

UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE INGENIERÍA
FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE



**Fitorremediación asistida con bacterias y biocarbón para el
tratamiento de aguas residuales agrícolas de la margen izquierda
del rio Tumbes**

TESIS para optar el título profesional de Ingeniero Forestal y Medio
Ambiente

Autor:

Bach. Zevallos Ynfante Francisco Daniel

Tumbes, 2025

UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE INGENIERÍA
FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE



**Fitorremediación asistida con bacterias y biocarbón para el
tratamiento de aguas residuales agrícolas de la margen izquierda
del rio Tumbes**

Tesis aprobada en forma y estilo por:

Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cerro (presidente)

CODIGO ORCID: 0000-0001-6096-0183

Dr. Eber Leopoldo Herrera Palacios (secretario)

CODIGO ORCID: 0000-0002-7255-9087

Mg. John Henry Rimaycuna Ramirez (vocal-asesor)

CODIGO ORCID: 0000-0002-2767-9733

Tumbes, 2025

UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE INGENIERÍA
FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE



**Fitorremediación asistida con bacterias y biocarbón para el
tratamiento de aguas residuales agrícolas de la margen izquierda
del rio Tumbes**

Los suscritos declaramos que la tesis es original en su contenido y forma.

Bach. Francisco Daniel Zevallos Ynfante (Autor)


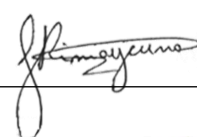

CODIGO ORCID: 0009-0000-4092-6949

Mg. John Henry Rimaycuna Ramírez (Asesor)

CODIGO ORCID: 0000-0002-2767-9733

Mg. Erick Antonio Suarez Peña (Co asesor)

CODIGO ORCID: 0000-0003-0137-8251

Tumbes, 2025

Acta de sustentación de tesis



UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
EX FUNDO FISCAL LA CRUZ-CAMPUS UNIVERSITARIO
SECRETARIA ACADÉMICA



ANEXO VIII

"Día de la recuperación y consolidación de la economía peruana"

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS PRESENCIAL




En Tumbes, a los veintiséis días del mes de agosto de dos mil veinticinco, siendo las doce horas, con veinte minutos (20), de la tarde, de forma presencial en el Aula F1-Escuela de Forestal-Ciudad Universitaria, se reunieron el Jurado Calificador, designado por Resolución N° 199-2024/UNTUMBES-VRACAD-FCA-D., **Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cerro** (Presidente), **Dr. Eber leopoldo Herrera Palacios** (Secretario), **Mg. John Rimaycuna Ramirez** (Vocal), reconociendo en la misma resolución además, al **Mg. John Rimaycuna Ramirez**, como **Asesor**, se procedió a evaluar, calificar y deliberar la sustentación de la tesis, "**Fitorremediación asistida con bacterias y biocarbón para el tratamiento de aguas residuales agrícolas de la margen izquierda del río Tumbes.**", para optar el Título Profesional de Ingeniero Forestal y Medio Ambiente, presentado por el **Bach. Francisco Zevallos Ynfante**, Concluida la sustentación y absueltas las preguntas, por parte del sustentante y después de la deliberación, el jurado según el artículo N° 75 del Reglamento de Tesis para Pregrado y Posgrado de la Universidad Nacional de Tumbes, declara al: **Bach. FRANCISCO ZEVALLOS YNFANTE;** Aprobado por unánimemente, con el calificativo Buena.

Se hace conocer al sustentante, que deberá levantar las observaciones finales hechas al informe final de tesis, que el jurado le indica.

En consecuencia, queda Apto para continuar con los trámites correspondientes a la obtención del título profesional de Ingeniero Forestal y Medio Ambiente, de conformidad con lo estipulado en la Ley Universitaria N° 30220, el Estatuto, Reglamento General, Reglamento General de Grados y Títulos y Reglamento de Tesis de la Universidad Nacional de Tumbes.

Siendo las once horas y cinco minutos del mismo día, se dio por concluida la ceremonia académica, procediendo a firmar el acta en presencia del público asistente.

