la biosorción se lleva a cabo sobre superficies heterogéneas, donde la capacidad bioadsorbente varía en función de la concentración del soluto en equilibrio. La isoterma de Freundlich puede expresarse como:

$$q = K_F \cdot C_e^{1/n} \quad (\text{ec. 6})$$

Donde q_e es lo adsorbido del contaminante por la biomasa (mg/g), C_e es la concentración del contaminante en el equilibrio (mg/L), K_f y n son constantes que se deben determinar por mínimos cuadrados no lineales (ver ec. 6).

El modelo de Temkin considera que el calor de biosorción disminuye de manera lineal a medida que aumenta la cobertura superficial, e incorpora el efecto de las interacciones indirectas entre el bioadsorbente y el adsorbato en el proceso de biosorción. No obstante, su aplicabilidad se limita a un rango reducido de concentraciones del adsorbato (ver ec. 7).

$$q_e = B_T \cdot \ln(K_T \cdot C_e); B_T = (R \cdot T)/b_T \quad (\text{ec. 7})$$

La isoterma de Dubinin- Radushkevich (D-R) es un enfoque empírico que describe el mecanismo de biosorción sobre superficies heterogéneas, considerando una distribución gaussiana de energía. Este modelo es dependiente de la temperatura y permite, a través del cálculo de la energía libre media por mol de adsorbato, diferenciar entre procesos de biosorción física y química. La ec. 8 muestra el modelo de la isoterma de D-R.

$$q = q_{max} \cdot e^{(-\beta \varepsilon^2)}; \varepsilon = RT \cdot \ln \left(1 + \frac{1}{C_e} \right) \quad (\text{ec. 8})$$

Donde q_{DR} es la capacidad máxima de biosorción de Dubinin-Radushkevich (mg/g). El coeficiente de actividad B_{DR} está relacionado con la energía libre media de biosorción (mol^2/J^2). Aquí, T es la temperatura (K) y R es la constante universal de los gases ($8,314 \text{ J/mol K}$). La energía media de biosorción E (kJ/mol) (ver ec. 9) se define como la variación de la energía libre cuando un mol de contaminante se transfiere de la solución a la superficie del bioadsorbente.

$$E = \frac{1}{\sqrt{2B_{DR}}} \quad (\text{ec. 9})$$

2.6 Cinética de la biosorción

La cinética de la biosorción describe la velocidad a la cual ocurre el proceso y los factores que afectan la velocidad de la reacción. Los datos obtenidos de la cinética de biosorción ofrecen información valiosa sobre la velocidad de reacción, lo que permite evaluar la eficiencia del proceso de biosorción del alga. Los datos experimentales obtenidos del proceso de biosorción fueron ajustados a los modelos cinéticos de pseudo-primer orden y pseudo-segundo orden, con el fin de describir el comportamiento dinámico del sistema y determinar el mecanismo de control predominante durante la biosorción. Las ecuaciones linealizadas para los modelos cinéticos son:

Modelo cinético de pseudo-primer orden: $\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t$ (ec. 10)

Modelo cinético de pseudo-segundo orden: $\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e}$ (ec. 11)

En las ecuaciones 10 y 11, q_e representa la cantidad de colorante adsorbido en equilibrio (mg/g), q_t corresponde a la cantidad adsorbida en función del tiempo (mg/g), k_1 y k_2 son las constantes de velocidad de los modelos cinéticos (Khan *et al.*, 2025).

2.7 Análisis termodinámico

Con el propósito de evaluar la viabilidad y la naturaleza térmica del proceso de biosorción, se calcularon diversos parámetros termodinámicos, entre ellos la energía libre de Gibbs (ΔG°), la entalpía (ΔH°) y la entropía (ΔS°). Para la determinación de estos valores se emplearon las ecuaciones

$$\Delta G^\circ = -RT \ln K_c \quad (\text{ec. 12})$$

$$K_c = \frac{C_a}{C_e} \quad (\text{ec. 13})$$

En este contexto, K_c representa el coeficiente de distribución adimensional para la biosorción; C_a corresponde a la concentración de colorante adsorbida por la biomasa de algas en equilibrio (mg/L); y C_e es la concentración de colorante en la fase acuosa en equilibrio (mg/L). Además, T es la temperatura absoluta (K) y R es la constante universal de los gases (J/mol·K). La

ecuación establece la relación entre la energía libre de Gibbs (ΔG°), la entalpía (ΔH°) y la entropía (ΔS°).

$$\Delta G^\circ = \Delta H^\circ - T\Delta S^\circ \quad (\text{ec. 14})$$

La ecuación de van't Hoff (Ampawan *et al.*, 2024) es:

$$\ln(K_c) = -\frac{\Delta H^\circ}{R} \frac{1}{T} + \frac{\Delta S^\circ}{R} \quad (\text{ec. 15})$$

2.8 Análisis de datos

Los parámetros de los modelos se calcularon mediante el método de mínimos cuadrados, en el que la suma de los errores al cuadrado entre las captaciones calculadas y experimentales se minimizó de acuerdo con la ecuación 16 (See *et al.*, 2018)(Alcocer *et al.*, 2024). Además, para evaluar la precisión de los modelos, se calcularon y reportaron el error cuadrático medio (RMSE), como se muestra en la ecuación 17, y el coeficiente de determinación (R^2), como se define en la ecuación 18, para los cálculos se utilizaron los programas Minitab 18, RStudio (Mariposa Orchid) y Microsoft Excel 2013.

$$SSE = \sum_{i=1}^N (q_{i,exp} - q_{i,cal})^2 \quad (\text{ec. 16})$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N-p} \sum_{i=1}^N (q_{i,exp} - q_{i,cal})^2} \quad (\text{ec. 17})$$

