

Biosorción de verde de malaquita en soluciones acuosas por biomasa inactiva de *Bacillus thuringiensis* HD-181

Adrian G. Rodríguez-Villarreal, Luz A. Hernández-Martínez, Guadalupe Rojas-Verde, Katiushka Arévalo-Niño, Verónica Almaguer-Cantú *

Instituto de Biotecnología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, San Nicolás de los Garza, N. L., México

* Autor de correspondencia: veronica.almaguerct@uanl.edu.mx

Contaminación de suelo, agua y aire.

Recibido: 22 de agosto de 2025 Aceptado: 3 de octubre de 2025 Publicado: 27 de enero de 2026

DOI: <https://doi.org/10.56845/terys.v5i1.615>

Resumen: En este estudio se evaluó la capacidad de la biomasa inactiva de *Bacillus thuringiensis* HD-181 para la decoloración del colorante verde de malaquita (VM) en soluciones acuosas. El VM es un tinte trifenilmetano de uso común en la industria textil y acuícola, cuyo vertido representa un riesgo ambiental y sanitario debido a su persistencia y toxicidad. Para el desarrollo experimental, la cepa se cultivó en condiciones controladas en fermentador de operación batch, obteniéndose biomasa bacteriana inactiva que fue sometida a ensayos de adsorción. Se aplicó una metodología de superficie de respuesta (RSM) que involucra la concentración inicial de colorante (28–100 ppm), la temperatura de incubación (10–40 °C) y la cantidad de biomasa (10 y 20 mg). Los resultados mostraron una remoción máxima del 90.42% en condiciones óptimas de 25 ppm, 20 mg de biomasa y 40°C. Los datos de cinética se ajustaron al modelo de pseudo-segundo orden ($R^2=0.999$), lo que sugiere un mecanismo de quimisorción. Asimismo, las isoterma de adsorción se ajustaron preferentemente a los modelos de Langmuir ($q_{max} = 410.48$ mg/g; $R^2=0.999$) y Freundlich ($R^2=0.996$), lo que indica una adsorción en monocapa sobre superficies heterogéneas. En conjunto, los resultados confirman el potencial de la biomasa de *B. thuringiensis* HD-181 como un biosorbente eficiente y sustentable para la eliminación de colorantes trifenilmetano en aguas residuales.

Palabras clave: verde de malaquita, biosorción, biomasa inactiva, *Bacillus thuringiensis*, modelos cinéticos

Biosorption of malachite green in aqueous solutions for inactive biomass from *Bacillus thuringiensis* HD-181

Abstract: This study evaluated the ability of inactive biomass of *Bacillus thuringiensis* HD-181 to decolorize malachite green dye from aqueous solutions. Malachite green is a triphenylmethane dye widely used in textile and aquaculture industries, whose discharge poses significant environmental and health risks due to its persistence and toxicity. The bacterial strain was cultured under controlled batch fermentation conditions, and the inactive biomass was subjected to adsorption assays. Response surface methodology (RSM) was applied considering initial dye concentration (28–100 ppm), incubation temperature (10 – 40°C), and biomass amount (10 and 20 mg). Results showed a maximum removal of 90.42% under optimal conditions (25 ppm, 20 mg biomass, 40°C). Kinetic data adjusted the pseudo-second-order model ($R^2=0.999$), suggesting a chemisorption mechanism. Adsorption isotherms fitted mainly to Langmuir ($q_{max} = 410.48$ mg/g; $R^2=0.999$) and Freundlich ($R^2=0.996$) models, indicating monolayer adsorption on heterogeneous surfaces. Overall, these findings highlight the potential of *B. thuringiensis* HD-181 biomass as an efficient and sustainable biosorbent for removing triphenylmethane dyes from wastewater.

Keywords: Malachite green, biosorption, inactive biomass, *Bacillus thuringiensis*, Kinetic models

Introducción

El verde malaquita (VM) es un colorante trifenilmetano ampliamente utilizado en la industria textil, en procesos de teñido, así como en la acuicultura como agente antimicrobiano para el control de saprolegniasis. En los procesos de teñido en textiles se registra que hasta un 50% de los tintes no son fijados a las fibras lo que provoca su liberación en los efluentes industriales. El vertido de estos residuos representa una problemática ambiental de gran relevancia y en bajas concentraciones generan un color intenso que provoca turbidez. Esto reduce la penetración de luz e inhibe la fotosíntesis en ecosistemas acuáticos (Abu-Hussien *et al.*, 2022).

Además, la exposición al verde malaquita puede inducir a alteraciones graves a la salud humana como: daños en el cerebro, riñón, hígado y efectos cancerígenos o mutagénicos a nivel somático (Ashraf *et al.*, 2019).

