

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO USFQ

Colegio de Posgrados

Evaluación del potencial biorremediador de consorcios microalga-bacteria autóctonos del río Machángara para la eliminación de fenol.

Mecanismo de Titulación de Investigación y Desarrollo

Karole Estefany Chusin Montesdeoca

Melany Ruiz Uriguen, Ph.D.

Melania Intriago, Msc.

Nicolás Vela, Ph.D.

Directores de Trabajo de Titulación

Trabajo de titulación de posgrado presentado como requisito
para la obtención del título de Magíster en Soluciones Integrales para la Gestión del Agua.

Quito, 23 de julio 2025.

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO USFQ

COLEGIO DE POSGRADOS

HOJA DE APROBACIÓN DE TRABAJO DE TITULACIÓN

Evaluación del potencial biorremediador de consorcios microalga-bacteria autóctonos del río Machángara para la eliminación de fenol.

Karole Estefany Chusin Montesdeoca

Nombre del Director del Programa:	Valeria Ochoa-Herrera
Título académico:	PhD
Director del programa de:	Maestría en Soluciones Integrales para Gestión del Agua

Nombre del Decano del colegio Académico:	Eduardo Alba
Título académico:	PhD
Decano del Colegio:	Colegio de Ciencias e Ingenierías

Nombre del Decano del Colegio de Posgrados:	Darío Niebieskikwiat
Título académico:	PhD

Quito, julio 2025

© DERECHOS DE AUTOR

Por medio del presente documento certifico que he leído todas las Políticas y Manuales de la Universidad San Francisco de Quito USFQ, incluyendo la Política de Propiedad Intelectual USFQ, y estoy de acuerdo con su contenido, por lo que los derechos de propiedad intelectual del presente trabajo quedan sujetos a lo dispuesto en esas Políticas.

Asimismo, autorizo a la USFQ para que realice la digitalización y publicación de este trabajo en el repositorio virtual, de conformidad a lo dispuesto en la Ley Orgánica de Educación Superior del Ecuador.

Nombre del estudiante: Karole Estefany Chusin Montesdeoca

Código de estudiante: 344461

C.I.: 1751813062

Lugar y fecha: Quito, 23 de julio de 2025.

ACLARACIÓN PARA PUBLICACIÓN

Nota: El presente trabajo, en su totalidad o cualquiera de sus partes, no debe ser considerado como una publicación, incluso a pesar de estar disponible sin restricciones a través de un repositorio institucional. Esta declaración se alinea con las prácticas y recomendaciones presentadas por el Committee on Publication Ethics COPE descritas por Barbour et al. (2017) Discussion document on best practice for issues around theses publishing, disponible en <http://bit.ly/COPETheses>.

UNPUBLISHED DOCUMENT

Note: The following graduation project is available through Universidad San Francisco de Quito USFQ institutional repository. Nonetheless, this project – in whole or in part – should not be considered a publication. This statement follows the recommendations presented by the Committee on Publication Ethics COPE described by Barbour et al. (2017) Discussion document on best practice for issues around theses publishing available on <http://bit.ly/COPETheses>.

DEDICATORIA

A mis padres, Carmen y Marcos, por ser ejemplo constante de dedicación, integridad y fortaleza. Gracias por acompañarme en cada etapa de mi vida.

A Rosita, por ser y por estar, conmigo. Tu amistad ha sido un refugio y luz en los momentos difíciles.

A mi familia, por ser mi pilar inquebrantable en cada etapa, por su apoyo constante y sus palabras de aliento cuando más las necesito. Esta meta también es suya.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco profundamente a mis tutores, Melany Ruiz, Melania Intriago y Nicolás Vela, por su valiosa orientación, compromiso y disposición constante durante el desarrollo de esta tesis. Su guía académica y humana ha sido fundamental para alcanzar este objetivo.

Agradezco al personal técnico del laboratorio de ingeniería ambiental, microbiología, ecología acuática y química por su colaboración, disposición y asistencia en las tareas requeridas para este trabajo. Su labor, muchas veces silenciosa, ha sido fundamental.

Agradezco especialmente a Nathalia y Erika, por su asistencia técnica, su paciencia y su constante disposición para ayudar y orientar en cada paso, su apoyo constante ha sido fundamental.

RESUMEN

Los ríos en la provincia de Pichincha enfrentan una degradación progresiva, principalmente por la descarga de efluentes domésticos e industriales sin tratamiento previo. Como consecuencia, análisis químicos realizados previamente han detectado concentraciones significativas de fenol en el agua, con un promedio de $0.06 \pm 0.002 \text{ mg L}^{-1}$. Este compuesto, es ampliamente utilizado como materia prima en industrias de pintura, plástico y preservación de madera, representando un riesgo por su toxicidad tanto para la salud humana como para los ecosistemas acuáticos.

Frente a esta problemática, el presente estudio evaluó la capacidad de biorremediación del fenol mediante consorcios autóctonos de microalga-bacteria del río Machángara, como una alternativa frente a los métodos convencionales de tratamiento de efluentes industriales. Para ello, se recolectaron muestras en cuatro tramos representativos del río: la vertiente del Atacazo (zona sin intervención antropogénica) y los sectores de la Quebrada Calicanto, Guápulo y Quebrada Urahuaico, los cuales atraviesan zonas urbanas del Distrito Metropolitano de Quito y reciben descargas de origen doméstico e industrial.

Durante este muestreo, se realizó un nuevo análisis químico para determinar la concentración actual de fenol, y además se tomaron muestras microbiológicas con el fin de aislar comunidades nativas adaptadas al contaminante. La Quebrada Calicanto presentó la mayor concentración de fenol entre los sitios evaluados, por lo que las muestras de este sector fueron seleccionadas para la propagación de los consorcios microbianos.

A partir de esta muestra, los consorcios fueron cultivados en medio Bold Basal con 5000 mg L^{-1} de glucosa, bajo condiciones de luz y aireación constante, durante 15 días, con el objetivo de obtener una alta densidad microbiana. Posteriormente, estos consorcios se utilizaron para evaluar su capacidad de degradación de fenol a nivel de laboratorio, empleando reactores

discontinuos a tres concentraciones de fenol: 6, 60 y 120 mg L⁻¹, simulando distintos escenarios de contaminación industrial, presente en Quito.

Los resultados demostraron una alta adaptabilidad de los consorcios en la remoción de fenol, alcanzando hasta un 97% de reducción en los ensayos con inóculo activo. En contraste con los controles abióticos y autoclavados, las concentraciones iniciales de fenol se mantuvieron sin cambio significativos. Estos hallazgos evidencian el potencial de los consorcios microalga-bacteria autóctonos como una estrategia biológica eficaz para mitigar la presencia de fenol en cuerpos de agua contaminados.

Palabras clave: remediación, fenol, toxicidad acuática, consorcios microalga-bacteria, río Machángara, contaminación del agua, remoción biológica, agua residual industrial.

ABSTRACT

The rivers in the province of Pichincha are facing progressive degradation due to the discharge of untreated domestic and industrial effluents. Previous chemical analyses on the water quality of these rivers have revealed significant concentrations of phenol at 0.06 ± 0.002 mg L⁻¹, a hazardous compound due to its toxic potential to human and environmental health, which puts aquatic ecosystems at risk. This compound is generally used as a raw material in the paint, plastic, and wood preservation industries.

For this reason, this study evaluated the bioremediation potential of native microalgae-bacteria consortia from the Machángara River as a sustainable alternative to conventional methods for treating industrial effluents with phenol.

Samples were taken from four representative sections: the Atacazo spring (an area without anthropogenic intervention) and the sectors of Quebrada Calicanto, Guápulo, and Quebrada Urahuaico, which traverse the Metropolitan District of Quito, receiving domestic and industrial discharges with the purpose of isolating native microbial communities, which were cultivated with 5000 mg L⁻¹ of glucose. Subsequently, the enriched consortia were used to evaluate their potential for phenol degradation at the laboratory level in batch reactors at three phenol concentrations of 6, 60, and 120 mg L⁻¹, simulating different industrial contamination scenarios.

The consortia demonstrated high adaptability and efficiency in phenol removal, achieving reductions of up to 97% when used in conjunction with a simultaneous carbon source. These results demonstrate the feasibility of using native microalgae-bacteria consortia as an ecologically responsible strategy to mitigate the discharge of phenols in aquatic systems.

Keywords: remediation, phenol, aquatic toxicity, microalga-bacteria consortia, Machángara River, water pollution, biological removal, industrial wastewater.

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN.....	13
1.1. Hipótesis	16
1.2. Revisión literaria	17
2. METODOLOGÍA Y DISEÑO EXPERIMENTAL	18
2.1 Descripción de la zona de estudio	18
2.1. 1. Metodología de monitoreo	18
2.1.2. Métodos analíticos	19
2.2. Propagación de consorcios microalga-bacteria autóctonos.....	20
2.2. 1. Montaje de bioensayos	20
2.2.1. Evaluación de remoción de fenol en ensayos	21
2.3. Evaluación del desempeño del crecimiento de los consorcios microalga-bacteria autóctonos.	22
2.4. Análisis estadístico.....	24
3. RESULTADOS y DISCUSIÓN.....	25
3.1. Determinación de fenol en río Machángara	25
3.2. Remoción de fenol por el consorcio microalga-bacteria autóctonos	29
3.3. Evaluación del desempeño de crecimiento del consorcio microalga-bacteria autóctonos.	37
4. CONCLUSIONES	44
5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	46
6. ÍNDICE DE ANEXOS	55

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Concentraciones de fenol en efluentes industriales	13
Tabla 2. Georreferenciación de puntos de muestreo en el río Machángara.....	18
Tabla 3. Composición de medio Bold Basal (BBM).....	18
Tabla 4. Tratamiento, controles y concentraciones de fenol aplicadas.....	21
Tabla 5. Parámetros fisicoquímicos <i>in situ</i> en los puntos de muestreo del río Machángara.	25
Tabla 6. Concentración de fenol en el río Machángara.....	27
Tabla 7. Evaluación de la fotodegradación de fenol	37

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Puntos de muestreo en el río Machángara	25
Figura 2. Concentraciones de fenol encontradas en el río Machángara	28
Figura 3. Montaje de reactores discontinuos.....	30
Figura 4. Diagrama de caja y bigotes de la concentración de fenol (mg L^{-1}).....	32
Figura 5. Dinámica del fenol a 6 mg L^{-1} a lo largo del tiempo.	33
Figura 6. Dinámica del fenol a 60 mg L^{-1} a lo largo del tiempo.	34
Figura 7. Dinámica del fenol a 120 mg L^{-1} a lo largo del tiempo.	35
Figura 8. Cuantificación de SSV como aproximación de la concentración de biomasa..	38
Figura 9. Cuantificación promedio de la clorofila a y b durante el periodo de incubación.	39
Figura 10. Evaluación de la relación de la concentración de biomasa vs clorofila	41

1. INTRODUCCIÓN

Actualmente, el desarrollo industrial ha incrementado significativamente la descarga de aguas residuales, lo que ha generado una creciente preocupación por la presencia de compuestos orgánicos refractarios como fenoles, pesticidas, colorantes, surfactantes y residuos médicos, debido a su persistencia en el ambiente (Liu et al. 2022). Uno de los contaminantes más frecuentes en el agua es el fenol (C_6H_5OH), ampliamente usado en diversas industrias, como las de plásticos, productos farmacéuticos, explosivos, tintes, cuero y conservación de madera (Panigrahy et al. 2022).

La producción anual mundial de fenol ha alcanzado los 8.9 millones de toneladas (da Silva Aires et al. 2024), y se han reportado concentraciones en agua residual que varían de 9 a 6800 mgL^{-1} dependiendo del tipo de industria (Panigrahy et al. 2022). Como se muestra en la Tabla 1, los efluentes de actividades como el procesamiento de petróleo, la petroquímica y la conservación de madera presentan las concentraciones más altas (Mohd 2022).

Tabla 1. Concentraciones de fenol en efluentes industriales (Mohd 2022)

Tipo de industria	Concentración de fenol ($mg L^{-1}$)
Planta de procesamiento de petróleo	40 – 185
Petroquímica	200 – 1220
Textil	100 – 150
Cuero	4.4 – 5.5
Horno de coque	600 – 3900
Conversión de carbón	1700 – 7000
Industrias de hierro	5.6 – 9.1
Caucho	3 – 10
Pulpa y papel	22
Conservación de madera	50 – 953
Resina fenólica	1270 – 1345
Fibra de vidrio	40 – 2564
Pintura	1.1

El vertido indiscriminado de efluentes residuales en el medio acuático y la negligencia en la administración de las aguas residuales industriales antes de su descarga provocan niveles elevados de fenol en cuerpos de agua (Duan et al. 2018a). Estudios en la cuenca del río Guayllabamba, donde se localiza la ciudad de Quito, han evidenciado cómo estas aguas arrastran contaminantes que afectan incluso a zonas río abajo, como la ciudad de Esmeraldas, que depende del mismo sistema hídrico (Donoso and Rios-Touma 2020)(Ibarra et al. 2024).