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (q_{i,exp} - q_{i,cal})^2}{\sum_{i=1}^N (q_{i,exp} - \text{average}(q_{i,exp}))^2} \quad (\text{ec. 18})$$

3 Resultados

3.1 Caracterización y microestructura del bioadsorbente

El análisis de microscopía electrónica de barrido (SEM) evidenció modificaciones significativas en la superficie de *Gracilaria* sp. tras la biosorción de tartrazina (Figura 2). En la

micrografía correspondiente a la biomasa sin contacto con el colorante (escala: 20 μm), se observa una superficie rugosa, irregular y con abundante porosidad, características que favorecen la disponibilidad de sitios activos para la adsorción. En contraste, la micrografía posterior al proceso de biosorción (escala: 20 μm) muestra una superficie más compacta y heterogénea, con reducción visible de la porosidad y la presencia de depósitos superficiales que pueden corresponder a moléculas de tartrazina fijadas. Asimismo, se aprecian zonas aplanadas, surcos y estructuras parcialmente obstruidas, lo cual indica la ocupación de cavidades y la formación de una capa adsorbida sobre la matriz algal. Estos cambios morfológicos, observados a la misma escala, corroboran la interacción directa entre la biomasa y el contaminante, y respaldan la evidencia espectroscópica obtenida mediante FTIR.

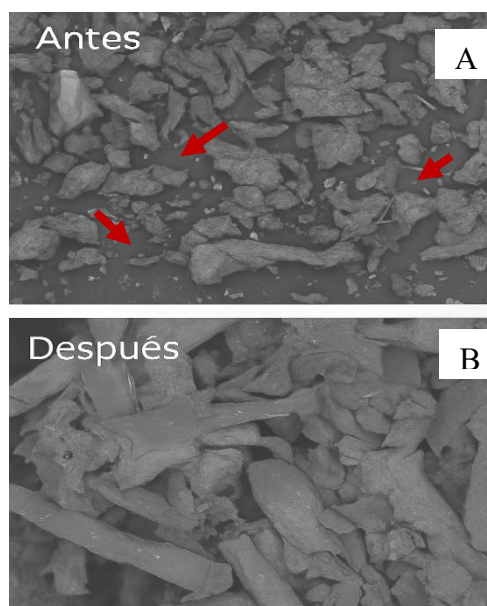


Figura (A) Microscopia electrónica de barrido (SEM) Superficie de *Gracilaria* sp. Antes del proceso de biosorción de tartrazina. Se observa una estructura con abundante porosidad y cavidades bien definidas, lo que sugiere una alta disponibilidad de sitios activos para la interacción con los contaminantes. Las flechas rojas señalan los poros característicos de la superficie del biomaterial. Figura (B) Superficie de *Gracilaria* sp. Después del proceso de biosorción de tartrazina. En esta imagen se evidencia una notable reducción de la porosidad; los espacios previamente observados se encuentran cubiertos, lo que indica que los sitios activos han sido

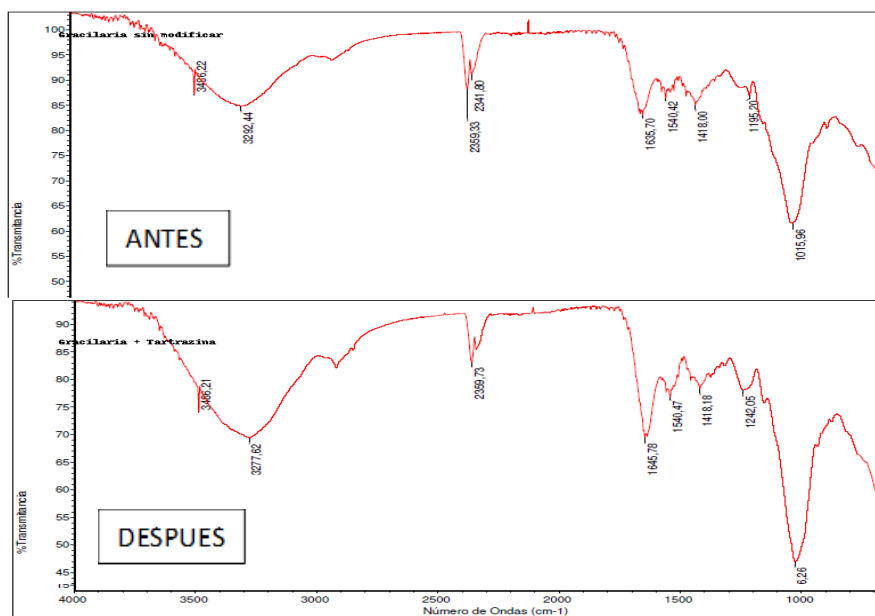
ocupados por las moléculas del colorante. Este cambio en la morfología confirma la interacción efectiva entre el biosorbente y la tartrazina.

Además, se identifican surcos, deformaciones y texturas menos granuladas, lo cual indica una alteración directa de la superficie biológica del alga como consecuencia de la interacción con las moléculas del colorante. Estos cambios morfológicos indican un proceso de adsorción exitoso, generando una modificación en la estructura externa.

El análisis FTIR fue para identificar los grupos funcionales presentes en el alga *Gracilaria* sp., se muestra en la Figura 3.

Figura 3.

Espectro FTIR del alga *Gracilaria* sp. Antes y después de la biosorción de tartrazina.