Debido a su alta estabilidad y resistencia a la degradación, diversos estudios han explorado la capacidad de algunos microorganismos para decolorar o degradar los colorantes del grupo trifenilmetano. Entre las cepas reportadas se encuentran *Aeromonas hydrophila*, *Arthrobacter sp*, *Bacillus subtilis*, bacterias del género *Citrobacter*, *Exiguobacterium sp* MG2 y *Pseudomonas sp*. YB2, principalmente aisladas por métodos tradicionales. Sin embargo, es importante continuar con investigaciones que permitan esclarecer las rutas metabólicas implicadas en la degradación de estos compuestos y evaluar estrategias más eficientes para su eliminación (Song *et al.*, 2020).

Actualmente, se utilizan procesos fisicoquímicos en el tratamiento de efluentes como la coagulación-floculación, adsorción, oxidación y técnicas de membrana, los cuales generan lodos, implican costos adicionales y; producen subproductos indeseables. La biorremediación se postula como una alternativa por su rentabilidad y cuidado al medio ambiente (Sghaier *et al.*, 2019).

Diferentes estudios han demostrado el potencial de bacterias del género *Bacillus* en la remoción de colorantes. Por ejemplo, Hasan *et al.* (2024) prepararon un consorcio de biomasas secas de *Bacillus licheniformis* AG3 y *Bacillus cereus* M116 al 0.01% con la intención de remover verde malaquita y plomo en aguas residuales, presentando resultados de un máximo de 99.35% y 96.01% en 6 h, respectivamente. De manera similar, Cheriaa *et al.* (2012) reportaron un consorcio de 4 cepas bacterianas (*Agrobacterium radiobacter*, *Bacillus spp*, *Sphingomonas paucimobilis* y *Aeromonas hydrophila*) para degradar y decolorar colorantes trifenilmetano con una eficiencia del 91% para cristal violeta y del 99% para verde malaquita en 2 h, sin la formación de productos mutagénicos. Respecto a la capacidad de *Bacillus thuringiensis*, Olukanni *et al.* (2021) utilizaron una cepa bacteriana de *B. thuringiensis* RUN1 para decolorar verde malaquita a 40 ppm en aguas residuales simuladas en los que se obtuvieron resultados de decoloración de 84.67±1.19% en 6 h, mediante procesos que se pueden relacionar con la decoloración por producción de enzimas como lacasas o reductasas por *B. thuringiensis*.

En este contexto, el presente estudio se centra en la evaluación del potencial de la biomasa inactiva de la cepa *Bacillus thuringiensis* HD-181 por su mecanismo de interacción con el colorante (adsorción) debido a sus características; segura, recuperable y reproducible, así como su fácil almacenamiento, distribución y menor costo. Por otro lado, la biomasa activa involucra condiciones de almacenamiento y utilización más estricta.

Bacillus thuringiensis HD-181 se propone como una cepa prometedora para la decoloración de verde malaquita en soluciones acuosas por su capacidad de adsorción y remoción de moléculas contaminantes. De esta manera, el presente trabajo busca aportar evidencia sobre la eficacia de esta cepa y la ampliación del conocimiento sobre su posible aplicación en estrategias de biorremediación de efluentes industriales contaminados con colorantes trifenilmetano.

Materiales y Métodos

Reactivación de la cepa de trabajo

Se reactivó la cepa de *Bacillus thuringiensis* HD-181 a partir de un cultivo criopreservado en glicerol (50%) a -20°C, mediante un shock térmico inicial a 95°C por 1 min y enfriamiento a 4°C durante 5 min, con el fin de inducir la activación de esporas y asegurar la selectividad del cultivo frente a posibles contaminantes sensibles al calor. Posteriormente, se tomó 20 µL e inoculó a 10 mL de caldo nutritivo (BD Bioxon®). Se incubó a 30°C a 100 rpm por 24 h, seguido de la siembra de placas con agar nutritivo crecidas a la misma temperatura para después almacenarse ambos cultivos a 4°C para los siguientes ensayos.

Producción de biomasa en fermentador en modo de operación batch

Se prepararon 10 L de medio caldo tripticaseína y fosfato (CTP) BD Bioxon® (29.5 g/L) con de agua bidestilada. El pH se ajustó antes de esterilizar a 7.6 y se adicionó 500 µL de solución antiespumante. El medio preparado se colocó en un fermentador de 14 L y se esterilizó en autoclave Yamato® a 120°C (15 psi) por 15 min. Para el pre-inoculo, se prepararon 100 mL del medio CTP y se esterilizó bajo las mismas condiciones.

Se sembró el pre-inoculo con 1 mL (1% v/v) del cultivo de *B. thuringiensis* HD-181 en caldo nutritivo almacenado a 4°C y se incubó por 18 h a 30°C y 100 rpm. Una vez crecido el microorganismo se inocularon los 100 mL del pre-inoculo (OD 600 nm = 0.1) en el fermentador de 14L (1% v/v). El crecimiento de *B. thuringiensis* HD-81 se desarrolló a una temperatura de 30°C a 65 rpm de agitación. El desarrollo bacteriano se monitoreó por: densidad óptica a 600 nm, cambios en el pH del medio de cultivo y observación al microscopio óptico.