Dentro del área urbana del Distrito Metropolitano de Quito, las aguas residuales son descargadas en cuatro ríos principales: el Machángara, Monjas, San Pedro y Guayllabamba. Se estima que aproximadamente el 81% de esta contaminación tiene origen doméstico, y el 19% restante es de origen industrial (Borja-Serrano et al. 2020). En el caso del río Machángara, menos del 10% de las aguas residuales que recibe son tratadas (Donoso and Rios-Touma 2020), lo que representa alrededor de 152 millones de m³ al año, según el informe del Programa de Control de la Contaminación de los ríos de la Empresa de Agua y Saneamiento de Quito (Voloshenko-Rossin et al. 2015).

El fenol es peligroso incluso en concentraciones tan bajas como 0.002 mg L⁻¹ (da Silva Aires et al. 2024). Sus efectos negativos afectan tanto al ambiente como a la salud humana. En los ecosistemas acuáticos, puede alterar el ciclo de nutrientes, inhibir la actividad enzimática, dañar las membranas celulares e interferir con los procesos metabólicos de los organismos (Abd Gami et al. 2014). Además, se ha documentado que puede reducir el crecimiento, afectar la reproducción y causar mortalidad aguda en organismos acuáticos (Bhoi et al. 2024) (Shebl et al. 2024). Por ello, comprende uno de las 126 sustancias químicas registradas por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) (Mohd 2022).

En humanos, la exposición aguda al fenol puede causar irritación en la garganta y boca, mientras que la exposición crónica se ha relacionado con dolores musculares, cefaleas,

problemas gastrointestinales e incluso cáncer (Abd Gami et al. 2014) (Michalowicz and Duda 2006). El riesgo aumenta aún más cuando el fenol reacciona en el agua con otros contaminantes para formar compuestos más tóxicos y persistentes, como clorofenoles, metilfenoles y alquilfenoles (Abd Gami et al. 2014).

Aunque existen diversas técnicas de eliminación de fenol como la oxidación electroquímica, extracción por disolventes, extracción mediante membranas, evaporación y adsorción, intercambio iónico, degradación catalítica, Fenton, ósmosis inversa (Mohd 2022) (da Silva Aires et al. 2024), los métodos convencionales presentan importantes limitaciones. Muchos de estos métodos tienden a formar subproductos dañinos y requieren el montaje de equipos costosos (da Silva Aires et al. 2024) (Abd Gami et al. 2014).

La alta resistencia a la degradación se debe al anillo bencénico presente en su estructura. Sin embargo, diversos microorganismos pueden adaptarse y volverse más resistentes a estos contaminantes, lo que podría contribuir a la remediación biológica de los efluentes contaminados (Abd Gami et al. 2014). Por lo que es necesario llevar a cabo investigaciones específicas para entender cómo estos microorganismos responden al fenol.

Por ello, este trabajo busca evaluar si los consorcios microalga-bacteria del río Machángara son capaces de degradar fenol en reactores discontinuos a concentraciones de 6, 60, 120 mg L⁻¹, simulando escenarios de contaminación industrial comunes en Quito y si estos consorcios representan una alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales con fenol.

Objetivo general

Evaluar la capacidad de remoción de fenol por consorcios microalga-bacteria autóctonos del río Machángara, mediante ensayos de laboratorio controlados y su potencial de aplicación como tecnología biorremediadora de efluentes industriales.

Objetivos específicos

1. Determinar las concentraciones de fenol en cuatro puntos representativos del río Machángara, para caracterizar su variabilidad espacial.
2. Evaluar la capacidad de remoción de fenol por consorcios microalga-bacteria autóctonos del río Machángara a diferentes concentraciones.
3. Evaluar el desempeño del crecimiento de consorcios microalga-bacteria autóctonos expuestos a fenol, a través de la medición de biomasa y clorofila.

1.1.Hipótesis

H1. La concentración de fenol en las zonas de muestreo del río Machángara variará significativamente en tramos con intervención antropogénica a la observada en el tramo prístino.

H2. Los consorcios de microalga-bacteria autóctonos del río Machángara pueden remover eficientemente de fenol en 9 días.

H3. El crecimiento (biomasa; clorofila a y b) de los consorcios aumenta significativamente a diferentes concentraciones de fenol, respecto al control sin inóculo.

1.2.Revisión literaria

El propósito de esta investigación es evaluar la biorremediación de fenol como un tratamiento biológico en aguas residuales a través de la utilización de consorcios microalga-bacteria autóctonos del río Machángara, considerándolo como una opción sustentable para remover compuestos orgánicos. Mediante revisión bibliográfica, se ha identificado al fenol como un contaminante comúnmente presente en cuerpos de agua debido a efluentes industriales sin tratar, generando efectos tóxicos, incluso en bajas concentraciones, debido a su resistencia, denominándolo un ecotóxico (Duan et al. 2017) (Duan et al. 2018a)

Para respaldar este estudio, se consultaron fuentes bibliográficas científicas recientes disponibles en distintas bases de datos, utilizando palabras clave como “fenol”, “aguas residuales”, “degradación”, “tratamiento” y “consorcio microbiano”. Esta búsqueda permitió identificar avances tecnológicos y estrategias innovadoras en el tratamiento de aguas contaminadas, así como estudios que destacan el papel de comunidades microbianas en la remediación de contaminantes refractarios (Liu et al. 2022).

En la fase experimental se estableció las condiciones ambientales adecuadas para procesos de remoción en función de pH, temperatura y tiempo de contacto, para la reducción progresiva de fenol, con ayuda de microorganismos nativos (Wu et al. 2022) (Madigou et al. 2016). Este enfoque promueve la valorización de recursos microbianos locales.

2. METODOLOGÍA Y DISEÑO EXPERIMENTAL

2.1 Descripción de la zona de estudio

El río Machángara, con una longitud de 22.5 km, atraviesa el Distrito Metropolitano de Quito, que cuenta con una superficie de 4230 km² y una población de más de 2.5 millones de habitantes (Donoso and Rios-Touma 2020), en base a una revisión de datos existentes por parte de un laboratorio certificado que monitorea constantemente el río Machángara, se evidenció concentraciones fuera de limite permisible TULSMA, Tabla 2 Criterios de preservación de flora y fauna en agua dulce.

2.1.1. Metodología de monitoreo

Se seleccionó cuatro tramos del río que comprenden zonas ubicadas antes, dentro y después del área urbana como se detallan en la Tabla 2, durante una única campaña de muestreo realizada el 25 de febrero de 2025.

Tabla 2. Georreferenciación de puntos de muestreo en el río Machángara.

ID muestra	Coordenadas GPS
Atacazo	-0.33761; -78 59296
Quebrada Calicanto	-0.30612; -78 5564
Guápulo	-0.20923; -78 47662
Quebrada Urahuaico	-0.18531; -78 4149

Las muestras de agua superficial fueron recolectadas para dos tipos de análisis: químico y microbiológico. Para el análisis de fenol, el agua se tomó en botellas de vidrio ámbar limpias de 2 litros, preservadas con 1000 mg L⁻¹ de sulfato de cobre y 2 mL L⁻¹ de ácido fosfórico al 85% (v.v⁻¹). Para los análisis microbiológicos, las muestras se recolectaron en botellas

previamente esterilizadas en autoclave a 120°C durante 20min, tomando 1 litro por tramo. Estas muestras fueron conservadas a 4°C hasta su procesamiento en el laboratorio.

Adicionalmente, se midió los parámetros fisicoquímicos *in situ* como el oxígeno disuelto, conductividad y temperatura, por triplicado, utilizando un medidor portátil Thermo Scientific de pH/ORP/temperatura. Todos los protocolos de análisis siguieron las metodologías establecidas por el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2017).

2.1.2. Métodos analíticos

Para cuantificar el fenol presente en las muestras de agua superficial recolectadas, se siguió la metodología descrita en 420.1 EPA. En breve, se tomaron alícuotas de 300 mL de cada muestra por triplicado, a las cuales se añadió 1 mL del indicador naranja de metilo. El cambio de color de amarillo a naranja confirmó la preservación ácida de las muestras. Posteriormente, las muestras fueron destiladas para eliminar interferencias, como la materia orgánica. A partir de los 300 mL de destilado, se aplicó el método HachTM 8047, en el cual el fenol reacciona con el 4-aminoantipirina y, en presencia de ferricianuro de potasio, formaron compuestos de color amarillo intenso a rojo. Estos compuestos fueron extraídos en disolución acuosa al añadir cloroformo, y la extracción fue medida a una longitud de onda de 460 nm.

La demanda química de oxígeno (DQO, mg L⁻¹) es la cantidad de oxígeno consumida en la oxidación química total de componentes orgánicos e inorgánicos. Este es un indicador directamente proporcional a la contaminación del agua (Zhou, Zheng, and Qin 2024). Para la estimación del DQO, cada muestra fue homogenizada y se tomaron una alícuota de 2 mL, las cuales se añadieron individualmente en viales de prellenados con reactivos del método HachTM 8000. Como muestra blanco se utilizó 2 mL de agua destilada. Los viales fueron cerrados, mezclados y colocados en una plancha de digestión precalentada a 150 °C durante 2 horas. Una vez transcurrido ese tiempo, se retiraron del equipo y se dejaron enfriar a temperatura ambiente.

Finalmente, se midieron las absorbancias a una longitud de onda de 600 nm, y los valores obtenidos se relacionaron con la curva de calibración correspondiente.

2.2. Propagación de consorcios microalga-bacteria autóctonos

En la primera fase de incubación, se utilizó la muestra ambiental con mayor concentración de fenol. Se tomó 500 mL de la muestra de agua y 500 mL de medio mineral Bold Basal compuesto por NaNO_3 , $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, MgSO_4 , K_2HPO_4 , KH_2PO_4 , NaCl , FeSO_4 , EDTA stock, Iron stock, Boron stock, Bold trace stock, en la Tabla 3 se muestran la composición del medio. Además, se añadió 5000 mg L^{-1} de glucosa como fuente de carbono. La incubación se realizó bajo en condiciones ambientales controladas: temperatura de 22 ± 2 °C, pH 7, iluminación continua y aireación constante, durante un periodo de 9 días. Como resultado, se obtuvo un inóculo microalga-bacteria con alta densidad celular.

Tabla 3. Composición de medio Bold Basal (BBM)

Componente	Concentración final en medio (mg/L)
NaNO_3	25.0
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	25.0
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	75.0
K_2HPO_4	75.0
KH_2PO_4	175.0
NaCl	25.0
EDTA Stock	
Iron Stock	
Boron Stock	
Bold trace Stock	

2.2.1. Montaje de bioensayos

Se separaron nueve reactores discontinuos, que consistente en matraces de 1 litro sellados con tapones estériles de algodón y gasa. Cada reactor conformado por 500 mL de medio BBM estéril suplementado con las diferentes concentraciones de fenol (6, 60, 120 mg L^{-1}), y 500 mL de inóculo microalga-bacteria (CMB). Además, se incluyeron controles: uno

abióticos (AB), sin actividad biológica, y otro con inóculo inactivado por autoclave (AC), el cual fue sometido a 120°C durante 15 minutos. Ambos controles fueron preparados con las mismas concentraciones de fenol para comparar los efectos biológicos durante la degradación.

Tabla 4. Tratamiento, controles y concentraciones de fenol aplicadas

Tratamientos			
Valor referencial: Quebrada	x 100	x 1000	x 20000
Calicanto: 0.0628 mg L ⁻¹	6 mg L ⁻¹	60 mg L ⁻¹	120 mg L ⁻¹
Inóculo activo	CMC	CMC	CMC
Control abiótico	AB	AB	AB
Inóculo autoclavado	AC	AC	AC

En función de la Tabla 1, que presenta las concentraciones de fenol en efluentes industriales (Mohd 2022), se seleccionaron valores representativos de industrias presentes en la zona urbana, como fábricas de pinturas, conservación de madera, pulpa y papel. Estos valores sirvieron como referencia para definir las concentraciones experimentales aplicadas en los tratamientos, las cuales se detallan en la Tabla 4. Luego de la propagación del inóculo autóctono del río, fue incubado bajo condiciones controladas: temperatura de 22 ± 2 °C, pH 7, iluminación artificial con lámparas LED con fotoperíodo de 12 horas y agitación constante, durante 9 días, con base en la tasa de crecimiento documentada para microalgas.