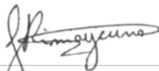
Tumbes, 26 de Agosto 2025

	
Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cerro DNI N° 80661595 CODIGO ORCID 0000-0001-6096-0183 Presidente	Dr. Eber leopoldo Herrera Palacios DNI N° 42450218 CODIGO ORCID 0000-0002-7255-9087 Secretario
	
Mg. John Rimaycuna Ramirez DNI N°: 70047386 CODIGO ORCID 0000-0002-2767-9733 Vocal	

C.C. - JURADOS (03) -ASESOR Y(CO)-INTERESADO-ARCHIVO (Decanato)
 S.acad.

Fitorremediación asistida con
bacterias y biocarbón para el
tratamiento de aguas
residuales agrícolas de la
margen izquierda del río
Tumbes

por Francisco Daniel ZEVALLOS YNFANTE



Mg. John Henry Rimaycuna Ramírez
CODIGO ORCID: 0000-0002-2767-9733

Fecha de entrega: 09-sept-2025 07:12p. m. (UTC-0500)
Identificador de la entrega: 2746543519
Nombre del archivo: Archivo_Tesis_ZevallosYnfante_T.docx (50.77M)
Total de palabras: 14569
Total de caracteres: 78492

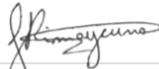
Fitorremediación asistida con bacterias y biocarbón para el tratamiento de aguas residuales agrícolas de la margen izquierda del río Tumbes

INFORME DE ORIGINALIDAD

5% INDICE DE SIMILITUD	5% FUENTES DE INTERNET	3% PUBLICACIONES	1% TRABAJOS DEL ESTUDIANTE
----------------------------------	----------------------------------	----------------------------	--------------------------------------

FUENTES PRIMARIAS

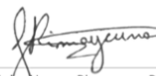
1	hdl.handle.net Fuente de Internet	1%
2	www.coursehero.com Fuente de Internet	1%
3	downloads.hindawi.com Fuente de Internet	<1%
4	venus.santafe-conicet.gov.ar Fuente de Internet	<1%
5	repositorio.unap.edu.pe Fuente de Internet	<1%
6	es.scribd.com Fuente de Internet	<1%
7	repositorio.espe.edu.ec Fuente de Internet	<1%
8	www.dspace.espol.edu.ec Fuente de Internet	<1%
9	www.miteco.gob.es Fuente de Internet	<1%
10	doczz.net Fuente de Internet	<1%
11	fdocuments.mx Fuente de Internet	<1%
12	doczz.es Fuente de Internet	<1%
13	E. M. Rodríguez Rodríguez, M. T. Sanz Alaejos, C. Díaz Romero. "NIVELES DE SELENIO EN AGUAS POTABLES DE CANARIAS SELENIUM LEVELS IN DRINKING WATER OF CANARY ISLANDS (SPAIN) NIVEIS DE SELENIO EN	<1%


 Mg. John Henry Rimaycuna Ramírez
 CODIGO ORCID: 0000-0002-2767-9733

AUGAS POTABLES DE CANARIAS", Ciencia y
Tecnología Alimentaria, 2003

Publicación

14	Zuñiga Sanchez, Higinio Alberto. "Bioadsorción de iones Cromo (VI) y Cadmio (II) de soluciones acuosas con gel tanico de corteza de queñua (Polylepis spp)", Universidad Nacional del Altiplano de Puno (Peru) Publicación	<1 %
15	repositorio.continental.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
16	www.bahiablanca.gov.ar Fuente de Internet	<1 %
17	livrosdeamor.com.br Fuente de Internet	<1 %
18	Submitted to Universidad Manuela Beltrán Virtual Trabajo del estudiante	<1 %
19	repositorio.utn.edu.ec Fuente de Internet	<1 %
20	Mamani Uturunco, German. "Parasitosis de Orestias del Lago Titicaca de mayor importancia socioeconómica en correlación con los factores fisicoquímicos y bacteriológicos", Universidad Nacional del Altiplano de Puno (Peru) Publicación	<1 %
21	www.agrociencia-colpos.org Fuente de Internet	<1 %
22	CESEL S A. "Primera MEIA de la Unidad Minera Casapalca-IGA0000614", R.D. N° 188 -2019-SENACE-PE/DEAR, 2020 Publicación	<1 %
23	Submitted to Corporación Universitaria Autónoma del Cauca Trabajo del estudiante	<1 %
24	rlc.cgnet.com Fuente de Internet	<1 %