El cultivo se extendió por un periodo de 22 h hasta alcanzar una OD600 = 1.68 y la aparición de esporas (fase estacionaria). El crecimiento se detuvo por enfriamiento a 4°C y centrifugación continua a 10,000 rpm a 4°C durante 30 min. La biomasa microbiana fue separada del sobrenadante por decantación y filtrado. Se secó en horno a 55°C por 48-72 h. El producto bacteriano seco se trituró en mortero y posterior tamizaje para obtener un polvo de la biomasa inactiva seca.

Optimización de la decoloración con biomasa inactiva de *B. thuringiensis* HD-181

Se realizó el ensayo de optimización para obtener una superficie de respuesta (RSM, por sus siglas en inglés) mediante un diseño estadístico con 3 factores: concentración de colorante (28, 50 y 100 ppm), temperatura de incubación (10, 25 y 40°C) y cantidad de biomasa (10 y 20 mg). La optimización se inició mediante pesaje de los tubos con biomasa en balanza analítica. Los ensayos se realizaron por triplicado al iniciarse con la adición de los colorantes a las diferentes concentraciones de trabajo. Cada tubo se incubó a las temperaturas de estudio por un periodo de 2 h con agitación oscilatoria a 100 rpm. Una vez transcurrido el tiempo se centrifugaron a 7800 rpm a 0°C durante 10 min. La cuantificación del VM se realizó en el espectrofotómetro de UV/Vis ThermoScientific® *Evolution 60S* a 620 nm. Se determinó la concentración inicial (C_i), la concentración en el equilibrio (C_e) al tiempo indicado y el cálculo del % de remoción de la biomasa.

$$\% \text{ Remoción} = 100 \left(\frac{C_o - C_e}{C_o} \right) \quad (1)$$

Finalmente, los resultados se analizaron estadísticamente mediante un ANOVA con el paquete estadístico “*read XL*” en *R studio*. El RSM se elaboró con el software *Phyton (JupyterLab)* y fue empleado para representar el proceso de optimización para ambas cantidades de biomasa microbiana empleada (10 y 20 mg).

Tabla 1. Diseño experimental para el RSM de la optimización de la adsorción de VM con biomasa inactiva

Variable	Niveles		
Temperatura (°C)	10	25	40
Cantidad de biomasa (mg)	10	20	
Concentración de VM (mg/L)	28	50	100

Cinética de adsorción de VM con biomasa inactiva

El ensayo de adsorción de VM se desarrolló para determinar la velocidad y el comportamiento de la adsorción de este colorante en el material adsorbente. Se prepararon tubos con biomasa obtenida del ensayo de optimización, así como, las condiciones de concentración de trabajo y temperatura con mayor % remoción de VM en solución (20 mg, 40°C y ~25 ppm de VM). Los ensayos se monitorearon durante tiempos consecutivos por un lapso de 3 h. La adsorción se monitoreo de manera indirecta por absorbancia a 620 nm en espectrofotómetro de UV/Vis ThermoScientific® *Evolution 60S*, de igual manera se reportó la concentración residual y el % de remoción. Los datos se modelaron de acuerdo con modelos cinéticos de pseudo-primer orden, pseudo-segundo orden, difusión intrapartícula y Elovich.

Isoterma de adsorción del VM

Se desarrollaron isotermas de adsorción para evaluar la capacidad de adsorción máxima de VM por la biomasa inactiva, así como, obtener una aproximación mediante modelos matemáticos del comportamiento de la adsorción del colorante y las posibles interacciones que se dan entre el adsorbente y el colorante. Se prepararon soluciones de trabajo de 10, 25, 50, 100, 200 y 300 ppm de VM. Los ensayos se desarrollaron bajo las condiciones de optimización de

temperatura, la biomasa empleada (optimización) y el tiempo de equilibrio práctico obtenido del ensayo de la cinética de adsorción previa. El ensayo se detuvo por separación de la biomasa inactiva de la solución mediante centrifugación a 7800 rpm a 0°C durante 10 min y su ulterior cuantificación en el espectrofotómetro de UV/Vis ThermoScientific® Evolution 60S a una longitud de onda de 620 nm.

Los datos obtenidos se ajustaron para obtener los parámetros de concentración inicial, concentración en equilibrio (mg/L) y la q_e (mg/g). Con esto se hizo un ajuste de los modelos matemáticos para isothermas de adsorción, mediante los modelos representados en la Tabla 2.