El análisis FTIR permitió identificar los principales grupos funcionales involucrados en el proceso de biosorción de tartrazina sobre la biomasa de *Gracilaria* sp. En la muestra sin modificar, se observaron bandas características en 3.420 cm^{-1} asociadas al estiramiento O-H de grupos

hidroxilo, cuya intensidad disminuyó notablemente después del contacto con el colorante, lo que sugiere la participación de puentes de hidrógeno en la interacción bioadsorbente-adsorbato (tabla 2).

Tabla 2. Asignación de bandas FTIR de *Gracilaria sp.* tras biosorción de tartrazina

Señal (cm ⁻¹)	Grupo asignado	funcional	Observación tras adsorción	Referencia
3.420	Estiramiento (alcoholes, polisacáridos)	O–H fenoles,	Disminución intensidad participación puentes hidrógeno	de Khan et al., 2025 por en de
1.640– 1.650	Vibración amida I de proteínas)	C=O (banda de proteínas)	Ligero por	corrimiento interacciones 2023
1.400– 1.420	Vibraciones aromáticas deformación CH ₂	C–C y	Incremento intensidad anillos del colorante	de Ahmad et al., 2023 por aromáticos
1.240– 1.245	Estiramiento S=O (grupos sulfatados)	asimétrico sulfonatos	interacción sulfonatos tartrazina	Othman et al., 2024 de

1.120	Vibración $-\text{SO}_3^-$ (grupos sulfonato)	Nuevo pico, evidencia del colorante	Kiran et al., 2023
-------	---	-------------------------------------	--------------------

Se mantuvo sin cambios relevantes la banda en 2920 cm^{-1} correspondiente a estiramientos C–H alifáticos, mientras que el pico en $1640\text{--}1645\text{ cm}^{-1}$ atribuida a vibraciones C=O de proteínas (banda amida I) presentó un ligero desplazamiento tras la biosorción, indicando posibles interacciones electrostáticas. Entre 1400 a 1418 cm^{-1} se evidenció un aumento en la intensidad de la banda asociada a vibraciones C–C aromáticas y deformaciones CH_2 , probablemente debido a la presencia de anillos aromáticos provenientes de la estructura del colorante. Asimismo, los picos ubicadas entre 1242 y 1245 cm^{-1} , de grupos sulfatados ($\text{S}=\text{O}$), mostraron una mayor intensidad tras la adsorción, indicando una posible interacción entre estos grupos y los sulfonatos del colorante. Un nuevo pico apareció a 1120 cm^{-1} , correspondiente a grupos sulfonato ($-\text{SO}_3^-$), ausente en la muestra sin modificar, lo cual confirma la fijación del colorante tartrazina en la superficie de la biomasa. Finalmente, la banda sin cambios en 1050 cm^{-1} , está relacionada con enlaces C–O–C típicos de polisacáridos de la pared celular.

Estos cambios espectrales en la biomasa antes y después del proceso sugieren que la interacción entre *Gracilaria* sp. y la tartrazina ocurre mediante mecanismos físicos y químicos, involucrando principalmente puentes de hidrógeno, interacciones electrostáticas y asociaciones entre grupos sulfonato y funcionales de la biomasa algal.

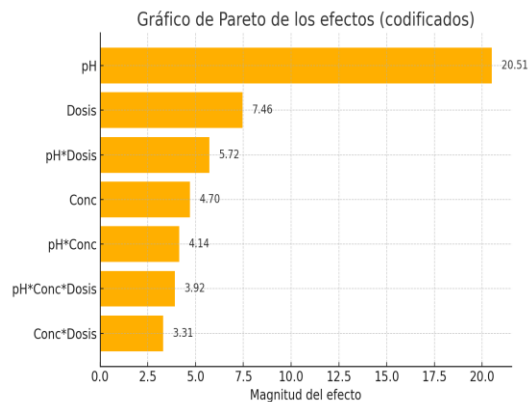
3.2 Optimización estadística de la biosorción de tartrazina con Gracilaria sp. usando diseño central compuesto (CCD)

Se implementó un diseño factorial completo 2^3 con puntos centrales, para evaluar el efecto de tres factores: pH, concentración y dosis, sobre la remoción (%) del contaminante objetivo. Los resultados del modelo codificado revelaron que todos los efectos principales y las interacciones fueron estadísticamente significativos ($p\text{-valor} < 0,05$). El gráfico de Pareto permitió visualizar la magnitud relativa de los efectos estimados. El gráfico de Pareto muestra la magnitud de los efectos codificados de los factores evaluados en un experimento de remoción de contaminantes (por ejemplo, pH, dosis y concentración). En este caso, el pH es el factor más influyente, con una magnitud de efecto de 20.51, lo que indica que tiene un impacto significativamente mayor que los

demás sobre la variable de respuesta (como la eficiencia de remoción). Le siguen la dosis (7.46) y la interacción pH*Dosis (5.72), que también son relevantes, aunque en menor medida. Las interacciones entre factores (pH*Conc, pH*Conc*Dosis, Conc*Dosis) presentan efectos menores, lo que sugiere que el comportamiento del sistema está dominado principalmente por el pH y la dosis, mientras que las combinaciones de variables contribuyen de forma secundaria al proceso. (Ver figura 4).

Figura 4.