2.2.1. Evaluación de remoción de fenol en ensayos

El contenido de fenol fue evaluado cada 3 días mediante la toma de alícuotas de 40 mL de cada reactor, las cuales se recolectaron en tubos Falcon, previamente esterilizados. Para su análisis, las muestras fueron preservadas con ácido fosfórico hasta alcanzar un pH ≤ 2 . Brevemente, se añadió naranja de metilo para confirmar la acidez. Posteriormente, las muestras fueron destiladas para eliminar interferencias, como materia orgánica, y se realizaron las

diluciones necesarias para que los valores se encontraran dentro del rango de detección del kit Hach™ 8047.

Este método se basa en la reacción del fenol con el 4 aminoantipirina, en presencia de ferricianuro de potasio, generando compuestos de color amarillo intenso a rojo, los cuales se extraen en cloroformo. La absorbancia de la extracción fue medida a una longitud de onda de 460 nm. Para la cuantificación, se utilizó una curva de calibración elaborada con concentraciones de 0.002 a 0.2 mg L⁻¹ de fenol, disueltas en medio Bold Basal.

2.3. Evaluación del desempeño del crecimiento de los consorcios microalga-bacteria autóctonos.

La evaluación del crecimiento microbiano contempla diversos procesos, entre ellos: el aumento de la masa celular individual, la acumulación de solutos, y la formación de biopelículas. Durante la fase inicial (fase de latencia), las células activas atraviesan una serie de cambios fisiológicos y metabólicos antes de ingresar a la fase de crecimiento exponencial (Hamill et al. 2020).

Por ello, cada 3 días se tomaron muestras para evaluar el crecimiento microbiano mediante la determinación de biomasa y clorofila. Las muestras se recolectaron en tubos Falcon, previamente esterilizados. Para la medición de clorofila, los tubos se protegieron de la luz cubriéndolos con papel aluminio, y todas las muestras fueron conservadas a 4 °C hasta su procesamiento.

Según el método establecido por Pompelli (2013), con modificaciones de López-Patiño (2024) para determinar clorofila, consistió en tomar 2 mL de las muestras con microalgas en suspensión, que fueron inmediatamente centrifugadas a 4000 rpm durante 20 min. Luego, descartó el sobrenadante y al pellet resultante se le añadió 3 mL de acetona (90% v.v⁻¹) y se

homogeneizó con ayuda de un vortex. Después, las muestras se sometieron a un primer tratamiento en baño de ultrasonido a 5 °C durante 60 min.

Posteriormente, se conservaron a 0°C durante 12 horas. Transcurrido este tiempo, se realizó un segundo tratamiento en baño ultrasónico bajo las mismas condiciones, seguido de una nueva centrifugación a 4000 rpm durante 20 minutos para facilitar la separación del sobrenadante que contiene los pigmentos. Finalmente, el sobrenadante fue analizado por espectrofotometría a longitudes de onda de 664 y 647 nm, para determinar el contenido de clorofila (*ChL*), mediante la Ecuación 1 (*ChL*) (Pompelli et al. 2013).

Ecuación 1. Concentración de clorofila

$$ChL(ug.L^{-1}) = 6.43 A_{664} + 18.43 A_{647}$$

Donde: A_{664} : Absorbancia a 664 nm y A_{647} : Absorbancia a 647 nm

Para la determinación de sólidos suspendidos volátiles, como mecanismo de aproximación de biomasa total en los consorcios, se siguió el protocolo de Standard Methods 2540B (2017). En breve, se pesaron los crisoles previamente muflados a 550 °C por una hora y enfriados en el desecador al menos 2 horas. A continuación, se colocó 20 mL de la muestra y se llevaron los crisoles a la estufa a 105°C durante 24 horas. Una vez finalizado este paso, los crisoles se dejaron enfriar nuevamente en el desecador y se registró su peso como masa de sólidos totales.

A continuación, los crisoles se introdujeron en la mufla a 550°C durante 1 hora para eliminar la fracción volátil. Tras un nuevo enfriamiento en el desecador, se registró el peso (P) final. Con estos datos, se aplicó la Ecuación 2 correspondiente para calcular la cantidad de

sólidos totales y sólidos suspendidos volátiles, permitiendo estimar la producción de biomasa en cada ensayo a lo largo del tiempo.

Ecuación 2. Sólidos totales

$$SVT (mg L^{-1}) = \frac{P_{sólidos\ secos; 105\ ^\circ C} - P_{ceniza; 550\ ^\circ C} (mg)}{V (L)}$$

2.4. Análisis estadístico

Se empleó el software estadístico Minitab (versión 22) para evaluar los datos experimentales, con el objetivo de identificar las diferencias notables en la eliminación de fenol, el contenido de sólidos suspendidos volátiles (SSV), clorofila a y b (ChL) en los ensayos. Luego se realizó un análisis de varianza de dos vías (ANOVA) y un post hoc de Tukey con un nivel de significancia de 0.05, con el fin de verificar la eficiencia del consorcio en términos de tasas de remoción de fenol expresados en mg L⁻¹.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Determinación de fenol en río Machángara

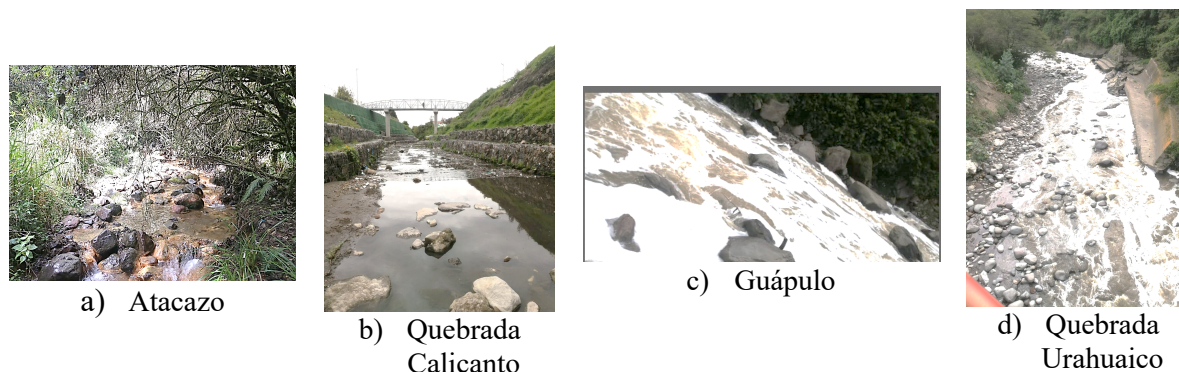


Figura 1. Puntos de muestreo en el río Machángara

En la Figura 1, se puede observar las imágenes de los puntos de monitoreo. El primer punto de muestreo, denominado Atacazo (a), corresponde a zonas no urbanizadas, con escasa población circundante y actividad agropecuaria. El segundo punto la Quebrada Calicanto (b) corresponde a un área de ingreso al casco urbano de la ciudad de Quito. Al igual que el tercer y cuarto punto: Guápulo (c) y Quebrada Urahuaico (d) donde se liberan aguas residuales (Borja-Serrano et al. 2020).

Tabla 5. Parámetros fisicoquímicos *in situ* en los puntos de muestreo del río Machángara. Los valores representan los promedios \pm desviaciones estándar corresponden a $n=3$

ID muestra	pH	Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹)	Conductividad eléctrica (μS cm ⁻¹)	Temp °C	DQO (mg L ⁻¹)
Atacazo	5.42 \pm 0.06	6.93 \pm 0.06	137.60 \pm 1.61	9.4	5.14 \pm 1.27
Quebrada Calicanto	6.16 \pm 0.14	4.23 \pm 0.06	288.90 \pm 0.92	16.5	19.84 \pm 0.00
Guápulo	7.44 \pm 0.04	6.83 \pm 0.06	511.37 \pm 2.06	16.8	180.00 \pm 6.36
Quebrada Urahuaico	6.68 \pm 0.02	6.37 \pm 0.12	435.47 \pm 3.04	18.7	139.59 \pm 12.72
^a TULSMA Tabla 2. Criterios de Calidad admisibles para la preservación de la flora y fauna en agua dulce fría.					
^b EPA Capítulo 3: Water Quality Criteria					
	^a pH: 6.5 – 9	^a OD: > 6	^b CE: 150 – 500	NA	^a DQO: 40

La emisión directa de aguas residuales en el río Machángara, tanto de origen doméstico como industrial, genera una degradación progresiva de la calidad del agua a medida que se avanza aguas abajo (Pauta et al. 2019).

En la Tabla 5, los valores de pH oscilaron entre un mínimo de 5.42 ± 0.06 en Atacazo (zona sin intervención urbana) y un máximo de 7.44 ± 0.04 en Guápulo, un sector urbanizado. Un pH bajo en ambientes naturales puede deberse a procesos ecológicos normales, como la descomposición de hojas y materia orgánica, que liberan ácidos orgánicos. En cambio, un pH neutro o ligeramente alcalino en zonas urbanas suele estar asociado a la contaminación por descargas de aguas residuales (Dangles et al. 2004). Estos resultados son consistentes con los encontrados por Ibarra et al. (2024), quienes reportaron un pH promedio de 7.06 en el río Machángara durante su monitoreo.

En cuanto al oxígeno disuelto (OD), los valores registrados en tres de los tramos del monitoreo se mantuvieron dentro del rango aceptable para ríos de montaña, con concentraciones entre 6.37 ± 0.12 y 6.93 ± 0.06 mg L⁻¹ (Pauta et al. 2019). Sin embargo, en la Quebrada Calicanto, se observó un descenso significativo hasta 4.23 ± 0.06 mg L⁻¹, lo cual representa un déficit que puede comprometer la supervivencia de organismos acuáticos. Este patrón coincide con el estudio de Benítez et al. (Benítez et al. 2019), que registró valores similares de OD en ese mismo punto (3.6 ± 0.6 mg L⁻¹).

Respecto a la conductividad eléctrica, los valores más bajos se observaron en Atacazo y Quebrada Calicanto, mientras que los valores más altos se registraron en Guápulo y Quebrada Urahuaico, indicando una acumulación progresiva de sales disueltas a lo largo del recorrido del río. Todos los valores se mantuvieron dentro del rango sugerido por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (2023), que establece un intervalo de referencia entre 150 y 500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para aguas superficiales.

En estudios previos realizados por Borja-Serrano y Vinueza, se evaluó la calidad del agua en 18 ríos del Distrito Metropolitano de Quito. En el caso del río Machángara se reportaron valores por encima del umbral en varios parámetros, como: un pH de 9.11 ± 0.03 , una conductividad eléctrica de $297.97 \pm 1.39 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, OD $6.77 \pm 0.24 \text{ mg L}^{-1}$, temperatura $15.29 \pm 0.30 ^\circ\text{C}$, DQO de 692 mg L^{-1} (muy por encima del límite permitido de 40 mg L^{-1}) (Borja-Serrano et al. 2020) (Vinueza et al. 2021).

En este muestreo longitudinal realizado sobre el Machángara, la mayoría de parámetros físico-químicos se estuvieron dentro de los rangos establecidos por la normativa ecuatoriana para agua superficial. No obstante, ciertos valores demuestran el deterioro ambiental (especialmente en el tramo de la Quebrada Calicanto). Aunque el pH y la conductividad puedan parecer aceptables, parámetros más específicos como el OD y la DQO evidencian el impacto negativo de las descargas de aguas residuales, volviendo la calidad del agua inadecuada para la conservación de la vida acuática en estos tramos (Borja-Serrano et al. 2020).

Tabla 6. Concentración de fenol en el río Machángara.
Los valores representan el promedio \pm desviación estándar, (n= 3)

ID muestra	Fenol (mg L^{-1})
Atacazo	0.0010 ± 0.003
Q. Calicanto	0.0628 ± 0.003
Guápulo	0.0160 ± 0.002
Q. Urahuaico	0.0117 ± 0.002

^aTULSMA Tabla 2. Criterios de Calidad admisibles para la preservación de la flora y fauna en agua dulce fría / ^bEPA Capítulo 3: Water Quality Criteria: 0.001 mg L^{-1} fenol



Figura 2. Concentraciones de fenol encontradas en el río Machángara

Según los resultados presentados en la Tabla 6, se confirma la presencia de concentraciones de fenol por encima de los límites permisibles establecidos por la normativa ecuatoriana (MAATE 2015), desde el punto de muestreo en la Quebrada Calicanto, donde el río Machángara comienza a recibir vertidos urbanos. Esta tendencia indica un impacto directo del ingreso del río a la zona urbana de Quito.