Tabla 2. Representación de los modelos de isoterma empleados en el ensayo

Modelo	Significado	Ecuación general	Forma linealizada	Gráfico
Langmuir	Supone adsorción en monocapa sobre una superficie homogénea con sitios equivalentes.	$q_e = \frac{(q_{max} k_1 C_e)}{(1 + k_1 C_e)}$	$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{(k_1 q_{max})} + \frac{C_e}{q_{max}}$	$\frac{C_e}{q_e}$ vs C_e
Freundlich	Adsorción en superficies heterogéneas con diferentes energías; multicapa.	$q_e = K_{f_F} C_e^{(1/n)}$	$\ln q_e = \ln K_{f_F} + \left(\frac{1}{n}\right) \ln C_e$	$\ln q_e$ vs $\ln C_e$
Temkin	Considera que el calor de adsorción disminuye linealmente con la cobertura superficial.	$q_e = \left(\frac{RT}{b_T}\right) \ln(A_T C_e)$	$q_e = B \ln C_e + B \ln A_T$, con $B = \frac{RT}{b_T}$	q_e vs $\ln C_e$
Halsey	Describe adsorción en multicapas y superficies heterogéneas, aplicable a rangos amplios de concentración.	$q_e = \exp \left[\left(\frac{1}{n}\right) \ln K_H - \left(\frac{1}{n}\right) \ln C_e \right]$	$\ln q_e = \left(\frac{1}{n}\right) \ln K_H - \left(\frac{1}{n}\right) \ln C_e$	$\ln q_e$ vs $\ln C_e$
Harkins–Jura	Considera la existencia de superficies heterogéneas y formación de multicapas.	$\frac{1}{q_e^2} = \frac{B}{A} - \left(\frac{1}{A}\right) \ln C_e$	$\frac{1}{q_e^2} = \frac{B}{A} - \left(\frac{1}{A}\right) \ln C_e$	$\frac{1}{q_e^2}$ vs $\ln C_e$

Resultados y Discusión

Modelo de superficie de respuesta (RSM) y la optimización de los parámetros de adsorción

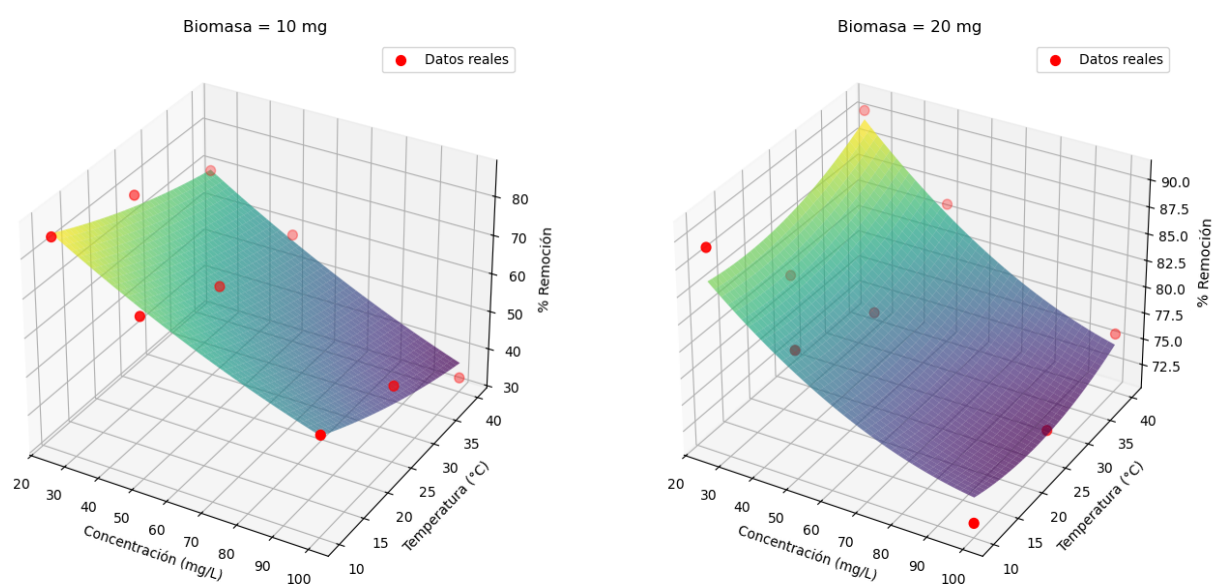
La Tabla 3 muestra los porcentajes de remoción de VM en solución acuosa por la biomasa de *B. thuringiensis* HD-181 mediante un diseño experimental de 3 factores como paso inicial en la optimización de las condiciones. Esto permitió analizar el impacto inicial de la concentración de VM, el contacto a diferentes temperaturas y la cantidad de biomasa empleada, en un sistema constante de 120 min y agitación a 100 rpm. Las tasas de remoción máxima y mínima fueron de 90.42% y 33.25%, respectivamente. La mayor eficiencia de adsorción de colorante se obtuvo con de 20 mg de biomasa inactiva, una concentración inicial del VM de 25 ppm y a una temperatura de 40°C.

El análisis de varianza de 3 factores de estudio mostró una diferencia altamente significativa entre los porcentajes de remoción. Demuestra que la temperatura, la cantidad de biomasa y concentración inicial de colorante tienen un efecto importante en la remoción de VM. Esto concuerda con lo reportado en la literatura, en el sentido de que, a mayores concentraciones del colorante, menor es el porcentaje de rendimiento debido a la saturación de la biomasa (Mawad *et al.*, 2021). No obstante, la prueba de Tukey demostró que no existe interacción entre la concentración y la temperatura lo que sugiere que sus efectos pueden ser independientes.