Gráfico de Pareto de los efectos principales e interacciones del diseño factorial



Con este resultado del diseño factorial se procedió a desarrollar un modelo cuadrático para describir la relación entre el pH, la dosis y la remoción. La ecuación ajustada es (ver ec. 19):

$$\text{Remoción (\%)} = 189,82 - 87,48 \cdot \text{pH} - 79,08 \cdot \text{Dosis} + 12,66 \cdot \text{pH}^2 - 21,34 \cdot \text{Dosis}^2 + 23,46 \cdot (\text{pH} \cdot \text{Dosis})$$

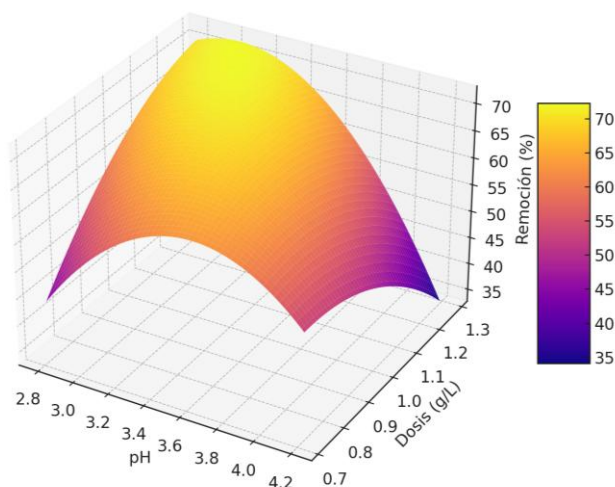
(ec. 19)

El coeficiente de determinación fue $R^2 = 0,79$ y R^2 ajustado = 0,75, lo que indica que el modelo explica aproximadamente el 79 % de la variabilidad en los datos.

Figura 5.

Superficie de respuesta en función de pH y dosis.

Modelo cuadrático ajustado: pH vs Dosis



Aunque no perfecto, el ajuste es aceptable para un sistema experimental con múltiples fuentes de variación. La optimización numérica del modelo cuadrático reveló que la máxima remoción estimada de 72,34 % se alcanza a un pH de aproximadamente 3,11 y una dosis de 1,22 g/L.

3.3 Isotermas de equilibrio

Para ajustar los datos experimentales de adsorción de tartrazina sobre la biomasa del alga roja *Gracilaria* sp. a los modelos de isotermas de Langmuir, Freundlich, Temkin y Dubinin–Radushkevich (D–R), se utilizó el método de mínimos cuadrados no lineales (ver tabla 3).

Tabla 3.

Parámetros isotermas de equilibrio

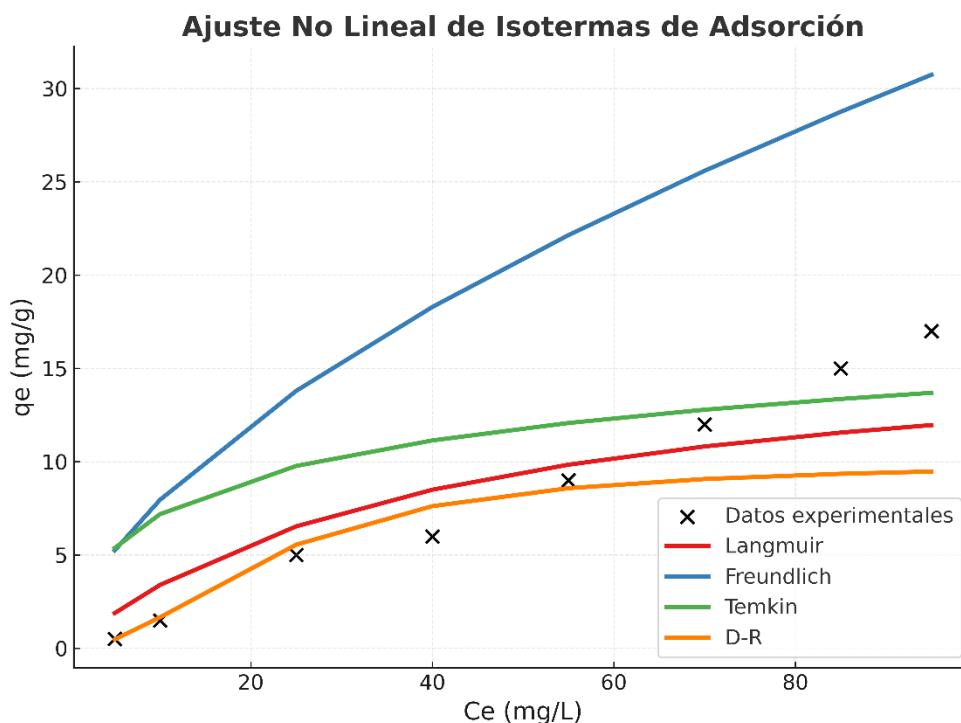
Isoterma	Valor del Parámetro
Langmuir	
$q_{\max}$ (mg/g)	NA

K_L (L/mg)	$5,16 \times 10^{-8}$
R^2	0,85
RMSE (mg/g)	2,37
Freundlich	
n	0,603
K_f (L/g)	0,0094
R^2	0,89
RMSE (mg/g)	1,96
Temkin	
b_T (kJ/mol)	0,006
K_T (L/g)	1,37
R^2	0,74
RMSE (mg/g)	3,12
Dubinin-Radushkevich	
q_{DR} (mg/g)	21,8
B_{DR} (mol ² /kJ ²)	5×10^{-4}
R^2	0,83
RMSE (mg/g)	2,50

El modelo de Freundlich presentó el mejor ajuste estadístico ($R^2 = 0,897$, RMSE = 1,96 mg/g), aunque el valor de $n = 0,603$ indica un modelo desfavorable. Por otro lado, el modelo Dubinin–Radushkevich obtuvo una energía de adsorción de 32,08 kJ/mol, indicando un mecanismo de adsorción química. Si se busca interpretar el proceso desde una perspectiva fisicoquímica, el modelo D–R es el más adecuado. Langmuir mostró un valor de q_{max} no confiable, y Temkin tuvo el menor ajuste (ver figura 6).

Figura 6.