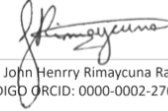
Mg. John Henry Rimaycuna Ramirez
CODIGO ORCID: 0000-0002-2767-9733

25

INSIDEO SOCIEDAD ANONIMA CERRADA -
INSIDEO S.A.C.. "ITS del Proyecto Ampliación
de la Potencia Instalada de la Central
Hidroeléctrica La Virgen-IGA0001257", R.D. N°
052-2016-MEM/DGAAE, 2020

Publicación

<1%



Mg. John Henry Rimaycuna Ramirez
CODIGO ORCID: 0000-0002-2767-9733

Excluir citas

Apagado

Excluir coincidencias < 15 words

Excluir bibliografía

Apagado

DEDICATORIA

A Dios, por ser mi guía y fortaleza.

A mis padres, Francisco y Yuliana, por su amor incondicional y por enseñarme a nunca rendirme.

AGRADECIMIENTO

En primer lugar, agradezco con todo mi corazón a Dios, por ser mi guía y refugio constante.

A mi amada familia, les dedico este logro con todo mi cariño y gratitud. A mis abuelos Félix, María y Sunciona, por sus consejos, amor y ejemplo de vida. A mis padres, Francisco y Yuliana, gracias por su entrega, su fe en mí y por ser mi motor incansable. A mis tíos, especialmente a Yasmani, Vilma, Perla y Tatiana, por estar siempre presentes con palabras de ánimo. A mis hermanos Mathias, Calet y Saraí, que con su alegría me llenan de energía y motivación. Y a mi pareja Daniella, por acompañarme con paciencia, amor y comprensión durante todo este proceso; gracias por estar a mi lado en cada paso.

Extiendo también mi sincero agradecimiento a mis asesores, Mg. John Henry Rimaycuna Ramírez y Mg. Erick Antonio Suarez Peña, por su orientación, tiempo y valiosos aportes durante el desarrollo de esta tesis. Su guía académica y humana ha sido fundamental para la consolidación de este trabajo. De igual forma, agradezco profundamente a mis compañeros Percy, Armando, Alonso y Yetsin, por su apoyo en campo, disposición y por compartir conmigo el compromiso de sacar adelante este proyecto.

Finalmente, agradezco al proyecto Blue Deal, aliado con la Autoridad Nacional del Agua – Tumbes, Universidad Nacional de Tumbes, por brindar el financiamiento necesario para la ejecución de esta investigación. También agradecer al proyecto “Desarrollo de un kit de detección múltiple de bacterias indicadoras de contaminación de As y/o metales pesados en ambientes acuáticos, validado mediante técnicas moleculares” cuyo responsable es el Dr. Eber Leopoldo Herrera Palacios, por permitirme hacer uso de ceparios bacterianos.

ÍNDICE GENERAL

I.	Introducción	19
II.	Revisión de literatura	22
2.1.	Aguas residuales Agrícolas	22
2.1.1.	Fuentes de contaminación de aguas residuales agrícolas	22
2.2.	Remediación	23
2.2.1.	Fitorremediación	24
2.3.	Biorremediación	29
2.3.1.	Microrganismos.....	29
2.4.	Adsorción	30
2.4.1.	Biocarbón.....	31
2.5.	Antecedentes	32
III.	Materiales y métodos.....	34
3.1.	Selección de material vegetal	34
3.1.1.	Recolección de muestra vegetal	36
3.1.2.	Acondicionamiento de la muestra vegetal	36
3.2.	Selección de bacterias potenciales	38
3.2.1.	Reactivación bacteriana.....	38
3.2.2.	Selección por detección de CMI (Concentraciones mínimas inhibitorias)	
	40	
3.3.	Elaboración del sistema de biofiltros.....	41
3.3.1.	Elaboración de Galpón para monitoreo	41
3.4.	Selección de área de muestreo de agua residual agrícola	41
3.4.1.	Recolección de agua residual agrícola	43
3.4.2.	Caracterización del agua residual agrícola	45
3.5.	Implementación de tratamientos	49