En contraste, la cantidad de biomasa con la temperatura y la concentración sí muestran una interacción en la remoción de VM en solución. En el caso de la temperatura, no hubo diferencias significativas entre 25 y 40°C en la remoción de colorante, pero sí a 10°C se obtuvieron valores de remoción elevados a bajas concentraciones de colorante. La adsorción en materiales orgánicos ha mostrado igualmente una similitud entre la remoción a temperaturas entre 20 y 40°C (Muinde *et al.*, 2017). Se ha reportado una disminución significativa en la adsorción de VM en biomasa seca al elevar la temperatura sobre 30°C (303 K), lo que difiere con lo obtenido en el presente ensayo (Saravanan *et al.*, 2025).

Tabla 3. Resultados del diseño experimental para la optimización de la remoción de VM por la biomasa inactiva de *B. thuringiensis* HD-181

Concentración (mg/L)	Temperatura (°C)	Cantidad de biomasa (mg)	Remoción (%)	Rem. Predicho (%)
25	40	20	90.42	90.06
25	10	20	89.17	86.52
25	10	10	84.54	86.1
50	40	20	83.66	83.27
50	10	20	82.26	80.61
25	25	20	80.53	86.65
50	25	20	79.37	80.3
25	25	10	78.87	76.68
100	40	20	75.88	75.68
100	25	20	73.26	73.6
100	10	20	71.60	74.79
50	10	10	71.33	74.27
25	40	10	69.56	70.54
50	25	10	61.63	64.39
50	40	10	58.49	57.8
100	10	10	55.74	56.59
100	25	10	49.48	45.82
100	40	10	33.25	38.33



$$R^2 = 0.970 \mid \text{ajustado } R^2 = 0.936$$

Figura 1. a) Superficie de respuesta (3D) para 10 y 20 mg de biomasa bacteriana, que representa el % de remoción de VM de acuerdo con la interacción de la concentración inicial de VM (mg/L) y la temperatura de incubación (°C)

El modelado de los resultados obtenidos mediante el diseño de optimización para la adsorción de VM por la biomasa (Figura 1) que representa un modelo de superficie de respuesta nos da un comprensión integral de los efectos individuales y en conjunto que pudieran tener las variables independientes (temperatura, concentración de VM y biomasa) en relación con la variable dependiente que en el presente ensayo fue el % de Remoción que es reflejo de la capacidad de adsorción de la biomasa microbiana.

El modelo de superficie tiene un R^2 de 0.970, lo que explicaría en un 97% la relación entre la concentración inicial del colorante y la temperatura en la adsorción de VM por una cantidad determinada de biomasa. Dicho modelo se representa mediante el sistema de superficie modelado (ecuación 2), no obstante, fue necesario el ajuste que representara de mejor manera para cada concentración de biomasa de 10 y 20 mg, desarrollados en la ecuación 3 y 4, respectivamente.

$$\% \text{ Remoción} = 110.95 - 0.819C - 1.489T - 0.001B + 0.002C^2 - 0.001C \cdot T + 0.024C \cdot B + 0.07T^2 + 0.064T \cdot B - 0.039B^2 \quad (2)$$

$$\% \text{ Remoción}_{10} = 107.749 - 0.5815C - 0.8538T + 0.0016C^2 - 0.0012C \cdot T + 0.0073T^2 \quad (3)$$

$$\% \text{ Remoción}_{20} = 95.878 - 0.3446C - 0.2177T + 0.0016C^2 - 0.0012C \cdot T + 0.0073T^2 \quad (4)$$

Esto se relaciona con lo propuesto en la literatura por Hasan *et al.* (2024) sobre adsorción también de VM por biomasa inactiva de cepas de *Bacillus licheniformis* y *Bacillus cereus* donde también se obtuvo una diferencia altamente significativa ($p < 0.001$) para la influencia de la concentración de VM, la cantidad de biomasa y en su caso la influencia del pH, que este último no se evaluó en el presente estudio. No había efecto en la variación de la temperatura de su estudio (30 y 40°C) lo que difirió en el presente ensayo al observarse diferencia significativa en las temperaturas evaluadas (10, 25 y 40°C).

Cinética de adsorción de VM en condiciones óptimas

La cinética de adsorción de VM (Figura 2) permitió evaluar de manera práctica la velocidad de remoción en la biomasa inactiva de *B. thuringiensis* HD-181 y el comportamiento teórico mediante modelos matemáticos del colorante al interactuar con dicho adsorbente. Para ello se desarrolló este proceso a las condiciones de remoción derivadas del ensayo de optimización previo, donde se mostró una eficiencia mayor a una temperatura de 40°C, cantidad de biomasa de 20 mg/L y una concentración de VM de 25 ppm, en diferentes tiempos de contacto de la biomasa. El ajuste de dichos datos es significativo comparado con otras condiciones de remoción.