Isotermas de equilibrio de adsorción de tartrazina sobre Gracilaria sp.



El modelo de Freundlich describe mejor los datos empíricamente, mientras que el modelo D-R es preferible para comprender el mecanismo de adsorción en términos de energía (ver figura 6). Debido a esto, la adsorción máxima estipulada por el modelo de D-R es de 21,8 mg de tartrazina por gramo de biomasa. Con el valor de BDR del modelo se encuentra una E igual a 31,6 kJ/mol. Este valor indica que el proceso de adsorción ocurre predominantemente por quimisorción. La implicación de enlaces químicos sugiere un proceso más específico y posiblemente irreversible, lo cual refuerza la viabilidad de *Gracilaria sp.* como biosorbente efectivo en tratamientos de aguas contaminadas con colorantes sintéticos.

La capacidad de adsorción obtenida en este trabajo se encuentra en el rango de otros biosorbentes no modificados o de modificación moderada, como la celulosa modificada con CTAC ($18,85 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$) (Mahmoud et al., 2020). En contraste, materiales de mayor funcionalización muestran capacidades superiores: cáscara de naranja activada ($\approx 116\text{--}122 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$) (Ahmad et al., 2023), quitosano ($\approx 1065,6 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$) (Micheletti et al., 2023) y adsorbentes porosos multiamina

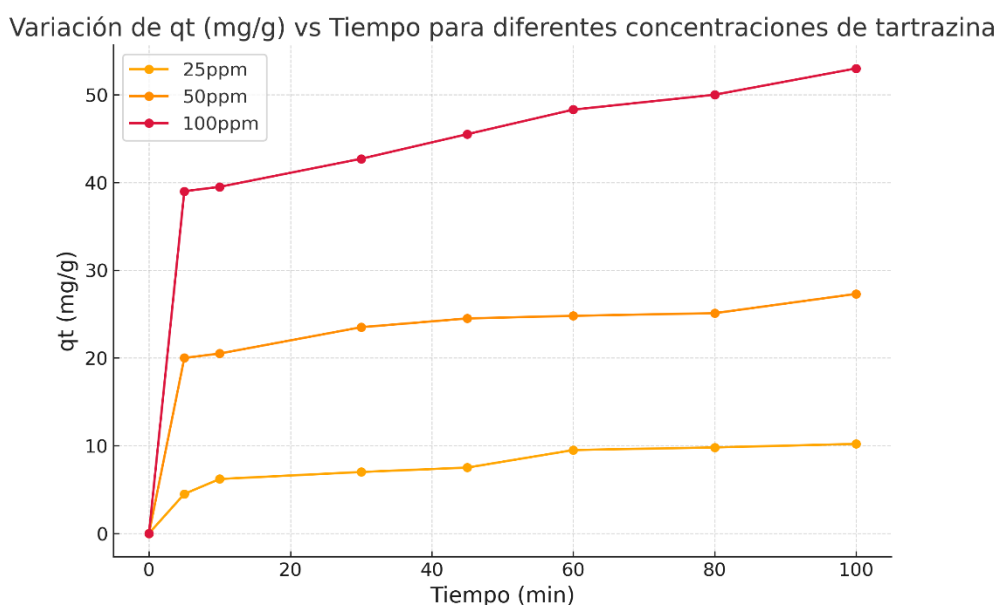
($\approx 534,8 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$) (Xu et al., 2024). Estos resultados posicionan a *Gracilaria* sp. como una alternativa sostenible y de bajo costo, susceptible de mejorar su capacidad mediante procesos de activación o funcionalización química (Riquelme et al., 2023; Othman et al., 2024; Kiran et al., 2023; Sivasubramanian & Paramasivam, 2025).

3.4 Estudios cinéticos

Se evaluaron los modelos cinéticos de pseudo-primer y pseudo-segundo orden en su forma linealizada. Los resultados obtenidos permiten determinar los parámetros cinéticos y la adecuación del modelo al sistema estudiado. La figura 7 establece la variación de la adsorción por unidad de biomasa al transcurrir el tiempo del proceso variando la concentración del contaminante.

Figura 7

Cinética de la adsorción de tartrazina sobre Gracilaria sp



El análisis de los datos establece que el modelo de pseudo-primer orden no es adecuado para describir la cinética de adsorción en este sistema con *Gracilaria* sp. y tartrazina. Por otro lado, los valores de R^2 para el modelo cinético de pseudo-segundo orden en su forma linealizada

muestran un excelente coeficiente de determinación ($R^2 > 0.96$), lo que indica que este modelo se ajusta muy bien a los datos experimentales cuando se linealiza (ver tabla 4).

Tabla 4

Parámetros obtenidos modelo pseudo-segundo orden

Concentración	q _e	K ₂	R ²	RMSE
25ppm	11,09	0,0076	0,9700	0,5186
50ppm	27,19	0,0094	0,9956	0,0801
100ppm	53,62	0,0037	0,9939	0,0478

La biomasa de *Gracilaria* muestra una buena capacidad de adsorción (alto q_e), especialmente a concentraciones elevadas de tartrazina, aunque el proceso puede volverse más lento (menor k₂) cuando se incrementa la carga contaminante, posiblemente por difusión limitada o competencia molecular,

En cuanto a la cinética de adsorción, los resultados obtenidos con *Gracilaria* sp, mostraron que el modelo de pseudo-segundo orden describe adecuadamente el proceso ($R^2 > 0,96$), lo que sugiere que el mecanismo de control está dominado por interacciones químicas específicas entre los grupos funcionales de la biomasa y las moléculas de tartrazina, La capacidad de adsorción obtenida es menor que la reportada para adsorbentes modificados, como biochar tratado con triethylenetetramine (q_e ≈ 187,5 mg·g⁻¹) (Mahmoud et al., 2020) o quitosano funcionalizado (q_e ≈ 413,8 mg·g⁻¹) (Micheletti et al., 2023), pero se encuentra en el mismo orden de magnitud que biomasa agroindustrial sin modificar, como cáscara de plátano (q_e ≈ 41,2 mg·g⁻¹) (Arellano-Atencio et al., 2019).