Los niveles de fenol clasificados visualmente en la Figura 2 mediante una escala de colores:

- **Rojo:** $0.0628 \pm 0.003 \text{ mg L}^{-1}$ (fuera del límite permisible)
- **Naranja:** 0.0160 ± 0.002 y $0.0117 \pm 0.002 \text{ mg L}^{-1}$ (valores intermedios)
- **Verde:** $0.0010 \pm 0.003 \text{ mg L}^{-1}$ (dentro del límite normativo)

Estos resultados reflejan un deterioro progresivo de la calidad del agua, asociado principalmente al ingreso de aguas residuales domésticas e industriales sin tratamiento previo.

A nivel internacional, se han identificado fuentes similares de contaminación por fenol, por ejemplo, en Canadá, las principales actividades responsables incluyen la industria de pulpa, papel, madera, así como las refinerías y metalúrgicas (Breton et al. 2003). Asimismo, Mohd (2022) reporta que el fenol puede encontrarse en aguas superficiales naturales en concentraciones que van desde 0.01 a 2.0 $\mu\text{g L}^{-1}$, y hasta 40 mg L^{-1} en ríos contaminados por descargas de plantas de procesamiento de petróleo.

Aunque las concentraciones detectadas en el presente estudio no alcanzan los niveles extremos reportados en zonas altamente industrializadas, sí superan los umbrales de calidad ecológica establecidos para cuerpos de agua dulce, lo que implica un riesgo potencial para los ecosistemas acuáticos locales.

Estos hallazgos refuerzan la necesidad de implementar estrategias de tratamiento sostenibles y específicas para contaminantes orgánicos como el fenol, especialmente en zonas urbanas densamente pobladas donde su acumulación puede representar un riesgo significativo para la biodiversidad acuática y la salud humana.

3.2. Remoción de fenol por el consorcio microalga-bacteria autóctonos

La biorremediación es un proceso que utiliza microorganismos capaces de desarrollar rutas metabólicas específicas para la degradación de compuestos xenobióticos en entornos contaminados. Aunque ciertos contaminantes pueden inicialmente inhibir el crecimiento microbiano, los microorganismos pueden atravesar un periodo de aclimatación, durante el cual ajustan su metabolismo, superan el efecto tóxico y utilizan los contaminantes como fuente de carbono y energía (Panigrahy et al. 2022) (da Silva Aires et al. 2024).

En los ensayos realizados por Madigou et al. (2016), se observó que la exposición gradual al fenol favoreció el desarrollo de comunidades microbianas especializadas, producto de la selección de fenotipos resistentes al estrés químico. Esta aclimatación no solo promueve la estabilidad del sistema, sino que mejora la eficiencia de biorremediación frente a compuestos inhibidores. De manera similar, Poursat et al. (2019) destacaron que la exposición previa de los inóculos a contaminantes ha sido empleada como estrategia para garantizar la eficacia en pruebas de biodegradabilidad. Asimismo, diversas enzimas oxidativas, como lacasas y peroxidasas, han demostrado un papel activo en la degradación de compuestos orgánicos complejos (Liu et al. 2022).

En este contexto, una vez propagado el inóculo de interés Figura 3, se procedió al montaje experimental para exponer los consorcios microalga-bacteria a tres concentraciones de fenol (6, 60 y 120 mg L⁻¹), junto con sus respectivos controles. El diseño del experimento incluyó: en la primera fila (izquierda), el tratamiento biótico con consorcio microbiano (CMB); en la fila central, el control con inóculo autoclavado (AC); y en la fila derecha, el control abiótico (AB). Este diseño permitió evaluar la degradación biológica en comparación con procesos abióticos o sin actividad microbiana.

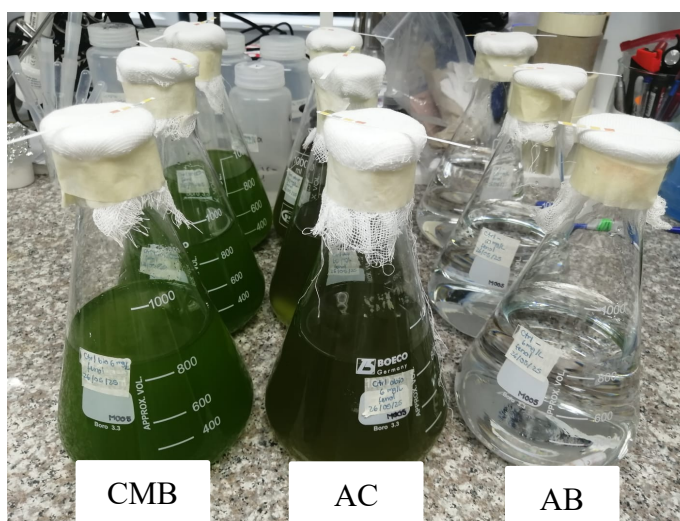


Figura 3. Montaje de reactores discontinuos

Los análisis para la determinación de fenol en los ensayos fueron realizados por duplicado, a partir de cada muestra correspondiente a los tratamientos bióticos y controles. Se usó el método Hach™ 8047, conforme a los estándares establecidos por el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2017).

Los resultados se presentan en la Figura 4, donde se observan las concentraciones medias de fenol en cada condición evaluada. En los controles negativos (inóculo autoclavado) y abióticos (sin inóculo), no se registraron variaciones significativas en la concentración de fenol a lo largo del tiempo, con un valor de $p > 0.005$, lo que indica que no hubo degradación asociada a procesos físico-químicos o espontáneos. En contraste, en los tratamientos bióticos con inóculo activo, se evidenció una reducción significativa de fenol, con un valor de $p < 0.005$, lo que respalda que la eliminación del contaminante fue atribuible a procesos biológicos mediados por el consorcio microbiano.

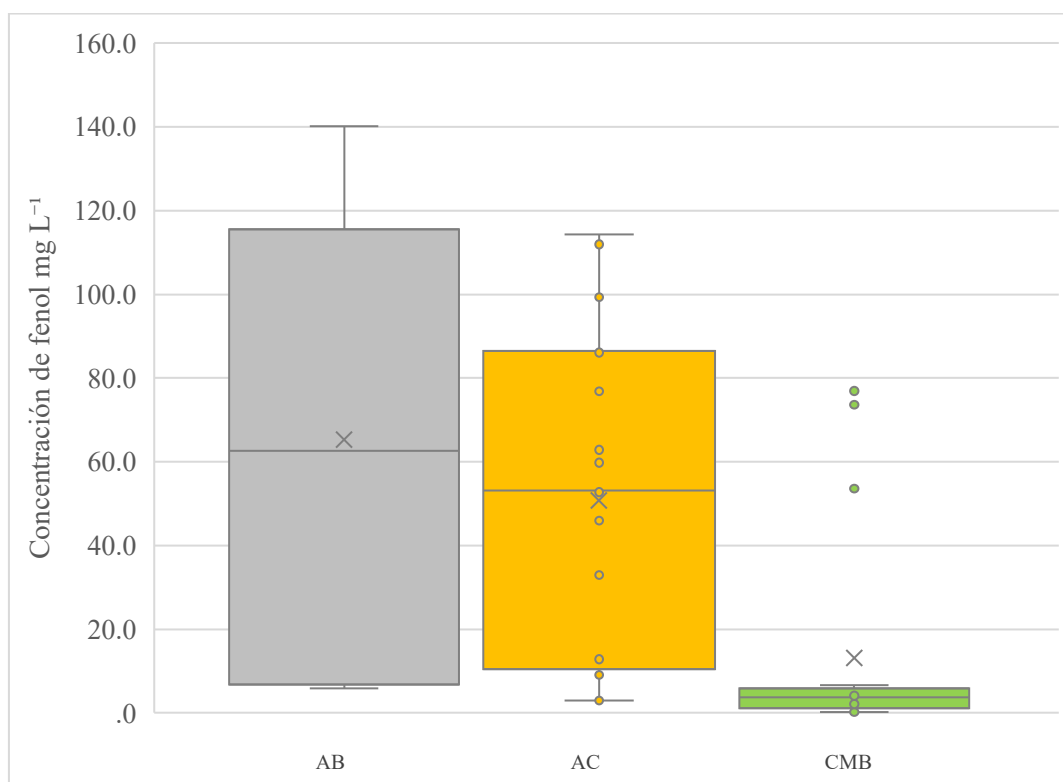


Figura 4. Diagrama de caja y bigotes de la concentración de fenol (mg L^{-1})

En tratamientos biótico (CMB), autoclavado (AC) y abiótico (AB) tras exposición experimental.

Esto demuestra la eficacia del consorcio microalga-bacteria en la remoción del fenol presente en el medio. Además, todos los inóculos activos mostraron una adaptación similar en cuanto a tiempo de respuesta y tasa de remoción, lo que evidencia estabilidad y eficiencia del sistema microbiano.

Estos resultados destacan las capacidades metabólicas del consorcio, como lo señala Guadalupe et al. (2024), y ponen de manifiesto la importancia de la interacción simbiótica entre microalgas y bacterias. La luz, en este caso, no solo promueve la proliferación autotrófica de las microalgas, sino que también estimula la actividad metabólica del consorcio en su conjunto. Este efecto ocurre mediante sinergias metabólicas, donde las bacterias heterótrofas aprovechan el carbono orgánico generado por las algas, mientras que la luz actúa como un acelerador en la absorción de nutrientes y en la eficiencia general del sistema (Fan et al. 2020)(Cerón García et al. 2005).

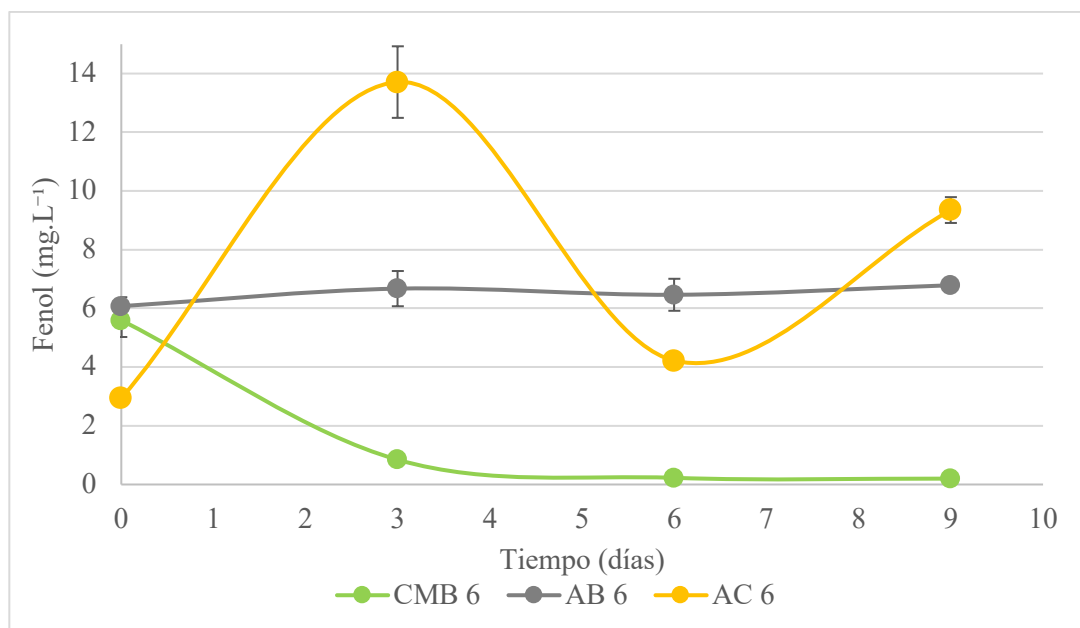


Figura 5. Dinámica del fenol a 6 mg L^{-1} a lo largo del tiempo.

Los data points representan el promedio y las barras los valores máximos y mínimos ($n=2$)

En la Figura 5 se puede observar la dinámica del fenol a una concentración de 6 mg L^{-1} durante 9 días del ensayo. La línea verde representa el tratamiento biótico con consorcio microalga-bacteria activo (CMB), en el cual se evidenció una remoción del 85% de fenol durante los primeros tres días, alcanzando un 96.43% al día nueve. Estos resultados confirman la acción metabólica activa del consorcio. En cambio, la línea gris representa el control abiótico (AB) no mostró variaciones significativas, y la línea naranja representa el control con biomasa autoclavada (AC) presentó ligeras fluctuaciones, posiblemente atribuidas a la liberación de compuestos intracelulares o a la adsorción temporal del fenol por biomasa inerte, sin participación de mecanismos biológicos.