Se observa en la Figura 2 una remoción en equilibrio alrededor del min 90, donde la curva de la gráfica se estabilizó y la adsorción por la biomasa fue mínima, no obstante, el ajuste lineal de los datos mediante los valores determinados de k_2 y q_e (Tabla 4) permitieron calcular el tiempo de equilibrio para alcanzar las fracciones de 95 y 99% de adsorción que fueron de 70.07 y 365.13 min con las condiciones de remoción optimizadas (20 mg, 25 ppm VM y 40°C).

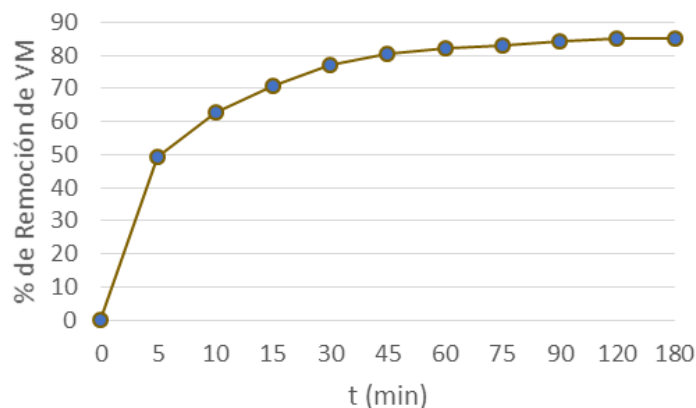


Figura 2. Cinética de remoción de verde de malaquita a las condiciones óptimas de 25 ppm, 40°C y 20 mg de biomasa inactiva

Tabla 4. Modelos cinéticos de adsorción ajustados a los datos de la cinética de adsorción de VM

Pseudo 1° orden		Pseudo 2° orden		Elovich		Difusión intraparticular	
R^2	0.940	R^2	0.999	R^2	0.902	R^2	0.634
q_e (mg/g)	2.462	q_e (mg/g)	12.78	α (mg/g·min)	19.72	C (mg/g)	5.30
k_1 (g/mg·min)	0.0234	k_2 (g/mg·min)	0.021	β (g/mg)	0.304	k_{id} (g/mg/min)	0.739

La Tabla 4 representa los ajustes a los modelos matemáticos más comunes para interpretar los procesos de sorción por biomasa o compuestos sorbentes, el mejor valor de ajuste de R^2 fue el modelo de pseudo-segundo orden lo que sugiere que la velocidad de decoloración o sorción está limitada por la interacción entre los sitios activos de la biomasa inactiva de *B. thuringiensis* y el VM, lo que concuerda con un mecanismo de quimiosorción. Se ha reportado que biomazas microbianas como *Bacillus cereus* también se ajustan a modelos de pseudo-segundo orden, pero en las concentraciones de VM diferentes de 50, 100 y 400 ppm con q_e de 65.49, 133 y 324.7 mg/g, respectivamente (Jayashree & Ray, 2015). Lo cual dificulta establecer una comparación directa de la capacidad de adsorción de dicha biomasa con la del presente caso.

Del mismo modo, el valor calculado de q_e mediante el modelo de pseudo-segundo orden (12.78 mg/g) fue muy cercano al experimental de (12.65 mg/g), lo que refuerza la validez del modelo, el cual se muestra en la Figura 3. En contraste, el modelo de pseudo-primero orden subestima q_e (2.46 mg/g), lo que sugiere que no representa correctamente la cinética del sistema. Este modelo se ha reportado para procesos de degradación, por lo que su aplicación va comúnmente con procesos de óxido-reducción, fotocatalisis, nanocompositos magnéticos o carbón activado (Al-Wasidi & Abdelrahman, 2025; Kebir *et al.*, 2015; Odoemelam *et al.*, 2018). El modelo de difusión intraparticular presentó un intercepto distinto de cero, lo que indica que la difusión interna no constituye el único paso limitante del proceso; el transporte externo también participa en la cinética global del sistema.

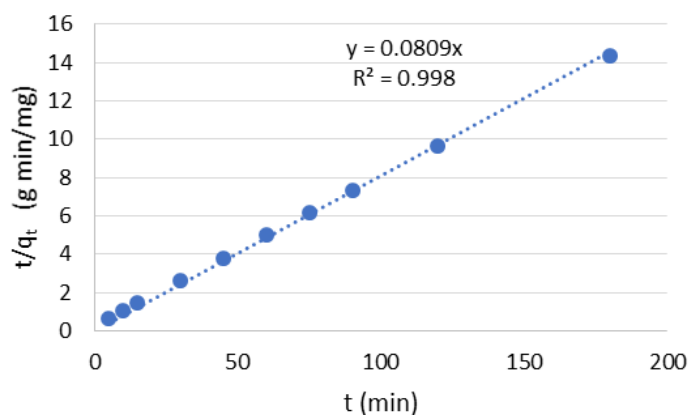


Figura 3. Ajuste al modelo de cinética de pseudo-segundo orden en la remoción de VM con biomasa inactiva de *B. thuringiensis* HD-181

Isotermas de adsorción en equilibrio de VM

Diferentes modelos isotérmicos, como son Freundlich, Langmuir, Harkins-Hura, Halsey y Temkin (Tabla 2), fueron aplicados para determinar la máxima capacidad de remoción de VM por la biomasa inactiva de *Bacillus thuringiensis* HD-181. Los resultados de los ajustes matemáticos con sus principales variables modeladas se muestran en la Tabla 5.