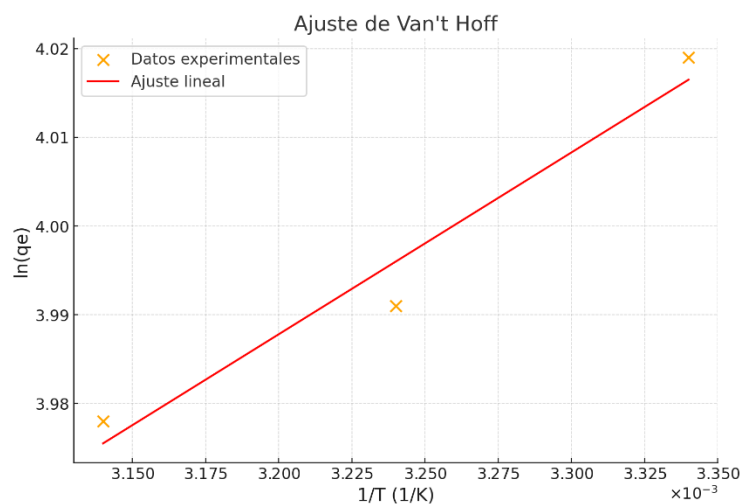
3.5 Análisis termodinámico del proceso de adsorción

Para calcular los parámetros termodinámicos se realizó un análisis utilizando la ecuación de Van't Hoff con el propósito de evaluar la influencia de la temperatura en la capacidad de

adsorción, Para ello, los valores experimentales de la cantidad adsorbida (q_e) y $1/T$ se ajustaron mediante un modelo de regresión lineal (ver figura 8),

Figura 8

Ajuste lineal de Van't Hoff para los datos experimentales,



La tabla 5 da los parámetros termodinámicos para la biosorción, Los valores negativos de ΔG° indican que la biosorción de tartrazina por la *Gracilaria* sp, es un proceso espontáneo, Los valores positivos de ΔS° son resultado del aumento de la aleatoriedad en la interfaz sorbente/solución, lo que indica que la biosorción de tartrazina en *Gracilaria* sp, es un proceso favorable,

Tabla 5

Datos termodinámicos experimentales

T (K)	ΔG° (J/mol)	ΔH° (J/mol)	ΔS° (J/mol,k)
298,15	-9.958,29		
308,15	-1.0235,79		

318,15 -1.0513,29 -1.684,63 27,75

El valor negativo de ΔH° indica que el proceso de adsorción es exotérmico, es decir, que libera energía en forma de calor cuando ocurre la interacción entre el adsorbato (en este caso, tartrazina) y la biomasa de *Gracilaria* sp, Estos resultados son comparables con los obtenidos para biosorbentes no modificados, como la cáscara de plátano, que también mostraron espontaneidad y exotermicidad (ΔG° entre -7 y $-9,5$ $\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$; $\Delta H^\circ \approx -3,5$ $\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$) (Arellano-Atencio et al., 2019), En contraste, materiales modificados químicamente, como el biochar funcionalizado con triethylenetetramine, presentaron procesos endotérmicos (ΔH° positivos, $\approx 18-22$ $\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$) y ΔS° significativamente mayores, lo que sugiere una quimisorción con mayor afinidad y capacidad (Mahmoud et al., 2020; Micheletti et al., 2023),

3.6 Comparación entre *Gracilaria* sp, y adsorbentes disponibles en la literatura

La tabla 6 presenta la comparación entre la capacidad de bioadsorción de tartrazina sobre la *Gracilaria* sp, y otros bioadsorbentes reportados en la literatura actual, Puede apreciarse que la *Gracilaria* sp, puede aumentar su capacidad si se aplica algún tratamiento químico similar al que se hizo sobre las demás biomásas que se han modificado para este fin.

Tabla 6.

Comparación capacidades de biosorción de diferentes biomásas, con respecto a la biomasa de Gracilaria sp,

Bioadsorbente	pH	Biosorción máxima (mg/g)	Referencia
A base de quitosano	6,8	188,56	Micheletti et al, 2023
Desechos rumiales	3	111,9	De Sousa et al , 2025

Películas de quitosano	2	413,8	Rêgo et al, 2013,
<i>Delonix regia</i> modificada	3	147,058	Joshiba et al, 2022
<i>Spirulina</i> modificada	3	76,92	Saloglu et al, 2021
Residuos de trigo	4	18,85	Villabona-Ortíz et al, 2022
Cascaras de nueces	7	64,2	Torres-Perez et al, 2017
Aserrín modificado	2	127	Rzig et al, 2024
<i>Gracilaria</i> sp,	3,11	21,8	Este trabajo

4 Conclusiones

La presente investigación demostró que la biomasa seca del alga roja *Gracilaria* sp, constituye un biosorbente aceptable para la remoción del colorante sintético tartrazina en soluciones acuosas, A través de estudios de caracterización, se evidenció una modificación significativa en la morfología superficial del alga y en sus grupos funcionales tras el proceso de biosorción, lo cual sugiere una interacción activa con las moléculas del contaminante,