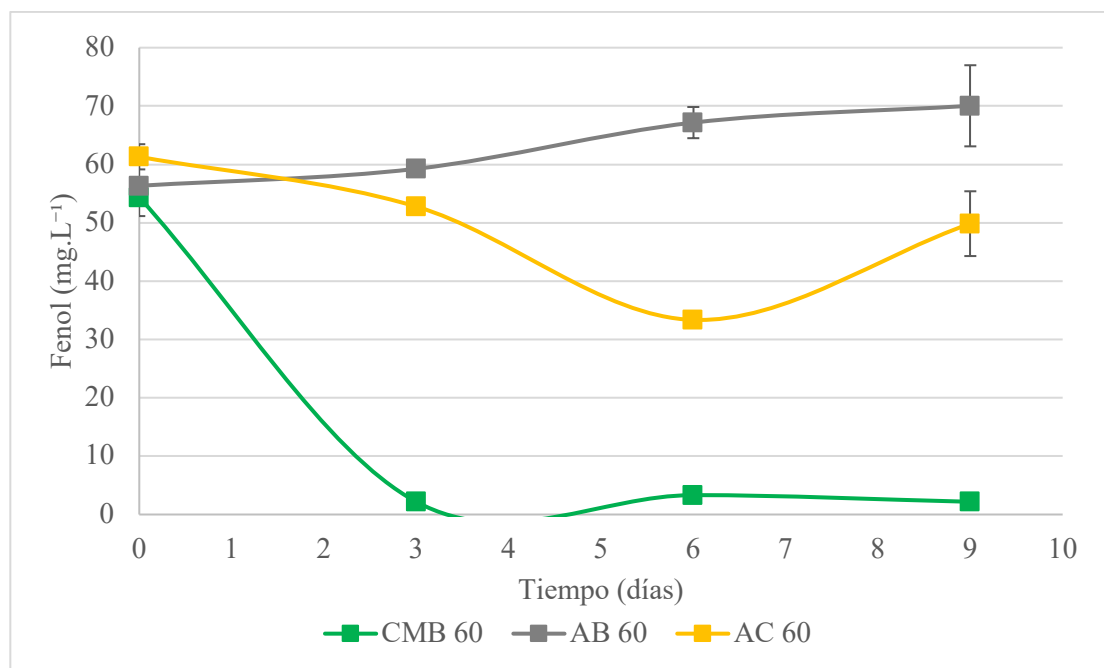


Figura 6. Dinámica del fenol a 60 mg L⁻¹ a lo largo del tiempo.

Los data points representan el promedio y las barras los valores máximos y mínimos (n= 2)

La Figura 6 se observa que la biodegradación de fenol a una mayor concentración no afecta la capacidad metabólica de los microorganismos, la línea verde CMB mantuvo una alta capacidad de remoción, eliminando hasta el 96% del fenol presente. Este resultado demuestra que la capacidad metabólica del consorcio no se ve afectada negativamente por el incremento de fenol. En contraste, la línea gris como control abiótico (AB) se evidenció un leve aumento en la concentración, posiblemente asociado a interacciones químicas con el medio Bold Basal. La línea naranja como control autoclavado (AC) también mostró variaciones por procesos de sorción, sin degradación biológica significativa, y sin pérdidas atribuibles a evaporación o fotodegradación.

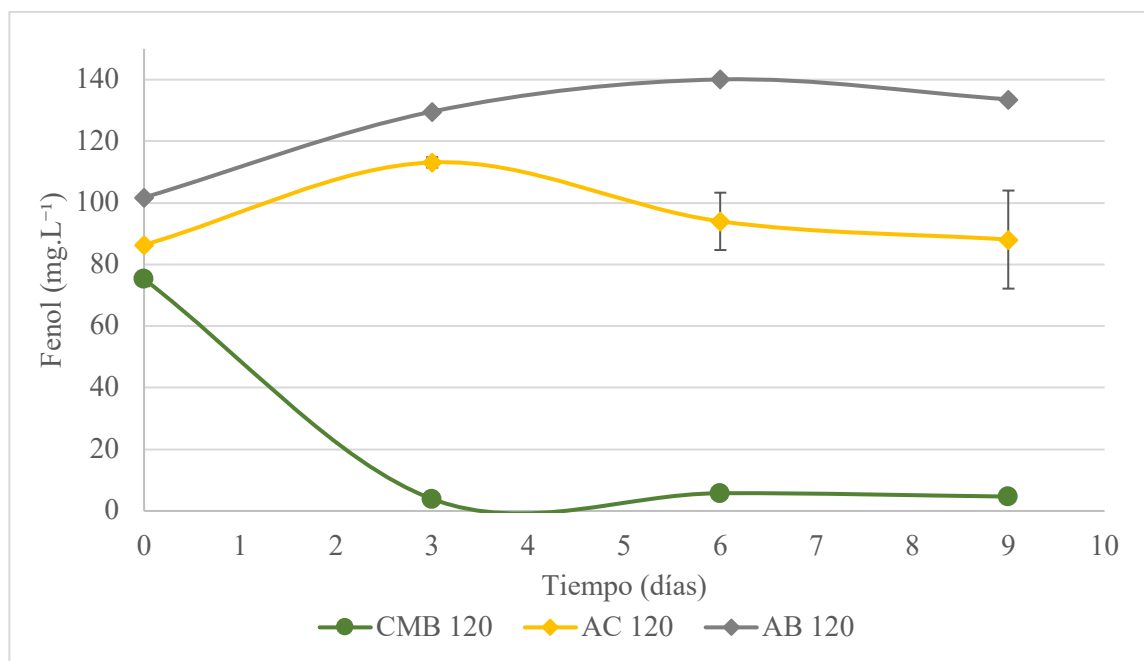


Figura 7. Dinámica del fenol a 120 mg L⁻¹ a lo largo del tiempo.

Los data points representan el promedio y las barras los valores máximos y mínimos (n= 2)

En la Figura 7, incluso a esta alta concentración, los consorcios microbianos mostraron una respuesta positiva, logrando una degradación de hasta el 95% del fenol. Esto evidencia su adaptabilidad metabólica. Sin embargo, se identificó una disminución marginal en la eficiencia de biodegradación, atribuida a una menor difusión del fenol hacia las células activas, reduciendo el contacto efectivo con las membranas celulares. A diferencia del tratamiento biótico, los controles (AB y AC) presentaron fluctuaciones, asociadas a procesos de sorción pasiva por biomasa inerte (Mollo et al. 2023) (Salama et al. 2019), sin actividad metabólica.

Los resultados obtenidos se alinean con lo reportado por Diksha et al. (2024a) quienes utilizaron un consorcio bacteriano autóctono de aguas residuales de la industria petrolera y lograron degradar hasta 1200 mg L⁻¹ de fenol en 72 horas. Este desempeño fue atribuido a la sinergia entre especies microbianas. De forma similar, Bai et al. (2021) informaron la degradación completa de 1000 mg L⁻¹ de fenol por un consorcio microbiano usando fenol como única fuente de carbono. Igualmente, Irankhah et al. (2018) demostraron la eficiencia de un

reactor de biopelícula para remover 1000 mg L^{-1} de fenol, generando productos finales no tóxicos. Asimismo en el ensayo de los efectos de compuestos fenólicos en el crecimiento de *Chlorella vulgaris* en aguas residuales de almazaras, se observa una disminución significativa hasta el cuarto día de compuestos fenólicos con una concentración inicial de 600 mg L^{-1} y se observa el continuo crecimiento de microalgas hasta el día 14 (Lenzuni et al. 2025).

Estudios recientes destacan el rol de las microalgas en tratamientos de aguas residuales, no solo por su capacidad de absorber o transformar contaminantes, sino también por su aporte de oxígeno mediante fotosíntesis, lo que disminuye la necesidad de oxigenación externa (Wollmann et al. 2019) (Quijano et al. 2017). El fenol, además, puede ser utilizado por las microalgas como fuente de carbono o como donador/aceptor de electrones (Mollo et al. 2023) (Wu et al. 2022).

La tolerancia de las microalgas a compuestos fenólicos se debe, en gran parte, a su estructura de pared celular, que actúa como una barrera protectora contra sustancias tóxicas (Wu et al. 2022) (Duan et al. 2018b)(Zhang et al. 2019). A medida que aumenta la tasa de crecimiento del inóculo, también se incrementa el número de sitios activos disponibles para la biodegradación. Factores como el pH, la temperatura y el tipo de microorganismo también influyen directamente en la eficiencia del proceso (Bilal et al. 2018) (Romera et al. 2006).

Sin embargo, hay que reconocer que los compuestos fenólicos son sensibles a la luz “fotodegradación” (Vinu et al. 2010) (Ahmed et al. 2010), por lo que también se realizó una evaluación de este fenómeno en condiciones experimentales, al exponer una solución de fenol a temperatura ambiente y luz natural. Cuyo resultados se presentan en la Tabla 7, durante los 9 días a la par de los ensayos, en donde la variación de la concentración de fenol fue mínima, y disminuyó en 9.29 mg L^{-1} , a lo largo del tiempo.

Tabla 7. Evaluación de la fotodegradación de fenol
Los valores representan el promedio (n= 2)

	Día 0	Día 9
Concentración de fenol (60 mg L⁻¹)	58.44 ± 0.08	49.15 ± 7.43

3.3.Evaluación del desempeño de crecimiento del consorcio microalga-bacteria autóctonos.

Una vez que se ha comprobado la remoción de fenol, fue necesario evaluar la relación entre dicha remoción y la tasa de crecimiento microbiano. Para ello, en todos los ensayos se determinó el contenido de sólidos suspendidos volátiles como una aproximación del crecimiento de biomasa, mediante medición volumétrica por triplicado.

Mediante la Figura 8 se puede contrastar la diferencia volumétrica del medio más fenol (AB), la biomasa autoclavada (AC) y la biomasa activa (AB). En los controles AB, los sólidos suspendidos volátiles fluctuaron entre 227 y 273.33 ± 0.48 mg L⁻¹, mientras que, en AC, los valores fueron entre 651 y 728.33 ± 2.88 mg L⁻¹ tras el tratamiento térmico.

En contraste, los tratamientos CMB mostraron un crecimiento sostenido. Desde el día 0, los consorcios microbianos iniciaron una fase de crecimiento exponencial que se mantuvo hasta el día 9, alcanzando una concentración de 1225 ± 52.91 mg L⁻¹ de sólidos suspendidos volátiles. Este incremento paulatino confirma la proliferación de biomasa activa durante el proceso de remoción del fenol.

Estos resultados coinciden con lo reportado por López-Patiño et al. (2024), quienes en experimentos con consorcios microalgas-bacterias en aguas residuales registraron hasta 1693 mg L⁻¹ de sólidos totales en 15 días, con una fase de adaptación inicial de dos días, seguida de crecimiento exponencial.