3.5.1.	Acondicionamiento de las unidades experimentales (peceras)	49
3.5.2.	Optimización del Medio Acuoso para la introducción de Bacterias	49
3.5.3.	Aplicación del agua residual agrícola.....	50
3.5.4.	Parámetros morfológicos en la selección de especies fitorremediadoras.	51
3.5.5.	Masificación bacteriana	51
3.5.6.	Introducción del inóculo bacteriano masificado	52
3.5.7.	Fase de adsorción de los tratamientos	52
IV.	Resultado y discusión	53
4.1.	Concentración mínima inhibitoria (CMI).....	53
4.2.	Evaluación de la calidad del agua.....	56
4.2.1.	Parámetros de campo.....	56
4.2.2.	Parámetros físicos	65
4.2.3.	Parámetros bioquímicos	69
4.2.4.	Parámetros microbiológicos.....	81
V.	Conclusiones y recomendaciones	82
5.1.	Conclusiones	82
5.2.	Recomendaciones	83
VI.	Referencias bibliográficas.....	84
VII.	ANEXOS.....	103

Índice de tabla

Tabla 1. Familias de macrófitos acuáticas utilizadas en fitorremediación y los contaminantes que remueven, según diversos estudios.	26
Tabla 2. Mecanismos sinérgicos planta-bacteria en la remediación de aguas contaminadas con metales pesados	30
Tabla 3. Variables que condicionan la dinámica de interacción adsorbente–adsorbato	31
Tabla 4. Observaciones durante el período de aclimatación (0-15 días) de Eichhornia crassipes y Lemna minor.....	37
Tabla 5. Análisis filogenético de bacterias investigadas; elaboración: Gonzales Ladines (2024)	39
Tabla 6. Criterios de recolección y traslado de muestras de aguas residuales	43
Tabla 7. Descripción de tratamientos	50
Tabla 8 Densidad óptica de 0,8 (B1-B2-B3).....	52
Tabla 9. Medida de densidad óptica para el monitoreo del crecimiento bacteriano. .	53
Tabla 10. Conteo del crecimiento de las bacterias con concentración de ICP multi-element standard solution IV.	54
Tabla 11. Nivel de remoción (%) de los parámetros fisicoquímicos en los diferentes tratamientos.....	74
Tabla 12. Concentración de metales pesados y arsénico (mg/L) en agua residual agrícola al inicio (M1) día 0 y al final del tratamiento (T1–T8) día 13.	76
Tabla 13. Nivel de remoción (%) de metales pesados y arsénico en los diferentes tratamientos.....	79

Índice de figuras

Figura 1. Una presentación esquemática de diferentes enfoques de fitorremediación por plantas; extraído de Rehman et al. (2025)	24
Figura 2. Interacción de los exudados radiculares del jacinto de agua (<i>Eichhornia crassipes</i>) con metales pesados y microorganismos en la rizosfera.....	25
Figura 3. Mecanismos moleculares de resistencia y tolerancia a metales pesados en plantas acuáticas utilizadas en fitorremediación Mandal et al. (2025).....	28
Figura 4. Mapa de Ubicación del material vegetal – (A) Jacinto de agua (<i>Eichhornia crassipes</i>) – (B) Lenteja de agua (<i>Lemna minor</i>) – Distritos (Corrales, Pampas de hospital).....	35
Figura 5. Procedimiento experimental para la determinación de CMI.	40
Figura 6. Diagrama del sistema de biofiltro	41
Figura 7. Mapa de ubicación de área de muestreo Dren Agrícola – Margen Izquierda del Rio Tumbes.....	42
Figura 8. Recolección de agua residual proveniente del dren agrícola MI. (A) Llenado de un bidón de 20 L. (B) Almacenamiento de agua residual	44
Figura 9. Concentración de oxígeno disuelto (mg/L) en los tratamientos T1 a T8 durante los muestreos M1 a M4.	57
Figura 10. Comportamiento del pH en los tratamientos T1 a T8 a lo largo de los muestreos.....	58
Figura 11. Comportamiento de la turbidez en los tratamientos T1 a T8 a lo largo de los muestreos.	60