Los análisis de isoterma revelaron que el modelo de Freundlich describe adecuadamente el comportamiento empírico del sistema, mientras que el modelo de Dubinin–Radushkevich indicó un mecanismo dominado por quimisorción, con una energía media de adsorción superior a 30 kJ/mol, En términos cinéticos, el modelo de pseudo-segundo orden ofreció el mejor ajuste a los datos experimentales ($R^2 > 0,99$), lo que sugiere un control del proceso por mecanismos de naturaleza química, El análisis termodinámico evidenció que la adsorción es espontánea ($\Delta G^\circ < 0$)

y exotérmica ($\Delta H^\circ < 0$), con un incremento de entropía ($\Delta S^\circ > 0$), lo cual refleja un aumento del desorden en la interfaz sólido-líquido durante el proceso,

Finalmente, la optimización estadística mediante diseño central compuesto permitió identificar condiciones óptimas de pH y dosis que maximizan la eficiencia del proceso, alcanzando una remoción de hasta 72,3 %, Estos hallazgos posicionan a *Gracilaria* sp, como una alternativa viable, de bajo costo y ambientalmente amigable para el tratamiento de aguas contaminadas con colorantes sintéticos, contribuyendo a los Objetivos de Desarrollo Sostenible 6 (agua limpia y saneamiento) y 12 (producción y consumo responsables)

5 Referencias

- Abbas, R. F., Hassan, M. J. M., & Rheima, A. M. (2023). Photo-irradiation synthesis of Fe₃O₄ and GO/Fe₃O₄ magnetic nanoparticles for tartrazine adsorption: A comparative and reuse studies. *Desalination and Water Treatment*, 316, 168–184.
- Adejuwon, E. O., Ogwueleka, T. C., Ogungbemi, E. O., Prabhu, R., Rendon-Nava, A., & Yates, K. (2025). Assessment of surface water quality using chemometric tools: A case study of Jabi Lake, Abuja, Nigeria. *Iranian Journal of Science and Technology, Transactions of Civil Engineering*, 1–24.
- Ahmad, A., Arif, M., Farooqi, Z. H., Khan, A. H., & Ali, R. (2023). Biosorption of heavy metals using *Gracilaria edulis* biochar: Kinetics, thermodynamics and mechanism insights. *Global NEST Journal*, 25(4), 1–12. https://journal.gnest.org/publication/gnest_05259
- Ampawan, S., Dairoop, J., Keawbanjong, M., & Chinpa, W. (2024). A floating biosorbent of polylactide and carboxylated cellulose from biomass for effective removal of methylene blue from water. *International Journal of Biological Macromolecules*, 266, 131354.
- Arellano-Atencio, F., Pérez-Pereira, M., & Lambis-Miranda, H. A. (2019). Estudio introductorio de modelos cinéticos en la adsorción de tartrazina en solución acuosa a través de biomasa extraída de la cáscara de plátano (*Musa paradisiaca*). *Nuevas Perspectivas en Ingeniería de Procesos*, 15.
- de Sousa, L. S., Nascimento, P. A., Santos, M. P. F., Brito, M. J. P., Alves, A. N., Rocha, F., & Bonomo, R. C. F. (2025). Insight into the potential of a novel activated carbon from rumen waste and its green application in tartrazine dye removal from effluents. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 66, 103571. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2025.103571>
- Didukh-Shadrina, S., Losev, V., Buyko, O., Chash-Ool, N., & Merkulova, D. (2025). Rapid separation and determination of synthetic and natural yellow dyes in food and drinks using mini-column packed with polyamine-modified silica. *Food Chemistry*, 144508.
- Gudić, S., Čatipović, N., Ban, M., Svilović, S., Vukojević Medvidović, N., Rotaru, A., & Vrsalović, L. (2025). Efficient removal of tartrazine yellow azo dye by electrocoagulation

- p>using aluminium electrodes: An optimization study by response surface methodology.
- Applied Sciences*
- , 15(10), 5563.
- Hosseini, S. F., Heidari, T., Zendegi-Shiraz, A., & Ameri, M. (2025). Application of chemometrics based on digital image analysis for simultaneous determination of tartrazine and sunset yellow in food samples. *Food Chemistry*, 470, 142619.
- Ibraheem, B. M., Al-Timimi, D. A. H., Abdullah, S. N., Majdi, H. S., & Alsalhy, Q. F. (2025). Decoration of polyethersulfone membranes with zinc oxide nanoparticles for efficient treatment of food dyes. *Chemical Engineering Research and Design*.
- Jankowska, A., Panek, R., Franus, W., & Goscianska, J. (2025). Fly ash converting into ordered mesoporous silica materials for water purification from azo dyes. *Microporous and Mesoporous Materials*, 113683.
- Joshiba, G. J., Kumar, P. S., Rangasamy, G., Ngueagni, P. T., Pooja, G., Balji, G. B., & El-Serehy, H. A. (2022). Iron doped activated carbon for effective removal of tartrazine and methylene blue dye from the aquatic systems: Kinetics, isotherms, thermodynamics and desorption studies. *Environmental Research*, 215, 114317.
- Khan, M. K., Abdulhameed, A. S., Alshahrani, H., & Algburi, S. (2024). Development of chitosan biopolymer by chemically modified orange peel for safranin O dye removal: A sustainable adsorbent and adsorption modeling using RSM-BBD. *International Journal of Biological Macromolecules*, 261, 129964.
- Khan, M. T. A., Hassan, S. H., Al-Battashi, H., & Abed, R. M. (2025). Biosorption of hexavalent chromium using algal biomass: Isotherm and kinetic studies. *Algal Research*, 85, 103867.
- Kiran, B., Kaushik, A., & Verma, P. (2023). Advances in biosorption of dyes and heavy metals: Recent trends and future perspectives. *Environmental Science and Pollution Research*, 30, 12877–12895. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-25216-0>
- Kowalczyk, P., Ligas, B., Skrzypczak, D., Mikula, K., Izydorczyk, G., Witek-Krowiak, A., Moustakas, K., & Chojnacka, K. (2021). Biosorption as a method of biowaste valorization to feed additives: RSM optimization. *Environmental Pollution*, 268, 115937.
- Mahmoud, M. E., Abdelfattah, A. M., Tharwat, R. M., & Nabil, G. M. (2020). Adsorption of negatively charged food tartrazine and sunset yellow dyes onto positively charged triethylenetetramine biochar: Optimization, kinetics and thermodynamic study. *Journal of Molecular Liquids*, 318, 114297.
- Micheletti, D. H., da Silva Andrade, J. G., Porto, C. E., Alves, B. H. M., de Carvalho, F. R., Sakai, O. A., & Batistela, V. R. (2023). A review of adsorbents for removal of yellow tartrazine dye from water and wastewater. *Bioresource Technology Reports*, 24, 101598.
- Monisha, B., Sridharan, R., Kumar, P. S., Rangasamy, G., Krishnaswamy, V. G., & Subhashree, S. (2023). Sensing of azo toxic dyes using nanomaterials and its health effects: A review. *Chemosphere*, 313, 137614.
- Othman, N., Shahrudin, M. Z., Mohd, N. S., & Ismail, H. (2024). Activated carbon derived from *Gracilaria changii* for Pb(II) and Cu(II) removal: Optimization using response surface