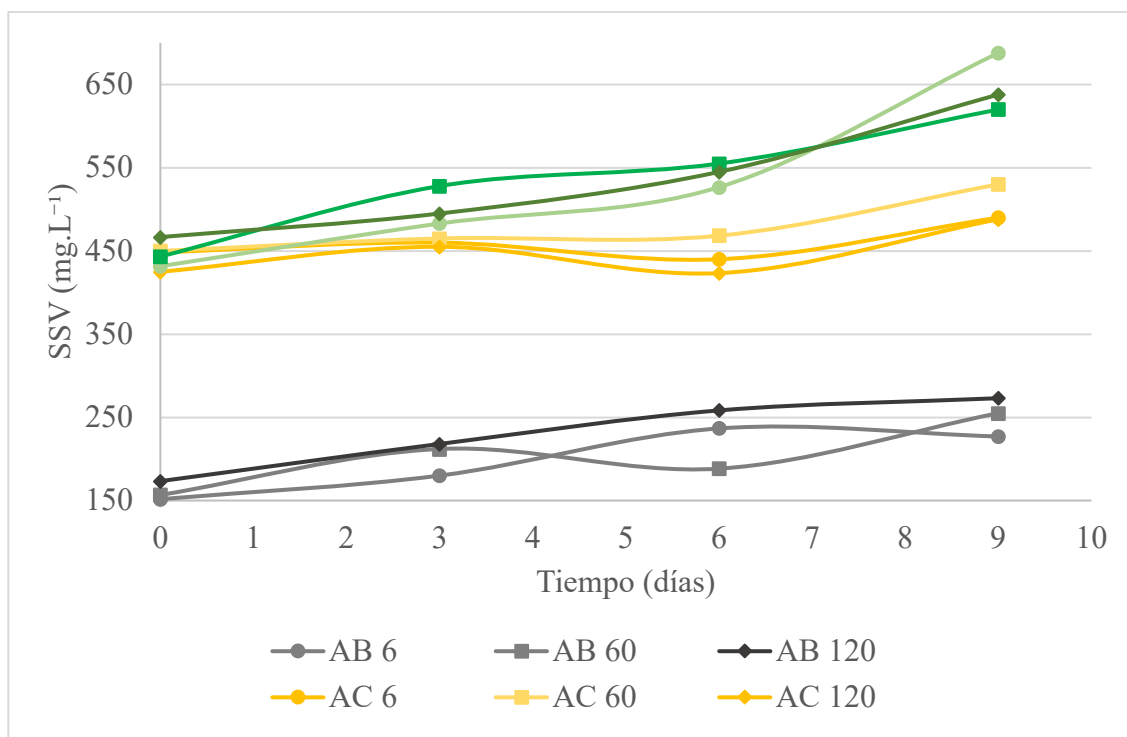


Figura 8. Cuantificación de SSV como aproximación de la concentración de biomasa. Los puntos de datos representan el promedio y las barras la desviación estándar (n= 3)

En la Figura 9, se presenta la determinación de clorofila total (a + b) en todos los ensayos, evaluada por triplicado mediante la metodología propuesta por Pompelli (2013). Esta medición permitió monitorear el crecimiento fototrófico de los consorcios microalga-bacteria (CMB) a lo largo de 9 días.

Durante el experimento, los tratamientos con inóculo activo (CMB) reflejaron un incremento progresivo en la concentración de clorofila, alcanzando valores desde 8.01×10^{-4} hasta $8.24 \times 10^{-3} \pm 0.07 \text{ mg L}^{-1}$, lo que evidencia la actividad metabólica del consorcio y su adaptación a las diferentes concentraciones de fenol. Las curvas de crecimiento muestran un patrón exponencial desde el día 0 hasta el día 9, indicando una fase activa sostenida mientras estuvieron en contacto con el contaminante.

En el control con biomasa autoclavada (AC), la concentración de clorofila disminuyó progresivamente, como resultado de la pérdida de funcionalidad de los microorganismos tras la inactivación térmica. Mientras que en el control abiótico (AB), sin presencia de inóculo, no se registró producción de clorofila durante todo el ensayo, confirmando que los consorcios microalga-bacteria fueron la única fuente activa de microorganismos fotoautótrofos.

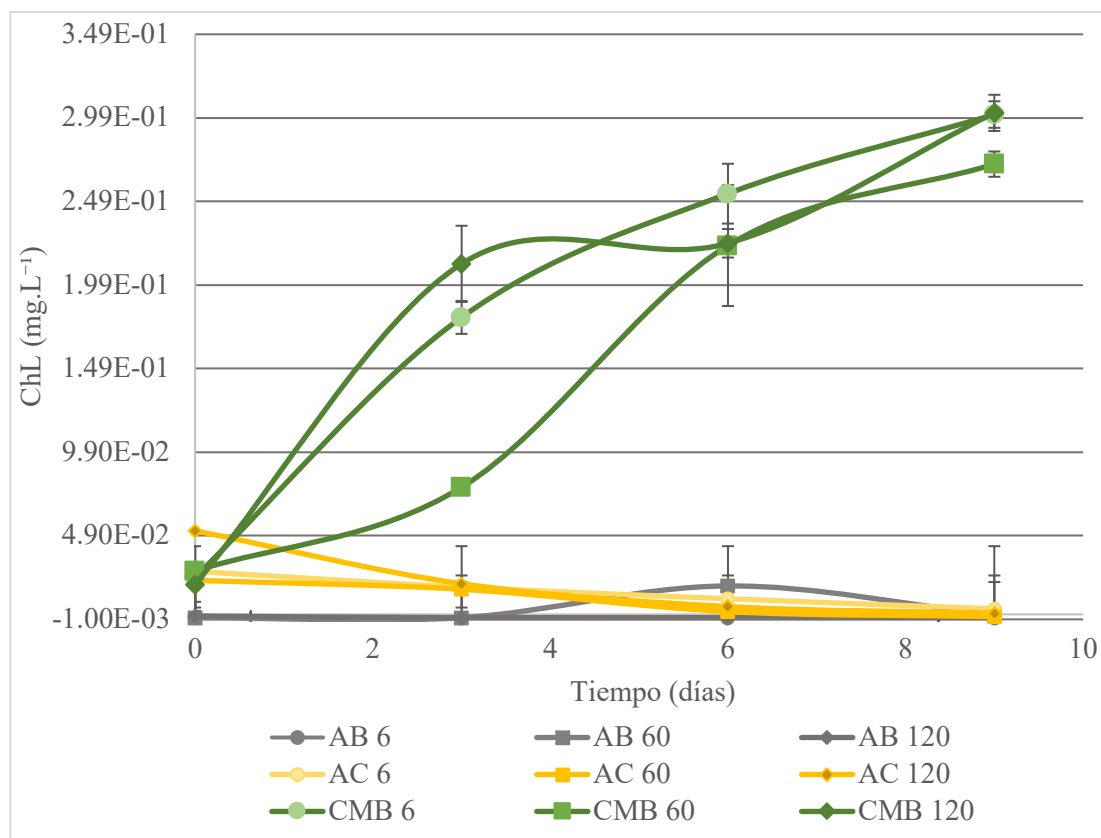


Figura 9. Cuantificación promedio de la clorofila a y b durante el periodo de incubación. Los puntos de datos representan el promedio y las barras la desviación estándar (n= 3)

Estos resultados son consistentes con los hallazgos de López-Patiño et al. (2024), quienes al evaluar consorcios similares en aguas residuales observaron un comportamiento activo durante 15 días, alcanzando una producción de 44.94 mg L^{-1} de clorofila, resultado de una efectiva bioconversión de nutrientes. De manera similar, Goswami et al. (2019) y Ge et al. (2018) reportaron concentraciones de clorofila de 21.87 mg L^{-1} y 10.20 mg L^{-1} ,

respectivamente, al emplear este parámetro como indicador de crecimiento en sistemas de tratamiento con microalgas.

En la Figura 10. Evaluación de la relación de la concentración de biomasa vs clorofila

, se contrasta la producción de clorofila con el incremento de sólidos totales en los diferentes tratamientos. En todos los ensayos con CMB, se observa un aumento exponencial de clorofila hasta $3.00 \times 10^{-4} \text{ mg L}^{-1}$ en las concentraciones de 6 y 120 mg L^{-1} de fenol. Paralelamente, el contenido de sólidos totales también incrementó, especialmente en el ensayo con 6 mg L^{-1} , donde se identificó una relación directa entre ambos parámetros. Esta tendencia refuerza la conclusión de que el crecimiento del consorcio se vio favorecido por la remoción del fenol y la producción de biomasa.

En nuestra investigación, los consorcios microalga-bacteria demostraron una notable capacidad para reducir la concentración de fenol en todas las condiciones evaluadas (6, 60 y 120 mg L^{-1}), utilizándolo como fuente de carbono. Además, mostraron una adaptación exitosa que favoreció el incremento en su tasa de crecimiento, lo que sugiere un proceso evolutivo hacia una mayor eficiencia en la remediación del contaminante.

Estos resultados coinciden con los hallazgos de Diksha et al. (2024a), quienes observaron que el aumento del tamaño del inóculo en presencia de fenol mejoró tanto la tasa de supervivencia como la eficiencia en la eliminación del contaminante. Asimismo, diversos estudios han evidenciado que los consorcios microbianos presentan mejores rendimientos de degradación (Panigrahy et al. 2022).

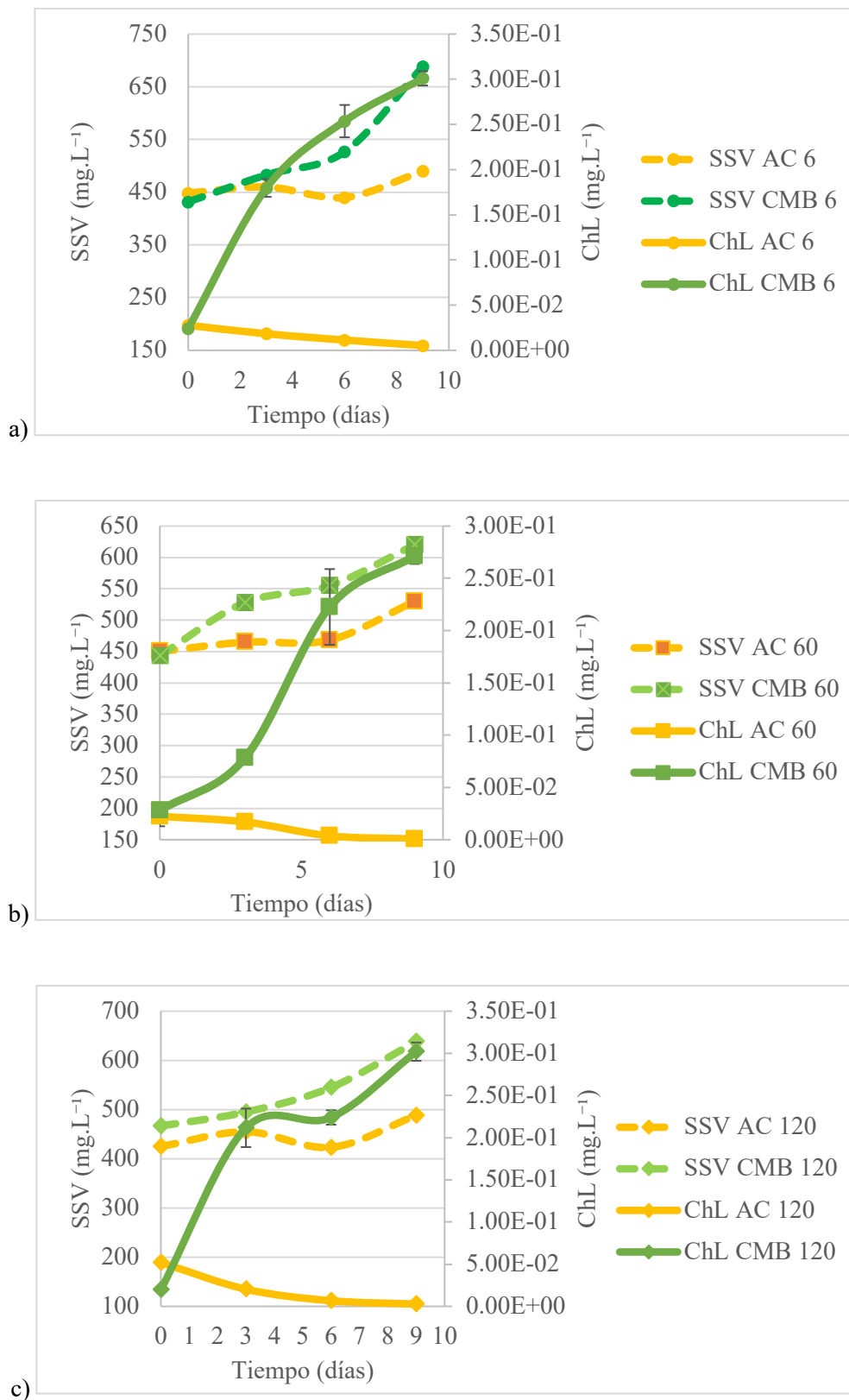


Figura 10. Evaluación de la relación de la concentración de biomasa vs clorofila

Entre las especies microbianas con mayor capacidad para tolerar y degradar fenol, se destacan diversas bacterias como *Pseudomonas*, *Xanthomonas*, *Rhodococcus*, *Arthrobacter*, *Alcaligenes* y *Bacillus*, así como hongos de los géneros *Aspergillus*, *Penicillium*, *Neurospora*, *Trametes*, *Trichosporon*, *Trichoderma*. También se han identificado levaduras como *Candida tropicalis* y microalgas como *Chlorella*, capaces de soportar concentraciones de fenol entre 100 y 800 mg L⁻¹, con tasas de degradación cercanas al 100% durante cuatro días de incubación (Panigrahy et al., 2022).