El modelado de las isotermas de adsorción de VM a 25 mg/L sobre 20 mg de biomasa en incubación a 40°C, permitió un ajuste preferente con los modelos de Langmuir ($R^2 = 0.999$) y Freundlich ($R^2=0.996$). De manera independiente el modelo de Langmuir nos indica la formación de una monocapa en el proceso de adsorción en la superficie de la biomasa en tanto que el modelo de Freundlich ($n>1$) explica que la adsorción es favorable e indica que a medida que aumenta la concentración del sorbato consecuentemente la cantidad adsorbida también aumenta. Similar a ello, Freundlich nos indica diferentes energías en el modelo o superficies heterogéneas que pudiera promover que el adsorbato se adhiriera

al adsorbente, pero de manera variada de acuerdo con sus sitios de interacción. Los modelos de Temkin y Harkins-Jura no describen adecuadamente el comportamiento real del sistema de adsorción, lo que dificulta la interpretación fiable de parámetros derivados, ejemplificado con la relación entre el calor de adsorción y la superficie como en el caso del modelo de Temkin.

Tabla 5. Resumen de los valores obtenidos del ajuste de las isotermas de adsorción a modelos

Modelo	Parámetro	Valor obtenido
Langmuir	q_{max} (mg/g)	410.48
	K_L (L/mg)	0.003
	R^2	0.999
Freundlich	K_F (L/g)	1.227
	n	1.092
	R^2	0.996
Temkin	K_T (L/mg)	6.3×10^{13}
	B (J/mol)	0.0181
	R^2	0.8895
Harkins-Jura	A	17.13
	B	1.68
	R^2	0.64

Es importante destacar la q_{max} obtenida mediante el modelo de Langmuir de 410.48 mg/g que muestra la alta capacidad de adsorción total teórica de la biomasa microbiana, coincide con el reporte de Jayashree & Ray (2015) con *Bacillus cereus* donde muestran q_{max} de 485 mg/g y un K_L de 0.01. No obstante, no presentan buen ajuste con Freundlich pero si con otro modelo que también les permite interpretar las irregularidades de la adsorción; así mismo podemos analizar dichos valores como menos eficientes que materiales como carbón o material vegetal.

Los estudios de Bullen *et al.* (2021) y Lee *et al.* (2021), ayudan a entender que es un parámetro variante entre el tipo de material adsorbente, la cantidad usada y la concentración empleada. En concordancia con la cinética de pseudo-segundo orden, los resultados indican que la tasa de remoción está controlada por la disponibilidad de sitios activos, lo que confirma el alto potencial del biosorbente para la eliminación de VM bajo las condiciones estudiadas.

Conclusiones

La biomasa inactiva de *Bacillus thuringiensis* HD-181 demostró un alto potencial para la remoción de VM con eficiencias de hasta 90.42% bajo condiciones óptimas.

El ajuste de la remoción por la biomasa inactiva a un modelo de respuesta de superficie presentó un $R^2 = 0.97$, lo que muestra buena relación en la explicación del sistema de adsorción.

La cinética de sorción se ajustó mejor al modelo de pseudo-segundo orden, lo que indica un proceso de quimiosorción dependiente de los sitios activos de la biomasa.

El modelo de Langmuir mostró una capacidad máxima de adsorción teórica de 410.48 mg/g, que se asemeja a diferentes tipos de biomasa de naturaleza similar.

Los resultados suponen que la biomasa de *B. thuringiensis* HD-181 puede emplearse como una alternativa sustentable y de bajo costo en la biorremediación de efluentes industriales contaminados con colorantes trifenilmetano.

Agradecimientos y financiamiento: Al Instituto de Biotecnología de la Facultad de Ciencias Biológicas por el apoyo brindado en el desarrollo de esta investigación, que fue financiada con el proyecto 116-BYQ-2024 de la convocatoria ProACTI 2024.