- methodology. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14, 2137–2153. <https://doi.org/10.1007/s13399-023-04150-8>
- Rêgo, T. V., Cadaval, Jr., T. R. S., Dotto, G. L., & Pinto, L. A. A. (2013). Statistical optimization, interaction analysis and desorption studies for the azo dyes adsorption onto chitosan films. *Journal of Colloid and Interface Science*, 411, 27–33.
- Riquelme, M., Aravena, R., & Morales, E. (2023). Biosorption of copper using *Gracilaria chilensis*: A sustainable approach for wastewater treatment. *Sustainability*, 15(6), 5521. <https://doi.org/10.3390/su15065521>
- Rzig, B., Kojok, R., Khalifa, E. B., Magnacca, G., Lahssini, T., Hamrouni, B., & Bellakhal, N. (2024). Adsorption performance of tartrazine dye from wastewater by raw and modified biomaterial: Equilibrium, isotherms, kinetics and regeneration studies. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14(15)*, 18313–18330. <https://doi.org/10.1007/s13399-023-03982-8>
- Saloglu, D., & Sahin, O. I. (2021). Removal of azo dyes—tartrazine, carmoisine, and Allura Red—from wastewater using *Spirulina* biomass-immobilized alginate beads: Equilibrium, kinetics, thermodynamics, desorption, and reusability. *Desalination and Water Treatment*, 220, 431–445. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.27010>
- See, J. J., Jamaian, S. S., Salleh, R. M., Nor, M. E., & Aman, F. (2018). Parameter estimation of Monod model by the least-squares method for microalgae *Botryococcus braunii* sp. *Journal of Physics: Conference Series*, 995(1), 012026. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/995/1/012026>
- Sharma, P., Sharma, M., Yadav, L., Agarwal, M., & Gupta, R. (2025). Sustainable solution for wastewater management: Fabrication of cost-effective β -cyclodextrin incorporated chitosan polyvinyl alcohol composite hydrogel film for the efficient adsorption of anionic Congo red and tartrazine dyes. *Separation and Purification Technology*, 355, 129750.
- Singh, H., Goyal, A., Bhardwaj, S. K., Khatri, M., & Bhardwaj, N. (2023). Highly robust UiO-66@PVDF metal–organic framework beads for tartrazine removal from aqueous solutions. *Materials Science and Engineering: B*, 288, 116165.
- Sivasubramanian, V., & Paramasivam, K. (2025). Seaweed as bioadsorbent for nitrogen and phosphorus removal: A critical review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(2), 110284. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.110284>
- Torres-Pérez, J., Huang, Y., Hadi, P., Mackey, H., & McKay, G. (2018). Equilibrium, kinetic and optimization studies for the adsorption of tartrazine in water onto activated carbon from pecan nut shells. *Water, Air, & Soil Pollution*, 229(3), 73. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3680-2>
- Villabona-Ortíz, Á., Figueroa-Lopez, K. J., & Ortega-Toro, R. (2022). Kinetics and adsorption equilibrium in the removal of azo-anionic dyes by modified cellulose. *Sustainability*, 14, 3640. <https://doi.org/10.3390/su14063640>
- Wu, L., Xu, Y., Lv, X., Chang, X., Ma, X., Tian, X., Shi, X., Li, X., & Kong, X. (2021). Impacts of an azo food dye tartrazine uptake on intestinal barrier, oxidative stress, inflammatory

response and intestinal microbiome in crucian carp (*Carassius auratus*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 223, 112551.

Yılmaz, Ş., Ecer, Ü., Ulaş, B., & Yagizatli, Y. (2025). Evaluation of metal-organic framework/layered double hydroxide-embedded sodium alginate beads for effective removal of tartrazine dye: A comparative analysis of RSM and ANN. *International Journal of Biological Macromolecules*, 144135.

Younes, M. K., Algburi, S., Al Omari, R. H., & Abdulhameed, A. S. (2024). Application of chitosan/acid-treated biomass composite for dye wastewater treatment: Adsorption modeling using Box-Behnken design. *Desalination and Water Treatment*, 320, 100795.