En particular, la coexistencia simbiótica entre microalgas y bacterias ha demostrado ser altamente beneficiosa para procesos de biorremediación. Esta interacción recíproca permite que las microalgas, como organismos fotoautótrofos, generen compuestos orgánicos a partir de CO₂, mientras que las bacterias heterótrofas consumen estos productos y degradan otros compuestos orgánicos presentes, como contaminantes (Khoo et al. 2021).

Además, los microorganismos colaboran mediante la transferencia de metabolitos extracelulares, vitaminas y sideróforos, lo que incrementa la asimilación de nutrientes y estimula la producción de biomasa (Cyzdik-Kwiatkowska and Zielińska 2016). Algunos estudios han demostrado que ciertas bacterias pueden fomentar directamente el crecimiento de microalgas en medios residuales, como es el caso de *Azospirillum brasilense* con *Chlorella vulgaris*, *Rhizobium* sp. con *Chlamydomonas reinhardtii*, y *Stappia* sp. con *Tetraselmis striata* (Toyama et al. 2019).

Como se detalla en la revisión de Palacios (2022), el crecimiento y metabolismo de las microalgas son impulsados por diversos mecanismos clave de las bacterias promotoras del crecimiento de las microalgas: la generación de compuestos exógenos vinculados a fitohormonas; la producción de cofactores y compuestos para disminuir el estrés ambiental (vitaminas cobalamina y riboflavina). Por su parte, las microalgas favorecen el desarrollo de

bacterias heterótrofas al liberar oxígeno a través de la fotosíntesis, que actúa como aceptor de electrones para la degradación de materia orgánica (Acién et al. 2016) (López-Patiño et al. 2024).

4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos evidencian que la calidad del agua en el río Machángara se ve comprometida a medida que atraviesa zonas urbanas, particularmente desde el ingreso en la Quebrada Calicanto, donde se registraron concentraciones de fenol superiores a los límites establecidos por la normativa ecuatoriana. Este patrón está directamente relacionado con la descarga de aguas residuales sin tratamiento adecuado, provenientes de actividades domésticas e industriales. Si bien las concentraciones detectadas no alcanzan los niveles extremos reportados en otras regiones del mundo, su persistencia y toxicidad, incluso en dosis bajas, representan un riesgo significativo para la salud de los ecosistemas acuáticos. Ante este escenario, se hace imperativo el desarrollo e implementación de sistemas de tratamiento de aguas residuales, como la biorremediación mediante consorcios microbianos autóctonos, que podrían ofrecer una alternativa viable para reducir la presencia de fenol en cuerpos de agua contaminados.

Los consorcios microalga-bacteria autóctonos del río Machángara demostraron capacidad para la biodegradación de fenol a escala de laboratorio de manera eficiente, alcanzando tasas de remoción superiores al 95 % en un periodo de nueve días, incluso a concentraciones de 120 mg L^{-1} . La biodegradación observada se atribuye principalmente a procesos biológicos activos, confirmados por la estabilidad de los controles abióticos y autoclavados. Estos hallazgos evidencian el potencial de la biorremediación basada en consorcios nativos como una alternativa efectiva, ecológica y de bajo costo frente a tratamientos convencionales para la descontaminación de aguas afectadas por fenoles.

En consecuencia, los resultados obtenidos por los consorcios microalga-bacteria han demostrado una notable capacidad de adaptación y eficiencia en la biodegradación de fenol. Esta adaptabilidad fue evaluada mediante indicadores clave como el incremento en la

concentración de clorofila, que refleja la actividad fotosintética y el crecimiento de las microalgas, y el aumento de los sólidos suspendidos volátiles, fue positivo, como evidencia del desarrollo de biomasa microbiana en el sistema. Estos parámetros permiten monitorear el rendimiento del proceso, y también comprender las dinámicas de interacción entre los organismos involucrados.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abd Gami, Afilah, Mohd Yunus Shukor, Khalilah Abdul Khalil, Farrah Aini Dahalan, Ariff Khalid, and Siti Aqlima Ahmad. 2014. "Phenol and Phenolic Compounds Toxicity." *Journal of Environmental Microbiology and Toxicology*. Vol. 2. <http://journal.hibiscuspublisher.com>.
- Acién, F. Gabriel, C. Gómez-Serrano, M. M. Morales-Amaral, J. M. Fernández-Sevilla, and E. Molina-Grima. 2016. "Wastewater Treatment Using Microalgae: How Realistic a Contribution Might It Be to Significant Urban Wastewater Treatment?" *Applied Microbiology and Biotechnology* 100 (21): 9013–22. <https://doi.org/10.1007/S00253-016-7835-7/METRICS>.
- Ahmed, Saber, M. G. Rasul, Wayde N. Martens, Richard Brown, and M. A. Hashib. 2010. "Advances in Heterogeneous Photocatalytic Degradation of Phenols and Dyes in Wastewater: A Review." *Water, Air, & Soil Pollution* 2010 215:1 215 (1): 3–29. <https://doi.org/10.1007/S11270-010-0456-3>.
- APHA. 2017. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater." <https://doi.org/10.2105/SMWW.2882.216>.
- Bai, Xuerui, Maiqian Nie, Zhenjun Diwu, Hongyun Nie, and Yan Wang. 2021. "Enhanced Degradation and Mineralization of Phenol by Combining Two Highly Efficient Strains with Divergent Ring-Cleavage Pathways." *Journal of Water Process Engineering* 39 (February):101743. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2020.101743>.
- Bhoi, Renupama, Archita Shrivastava, and Angana Sarkar. 2024. "Study of Microbial Communities in Degrading Toxic Pollutants in the Wastewater and Solid Waste Treatment Industries." *Functional Metagenomics: Microbial Diversity, Interaction, and Application in Bioremediation*, January, 205–23. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-98372-3.00010-1>.
- Bilal, Muhammad, Tahir Rasheed, Juan Eduardo Sosa-Hernández, Ali Raza, Faran Nabeel, and Hafiz M.N. Iqbal. 2018. "Biosorption: An Interplay between Marine Algae and Potentially

Toxic Elements—A Review.” *Marine Drugs* 2018, Vol. 16, Page 65 16 (2): 65.
<https://doi.org/10.3390/MD16020065>.

Borja-Serrano, Pamela, Valeria Ochoa-Herrera, Laurence Maurice, Gabriela Morales, Cristian Quilumbaqui, Eduardo Tejera, and António Machado. 2020. “Determination of the Microbial and Chemical Loads in Rivers from the Quito Capital Province of Ecuador (Pichincha)—A Preliminary Analysis of Microbial and Chemical Quality of the Main Rivers.” *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17 (14): 1–26.
<https://doi.org/10.3390/ijerph17145048>.

Breton, Roger L., R. Scott Teed, and Dwayne R.J. Moore. 2003. “An Ecological Risk Assessment of Phenol in the Aquatic Environment.” *Human and Ecological Risk Assessment*. Taylor and Francis Ltd. <https://doi.org/10.1080/713609922>.

Cerón García, M. C., A. Sánchez Mirón, J. M. Fernández Sevilla, E. Molina Grima, and F. García Camacho. 2005. “Mixotrophic Growth of the Microalga *Phaeodactylum Tricornutum*: Influence of Different Nitrogen and Organic Carbon Sources on Productivity and Biomass Composition.” *Process Biochemistry* 40 (1): 297–305.
<https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.01.016>.

Cydzik-Kwiatkowska, Agnieszka, and Magdalena Zielińska. 2016. “Bacterial Communities in Full-Scale Wastewater Treatment Systems.” *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 32 (4): 1–8. <https://doi.org/10.1007/S11274-016-2012-9/METRICS>.

Diksha, R. Kumar, S. Kumar, A. Kumari, and A. Panwar. 2024. “Biodegradation of Phenol-Rich Sewage Water Using Indigenous Bacterial Consortium: A Laboratory- to Plant-Scale Study.” *International Journal of Environmental Science and Technology* 21 (1): 817–32.
<https://doi.org/10.1007/s13762-023-04892-y>.

- Donoso, J. Mishell, and Blanca Rios-Touma. 2020. "Microplastics in Tropical Andean Rivers: A Perspective from a Highly Populated Ecuadorian Basin without Wastewater Treatment." *Heliyon* 6 (7). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04302>.
- Duan, Weiyan, Fanping Meng, Hongwu Cui, Yufei Lin, Guoshan Wang, and Jiangyue Wu. 2018a. "Ecotoxicity of Phenol and Cresols to Aquatic Organisms: A Review." *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.03.089>.
- Fan, Jie, Yue Chen, Tian C. Zhang, Bin Ji, and Liang Cao. 2020. "Performance of Chlorella Sorokiniana-Activated Sludge Consortium Treating Wastewater under Light-Limited Heterotrophic Condition." *Chemical Engineering Journal* 382 (February). <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122799>.
- Ge, Shijian, Shuang Qiu, Danielle Tremblay, Kelsey Viner, Pascale Champagne, and Philip G. Jessop. 2018. "Centrate Wastewater Treatment with Chlorella Vulgaris: Simultaneous Enhancement of Nutrient Removal, Biomass and Lipid Production." *Chemical Engineering Journal* 342 (June):310–20. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2018.02.058>.
- Goswami, Gargi, Bidhu Bhusan Makut, and Debasish Das. 2019. "Sustainable Production of Bio-Crude Oil via Hydrothermal Liquefaction of Symbiotically Grown Biomass of Microalgae-Bacteria Coupled with Effective Wastewater Treatment." *Scientific Reports* 9 (1): 1–12. <https://doi.org/10.1038/S41598-019-51315-5>
- Guadalupe, Juan José, Miguel Pazmiño-Vela, Gabriela Pozo, Wendy Vernaza, Valeria Ochoa-Herrera, Maria de Lourdes Torres, and Andres F. Torres. 2024. "Metagenomic Analysis of Microbial Consortia Native to the Amazon, Highlands, and Galapagos Regions of Ecuador with Potential for Wastewater Remediation." *Environmental Microbiology Reports* 16 (3). <https://doi.org/10.1111/1758-2229.13272>.
- Hamill, Philip G., Andrew Stevenson, Phillip E. McMullan, James P. Williams, Abiann D.R. Lewis, S. Sudharsan, Kath E. Stevenson, et al. 2020. "Microbial Lag Phase Can Be Indicative of, or

Independent from, Cellular Stress.” *Scientific Reports* 2020 10:1 10 (1): 1–20.
<https://doi.org/10.1038/s41598-020-62552-4>.

Huang, Leye, Jing Liang, and Jianfeng Zhang. 2024. “Screening of an Extremely Efficient Phenol-Degrading Bacterial Consortia HQ-01 and Its Superior Adaptability to Temperature and Phenol Concentration.” *Journal of Water Process Engineering* 59 (March):104970.
<https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2024.104970>.

Ibarra, Raquel, Darío Bolaños-Guerrón, and Luis Cumbal-Flores. 2024. “Evaluation of Physicochemical Parameters, Carbamazepine and Diclofenac as Emerging Pollutants in the Machángara River, Quito, Ecuador.” *Water (Switzerland)* 16 (7).
<https://doi.org/10.3390/w16071026>.

Irankhah, Sahar, Ahya Abdi Ali, Mohammad Reza Soudi, Sara Gharavi, and Bita Ayati. 2018. “Highly Efficient Phenol Degradation in a Batch Moving Bed Biofilm Reactor: Benefiting from Biofilm-Enhancing Bacteria.” *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 34 (11).
<https://doi.org/10.1007/s11274-018-2543-3>.

Khoo, Kuan Shiong, Wen Yi Chia, Kit Wayne Chew, and Pau Loke Show. 2021. “Microalgal-Bacterial Consortia as Future Prospect in Wastewater Bioremediation, Environmental Management and Bioenergy Production.” *Indian Journal of Microbiology* 61 (3): 262–69.
<https://doi.org/10.1007/S12088-021-00924-8/METRICS>.

Lenzuni, Martina, Giulia D’Agostino, Patrizia Perego, Attilio Converti, and Alessandro Alberto Casazza. 2025. “Insights into the Effects of Phenolic Compounds on the Growth of *Chlorella Vulgaris*: The Case of Olive Mill Wastewater.” *Science of the Total Environment* 958 (January).
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177944>.

Liu, Danxia, Xiaolong Yang, Lin Zhang, Yiyang Tang, Huijun He, Meina Liang, Zhihong Tu, and Hongxiang Zhu. 2022. “Immobilization of Biomass Materials for Removal of Refractory

Organic Pollutants from Wastewater.” *International Journal of Environmental Research and Public Health*. MDPI. <https://doi.org/10.3390/ijerph192113830>.