Figura 12. Comportamiento de la Conductividad Eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en diferentes tratamientos durante los muestreos M1–M4.	61
Figura 13. Comportamiento de la temperatura ($^{\circ}\text{C}$) en los tratamientos (T1–T8) durante los muestreos M1–M4	63
Figura 14. Comportamiento de la salinidad en los tratamientos T1 a T8 durante los muestreos.....	64
Figura 15. Comportamiento de los sólidos totales en los tratamientos T1 a T8 a lo largo de los muestreos.	65
Figura 16. Comportamiento de los sólidos suspendidos en los tratamientos T1 a T8 a lo largo de los muestreos.	67
Figura 17. Comportamiento de los sólidos sedimentables en los tratamientos T1 a T8 a lo largo de los muestreos.	68
Figura 18. Comportamiento de DBO en los tratamientos T1 a T8 a lo largo de los muestreos.....	69
Figura 19. Comportamiento de los fosfatos en los tratamientos T1 a T8 a lo largo de los muestreos.	71
Figura 20. Comportamiento de los nitratos en los tratamientos T1 a T8 a lo largo de los muestreos.	73
Figura 21. Comportamiento de los coliformes termotolerantes en los tratamientos T1 a T8 a lo largo de los muestreos	81

Índice de anexos

Anexo 1. Valores iniciales de los parámetros evaluados en el agua residual.....	103
Anexo 2. A. Crecimiento bacteriano en luria bertani B. Lectura de cepas bacterianas en el espectrofotómetro NOVA 60A C. Caldo luria Bertani en tubos falcón de 50mL D. Inoculación de 10ml de cepas bacterianas en caldo luria Bertani.	104
Anexo 3. Crecimiento de 3 mg/L de solución multielemental: A. Cepa bacteriana B-12, B. Cepa bacteriana B-3 C. cepa bacteriana B-7, D. cepa bacteriana B-1.....	105
Anexo 4. Acondicionamiento de planta acuática Jacinto de agua A. Recolección, B. Selección de mejores individuos, C. Eliminación de impurezas, D. Acondicionamiento.	106
Anexo 5. Vista lateral del crecimiento de biomasa de lenteja de agua,.....	107
Anexo 6. Preparación de los tratamientos A. Vertimiento de agua residual B. Colocación de cerco de protección	107
Anexo 7. Inoculación de cepas bacterianas al sistema de biofiltros	108
Anexo 8. Determinación de parámetros de campo.....	108
Anexo 9. Determinación de la DBO A. Siembra del inculo B. Medición de la DBO5 final.....	109
Anexo 10. Determinación de coliformes termotolerantes: A. Negativo B. Positivo.	109
Anexo 11. Determinación de nitratos: A. Muestreo inicial, B. Muestreo final	110
Anexo 12. Determinación de fosfatos: A. Muestreo inicial, B. Muestreo final	110
Anexo 13. Elementos metales pesados ICP multi-element standard IV.....	111

Resumen

La contaminación de aguas residuales agrícolas por nutrientes y metales pesados constituye un riesgo ambiental y sanitario, deteriorando la calidad de los ecosistemas acuáticos. Este estudio utilizó la técnica de fitorremediación asistida con bacterias y biocarbón para el tratamiento de aguas residuales agrícolas de la margen izquierda del río Tumbes mediante un sistema de biofiltros. Se seleccionaron tres cepas bacterianas resistentes a metales pesados mediante pruebas de Concentración Mínima Inhibitoria (CIM). Asimismo, se seleccionaron macrófitas acuáticas con potencial remediador como: jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) y lenteja de agua (*Lemna minor*), que fueron recolectadas del dren de descarga de aguas residuales agrícolas de la margen izquierda del río Tumbes y agua superficial de la quebrada de Cabuyal respectivamente, que fueron implementados mediante un sistema de biofiltros secuenciales de dos fases (Macrófitas acuáticas con cepas bacterianas y biocarbón de raquis de banano), con un periodo de retención de 20 días. Los tratamientos integrados lograron alta eficiencia en la remoción de parámetros fisicoquímicos: 98 % en turbidez (de 103 a 1,92 UNT), 97 % sólidos totales (de 3602 a 116 mg/L), 88 % sólidos suspendidos (de 104,9 a 12,2 mg/L), 79 % DBO (de 302,5 a 63,7 mg/L), 100 % NO₃ (de 11,24 a 0,00 mg/L) y 97 % PO₄ (de 16,22 a 0,52 mg/L). En cuanto a metales pesados, se registraron remociones máximas de: 100 % de Mn (0,774 a 0,004 mg/L), 100 % Fe (1,488 a 0,071 mg/L), 86 % Pb (0,007 a 0,001 mg/L) y 97 % Co (0,001 a 0,0001 mg/L). Los resultados evidencian el efecto sinérgico entre plantas acuáticas, bacterias y biocarbón, consolidando esta técnica como una alternativa sostenible y efectiva para el tratamiento de aguas residuales agrícolas.