Bibliografía

- Abu-Hussien, S. H., Hemdan, B. A., Alzahrani, O. M., Alswat, A. S., Alatawi, F. A., Alenezi, M. A., Darwish, D. B. E., Bafhaid, H. S., Mahmoud, S. F., Ibrahim, M. F. M., & El-Sayed, S. M. (2022). Microbial degradation, spectral analysis and toxicological assessment of malachite green dye by *Streptomyces exfoliatus*. *Molecules*, 27(19), 6456. <https://doi.org/10.3390/molecules27196456>
- Al-Wasidi, A. S., & Abdelrahman, E. A. (2025). Efficient remediation of malachite green dye utilizing novel and straightforwardly constructed nanocomposite. *Journal of the Indian Chemical Society*, 102(9), 101994. <https://doi.org/10.1016/j.iics.2025.101994>
- Ashraf, M. W., Abulibdeh, N., & Salam, A. (2019). Selective removal of malachite green dye from aqueous solutions by supported liquid membrane technology. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(18), 3484. <https://doi.org/10.3390/ijerph16183484>
- Bullen, J. C., Saleesongsom, S., Gallagher, K., & Weiss, D. J. (2021). A Revised Pseudo-Second-Order Kinetic Model for Adsorption, Sensitive to Changes in Adsorbate and Adsorbent Concentrations. *Langmuir*, 37(10), 3189-3201. <https://doi.org/10.1021/acs.langmuir.1c00142>
- Cheriaa, J., Khairredine, M., Rouabhia, M., & Bakhrouf, A. (2012). Removal of triphenylmethane dyes by bacterial consortium. *The Scientific World Journal*, 512454. <https://doi.org/10.1100/2012/512454>
- Hasan, M. I., Bag, S., Halder, D., Bhowmik, S., Chakraborty, A., & Ghosh, A. (2024). Simultaneous removal of malachite green and lead from water by consortium dry-biomasses of *Bacillus licheniformis* AG3 and *Bacillus cereus* M116. *Scientific Reports*, 14(1), 19707. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-70658-2>
- Jayashree, N., & Ray, L. (2015). Biosorption of malachite green from aqueous solution by dry cells of *Bacillus cereus* M116 (MTCC 5521). *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(1), 386-394. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.12.022>
- Kebir, M., Trari, M., Maachi, R., Nasrallah, N., Bellal, B., & Amrane, A. (2015). Relevance of a hybrid process coupling adsorption and visible light photocatalysis involving a new hetero-system CuCo₂O₄/TiO₂ for the removal of hexavalent chromium. *Journal Of Environmental Chemical Engineering*, 3(1), 548-559. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.12.024>
- Lee, J. H., Sim, S. J., Kang, J. H., & Choi, S. S. (2021). Isotherm and thermodynamic modelling of malachite green on CO₂-activated carbon fibers. *Chemical Physics Letters*, 780, 138962. <https://doi.org/10.1016/j.cplett.2021.138962>
- Mawad, A., Albasri, H., & Temerk, H. A. (2021). Biosorption of Malachite Green by Dry Cells of Isolated Free Living Nitrogen Fixing Bacteria. *Nature Environment And Pollution Technology*, 20(3). <https://doi.org/10.46488/nept.2021.v20i03.030>
- Muinde, V. M., Onyari, J. M., Wamalwa, B., Wabomba, J., & Nthumbi, R. M. (2017). Adsorption of Malachite Green from Aqueous Solutions onto Rice Husks: Kinetic and Equilibrium Studies. *Journal Of Environmental Protection*, 08(03), 215-230. <https://doi.org/10.4236/jep.2017.83017>
- Odoemelam, S. A., Emeh, U. N., & Eddy, N. O. (2018). Experimental and computational chemistry studies on the removal of methylene blue and malachite green dyes from aqueous solution by neem (*Azadirachta indica*) leaves. *Journal of Taibah University for Science*, 12(3), 255-265. <https://doi.org/10.1080/16583655.2018.1465725>
- Olukanni, O. D., Adenopo, A., Awotuta, A. O., & Osuntoki, A. (2013). Biodegradation of malachite green by extracellular laccase producing *Bacillus thuringiensis* RUN1. *Journal of Basic & Applied Sciences*, 9, 543-549. <https://doi.org/10.6000/1927-5129.2013.09.70>
- Saravanan, A., Yaashikaa, P. R., Senthil Kumar, P., Yuvaraj, D., Karishma, S., Mathan Muthu, C. M., Thasleema Nasrin, M. R., Aarthi Sree, G., Karthik, V., Natrayan, L., & Rangasamy, G. (2025). Adsorption performance and modelling of malachite green dye removal from aqueous solution using sulphuric acid-modified *Ipomoea pes-caprae* biomass. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 15, 341-357. <https://doi.org/10.1007/s13399-023-05067-y>
- Sghaier, I., Guembri, M., Chouchane, H., Mosbah, A., Ouzari, H. I., Jaouani, A., & Cherif, M. (2019). Recent advances in textile wastewater treatment using microbial consortia. *Journal of Textile Engineering & Fashion Technology*, 5(3), 134-146. <https://doi.org/10.15406/jteft.2019.05.00194>
- Song, J., Han, G., Wang, Y., Jiang, X., Zhao, D., Li, M., Yang, Z., Ma, Q., Parales, R., Ruan, Z., & Mu, Y. (2020). Pathway and kinetics of malachite green biodegradation by *Pseudomonas veronii*. *Scientific Reports*, 10, 4502. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61442-z>