López-Patiño, Amanda M., Ana Cárdenas-Orrego, Andrés F. Torres, Danny Navarrete, Pascale Champagne, and Valeria Ochoa-Herrera. 2024. “Native Microalgal-Bacterial Consortia from the Ecuadorian Amazon Region: An Alternative to Domestic Wastewater Treatment.” *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology* 12. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2024.1338547>.

MAATE. 2015. “Texto Unificado de Legislación Secundaria Del Ministerio Del Ambiente: Libro VI de La Calidad Ambiental (TULSMA).” Quito, Ecuador.

Madigou, Céline, Simon Poirier, Chrystelle Bureau, and Olivier Chapleur. 2016. “Acclimation Strategy to Increase Phenol Tolerance of an Anaerobic Microbiota.” *Bioresource Technology* 216 (September):77–86. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.045>.

Michalowicz, J, and W Duda. 2006. “Phenol - Sources and Toxicity.”

Mohd, Ayaz. 2022. “Presence of Phenol in Wastewater Effluent and Its Removal: An Overview.” *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. Taylor and Francis Ltd. <https://doi.org/10.1080/03067319.2020.1738412>.

Mollo, Lorenzo, Filippo Drigo, Matteo Moglie, and Alessandra Norici. 2023. “Screening for Tolerance to Natural Phenols of Different Algal Species: Toward the Phycoremediation of Olive Mill Wastewater.” *Algal Research* 75 (September). <https://doi.org/10.1016/j.algal.2023.103256>.

Palacios, Oskar A., Blanca R. López, and Luz E. de-Bashan. 2022. “Microalga Growth-Promoting Bacteria (MGPB): A Formal Term Proposed for Beneficial Bacteria Involved in Microalgal–Bacterial Interactions.” *Algal Research* 61 (January):102585. <https://doi.org/10.1016/J.ALGAL.2021.102585>.

- Panigrahy, Namita, Ankita Priyadarshini, Mitali Madhusmita Sahoo, Akshaya Kumar Verma, Achlesh Daverey, and Naresh Kumar Sahoo. 2022. "A Comprehensive Review on Eco-Toxicity and Biodegradation of Phenolics: Recent Progress and Future Outlook." *Environmental Technology and Innovation*. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102423>.
- Pauta, Guillermina, María Velasco, Daniela Gutiérrez, Gabriela Vázquez, Santiago Rivera, Óscar Morales, and Andrea Abril. 2019. "Evaluación de La Calidad Del Agua de Los Ríos de La Ciudad de Cuenca, Ecuador." *MASKANA* 10 (2): 76–88. <https://doi.org/10.18537/mskn.10.02.08>.
- Pompelli, Marcelo, Marciel Teixeira de Oliveira, and Eugênia Cristina Pereira. 2013. "Spectrophotometric Determinations of Chloroplastidic Pigments in Acetone, Ethanol and Dimethylsulphoxide." <http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/2281>.
- Poursat, Baptiste A.J., Rob J.M. van Spanning, Pim de Voogt, and John R. Parsons. 2019. "Implications of Microbial Adaptation for the Assessment of Environmental Persistence of Chemicals." *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 49 (23): 2220–55. <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1607687>.
- Quijano, Guillermo, Juan S. Arcila, and Germán Buitrón. 2017. "Microalgal-Bacterial Aggregates: Applications and Perspectives for Wastewater Treatment." *Biotechnology Advances* 35 (6): 772–81. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2017.07.003>.
- Romera, E., F. González, A. Ballester, M. L. Blázquez, and J. A. Muñoz. 2006. "Biosorption with Algae: A Statistical Review." *Critical Reviews in Biotechnology* 26 (4): 223–35. <https://doi.org/10.1080/07388550600972153>;WEBSITE:WEBSITE:TFOPB;JOURNAL:JOURNAL:IBTY20;PAGEGROUP:STRING:PUBLICATION.
- Salama, El Sayed, Hyun Seog Roh, Subhabrata Dev, Moonis Ali Khan, Reda A.I. Abou-Shanab, Soon Woong Chang, and Byong Hun Jeon. 2019. "Algae as a Green Technology for Heavy

Metals Removal from Various Wastewater.” *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 35 (5): 1–19. <https://doi.org/10.1007/S11274-019-2648-3/METRICS>.

Shebl, Sara, Doaa A. Ghareeb, Safaa M. Ali, Nevine Bahaa El Din Ghanem, and Zakia A. Olama. 2024. “Aerobic Phenol Degradation Using Native Bacterial Consortium via Ortho–and Meta–Cleavage Pathways.” *Frontiers in Microbiology* 15. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1400033>.

Shong, Jasmine, Manuel Rafael Jimenez Diaz, and Cynthia H. Collins. 2012. “Towards Synthetic Microbial Consortia for Bioprocessing.” *Current Opinion in Biotechnology* 23 (5): 798–802. <https://doi.org/10.1016/J.COPBIO.2012.02.001>.

Silva Aires, Francisco Izaias da, Dayana Nascimento Dari, Isabelly Silveira Freitas, Jessica Lopes da Silva, José Roberto de Matos Filho, Kaiany Moreira dos Santos, Viviane de Castro Bizerra, et al. 2024. “Advanced and Prospects in Phenol Wastewater Treatment Technologies: Unveiling Opportunities and Trends.” *Discover Water* 4 (1). <https://doi.org/10.1007/s43832-024-00076-y>.

Toyama, Tadashi, Tsubasa Hanaoka, Koji Yamada, Kengo Suzuki, Yasuhiro Tanaka, Masaaki Morikawa, and Kazuhiro Mori. 2019. “Enhanced Production of Biomass and Lipids by *Euglena Gracilis* via Co-Culturing with a Microalga Growth-Promoting Bacterium, *Emticicia* Sp. EG3.” *Biotechnology for Biofuels* 12 (1): 1–12. <https://doi.org/10.1186/S13068-019-1544-2/FIGURES/7>.

United States Environmental Protection Agency (EPA). 2023. “Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms.”

Vinueza, Dayana, Valeria Ochoa-Herrera, Laurence Maurice, Esteban Tamayo, Lorena Mejía, Eduardo Tejera, and António Machado. 2021. “Determining the Microbial and Chemical Contamination in Ecuador’s Main Rivers.” *Scientific Reports* 11 (1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-96926-z>.

- Vinu, R., Sneha Polisetti, and Giridhar Madras. 2010. "Dye Sensitized Visible Light Degradation of Phenolic Compounds." *Chemical Engineering Journal* 165 (3): 784–97. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2010.10.018>.
- Vizcaino, Iván P., Enrique V. Carrera, Margarita Sanromán-Junquera, Sergio Muñoz-Romero, José Luis Rojo-Álvarez, and Luis H. Cumbal. 2016. "Spatio-Temporal Analysis of Water Quality Parameters in Machángara River with Nonuniform Interpolation Methods." *Water (Switzerland)* 8 (11). <https://doi.org/10.3390/w8110507>.
- Voloshenko-Rossin, A., G. Gasser, K. Cohen, J. Gun, L. Cumbal-Flores, W. Parra-Morales, F. Sarabia, F. Ojeda, and O. Lev. 2015. "Emerging Pollutants in the Esmeraldas Watershed in Ecuador: Discharge and Attenuation of Emerging Organic Pollutants along the San Pedro-Guayllabamba-Esmeraldas Rivers." *Environmental Science: Processes and Impacts* 17 (1): 41–53. <https://doi.org/10.1039/c4em00394b>.
- Wollmann, Felix, Stefan Dietze, Jörg Uwe Ackermann, Thomas Bley, Thomas Walther, Juliane Steingroewer, and Felix Krujatz. 2019. "Microalgae Wastewater Treatment: Biological and Technological Approaches." *Engineering in Life Sciences*. Wiley-VCH Verlag. <https://doi.org/10.1002/elsc.201900071>.
- Wu, Ping, Zhaofei Zhang, Yeling Luo, Yunpeng Bai, and Jianhua Fan. 2022. "Bioremediation of Phenolic Pollutants by Algae - Current Status and Challenges." *Bioresource Technology* 350 (April):126930. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2022.126930>.
- Zhang, Caisong, Xiuju Wang, Zhun Ma, Zhen Luan, Yingying Wang, Zhongpeng Wang, and Ligu Wang. 2019. "Removal of Phenolic Substances from Wastewater by Algae. A Review." *Environmental Chemistry Letters* 2019 18:2 18 (2): 377–92. <https://doi.org/10.1007/S10311-019-00953-2>.

Zhou, Ying, Shiling Zheng, and Wei Qin. 2024. "Electrochemical Biochemical Oxygen Demand Biosensors and Their Applications in Aquatic Environmental Monitoring." *Sensing and Bio-Sensing Research* 44 (June). <https://doi.org/10.1016/j.sbsr.2024.100642>.

6. ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO A: Propagación del inóculo microalga-bacteria.....	56
ANEXO B: Montaje de bioensayos.....	57
ANEXO C: Resultados de la biodegradación de fenol en bioensayos	58
ANEXO D: Resultados de evaluación del crecimiento microbiano.....	59

ANEXO A: Propagación del inóculo microalga-bacteria

ANEXO B: Montaje de bioensayos



ANEXO C: Resultados de la biodegradación de fenol en bioensayos

Los valores representan el promedio (n= 2)					
Fenol (mg L⁻¹)	ID muestra	0 día	3 día	6 día	9 día
6	CMB	5.59	0.84	0.23	0.20
	AB	6.08	6.67	6.46	6.79
	AC	2.94	13.71	4.22	9.35
60	CMB	54.35	2.18	3.32	2.18
	AB	56.33	59.24	67.16	70.04
	AC	61.30	52.77	33.35	49.84
120	CMB	75.26	3.90	5.76	4.67
	AB	101.74	129.64	140.08	133.60
	AC	86.39	113.15	94.01	88.09

ANEXO D: Resultados de evaluación del crecimiento microbiano

Sólidos suspendidos volátiles en bioensayos en mg L-1

Los valores representan el promedio (n= 3)

ID muestra	0 día	3 día	6 día	9 día
AB 6	151.67 ± 0.00	180.00 ± 0.02	236.67 ± 0.01	227.00 ± 0.04
AB 60	156.67 ± 0.01	212.00 ± 0.02	188.33 ± 0.03	255.00 ± 0.03
AB 120	173.33 ± 0.02	218.00 ± 0.01	258.33 ± 0.02	273.00 ± 0.02
AC 6	448.33 ± 0.01	460.00 ± 0.00	440.00 ± 0.04	490.00 ± 0.00
AC 60	450.00 ± 0.00	465.00 ± 0.00	468.33 ± 0.3	530.00 ± 0.02
AC 120	425.00 ± 0.01	455.00 ± 0.02	423.33 ± 0.02	488.00 ± 0.03
CMB 6	431.67 ± 0.01	483.00 ± 0.01	526.67 ± 0.01	688.00 ± 0.02
CMB 60	443.33 ± 0.01	528.00 ± 0.03	555.00 ± 0.03	620.00 ± 0.04
CMB 120	466.67 ± 0.03	495.00 ± 0.01	545.00 ± 0.01	638.00 ± 0.02

Clorofila en bioensayos en mg L-1

Los valores representan el promedio (n= 3)

ID muestra	0 día	3 día	6 día	9 día
AB 6	0.0E+00 ± 0.00	0.0E+00 ± 0.00	0.0E+00 ± 0.00	0.0E+00 ± 0.00
AB 60	0.0E+00 ± 0.00	0.0E+00 ± 0.00	1.9E-04 ± 0.03	1.7E-05 ± 0.00
AB 120	1.0E-03 ± 0.00	0.0E+00 ± 0.00	0.0E+00 ± 0.00	0.0E+00 ± 0.00
AC 6	2.8E-02 ± 0.00	1.8E-02 ± 0.00	1.1E-02 ± 0.00	5.3E-03 ± 0.00
AC 60	2.2E-02 ± 0.01	1.7E-02 ± 0.00	3.7E-03 ± 0.00	6.7E-04 ± 0.00
AC 120	5.2E-02 ± 0.00	2.0E-02 ± 0.00	6.7E-03 ± 0.00	2.7E-03 ± 0.00
CMB 6	2.4E-02 ± 0.00	1.8E-01 ± 0.01	2.5E-01 ± 0.02	3.0E-01 ± 0.01
CMB 60	2.8E-02 ± 0.01	7.8E-02 ± 0.00	2.2E-01 ± 0.04	2.7E-01 ± 0.01
CMB 120	2.0E-02 ± 0.00	2.1E-01 ± 0.02	2.2E-01 ± 0.01	3.0E-01 ± 0.01