Palabras clave: Fitorremediación, bacterias, biocarbón, aguas residuales, metales pesados, macrófitas acuáticas.

Abstract

The contamination of agricultural wastewater by nutrients and heavy metals constitutes an environmental and health risk, deteriorating the quality of aquatic ecosystems. This study used bacteria- and biochar-assisted phytoremediation to treat agricultural wastewater from the left bank of the Tumbes River using a biofilter system. Three heavy metal-resistant bacterial strains were selected using Minimum Inhibitory Concentration (MIC) tests. Aquatic macrophytes with remediation potential were also selected, such as water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and duckweed (*Lemna minor*), which were collected from the agricultural wastewater discharge drain on the left bank of the Tumbes River and surface water of the Cabuyal Creek, respectively. These were implemented using a two-phase sequential biofilter system (aquatic macrophytes with bacterial strains and banana rachis biochar), with a 20 day retention period. The integrated treatments achieved high efficiency in the removal of physicochemical parameters: 98% in turbidity (from 103 to 1.92 NTU), 97% total solids (from 3602 to 116 mg/L), 88% suspended solids (from 104.9 to 12.2), 79% BOD (from 302.5 to 63.7 mg/L), 100% NO₃ (from 11.24 to 0.00 mg/L) and 97% PO₄ (from 16.22 to 0.52 mg/L). Regarding heavy metals, maximum removals were recorded of 100% Mn (0.774 to 0.004 mg/L), 100% Fe (1.488 to 0.071 mg/L), 86% Pb (0.007 to 0.001 mg/L) and 97% Co (0.001 to 0.0001 mg/L). The results demonstrate the synergistic effect between aquatic plants, bacteria and biochar, consolidating this technique as a sustainable and effective alternative for the treatment of agricultural wastewater.

Keywords: Phytoremediation, bacteria, biochar, wastewater, heavy metals, aquatic macrophytes.

I. Introducción

El agua representa un recurso indispensable para la realización de las diferentes actividades humanas (Liu et al., 2025). Sin embargo, con el acelerado crecimiento del desarrollo industrial y poblacional, numerosas fuentes de recurso hídrico se encuentran contaminadas (Santana et al., 2020).

En la agricultura, el uso de fertilizantes y pesticidas provoca que estos compuestos sean arrastrados a través del riego, los cuales finalmente desembocan en los drenajes agrícolas, llegando finalmente a cuerpos de agua como ríos u océanos (Soleimani et al., 2023). Entre estos contaminantes tenemos metales tóxicos, cuya presencia, incluso en bajas concentraciones representa una amenaza significativa tanto para el medio ambiente como para la salud humana, debido a su toxicidad, persistencia y capacidad de bioacumulación (Savic et al., 2025).

Por lo tanto, es esencial promover el desarrollo de tecnologías asequibles y económicas para mejorar la calidad de las aguas residuales. Actualmente se han desarrollado diversas tecnologías en los campos físico, químico y biológico, como la flotación (Junior et al., 2025), precipitación (Kowallis et al., 2025), oxidación (Zhu et al., 2025), extracción por solventes (Zhang et al., 2024), evaporación (J. Li et al., 2025), adsorción de carbono (Mustafa et al., 2025), intercambio iónico (Stocker & Ellersdorfer, 2025), filtración por membranas, electroquímica (Bose et al., 2025), biodegradación (Sesay et al., 2025) y fitorremediación (Raza et al., 2023).

La técnica de fitorremediación ha demostrado ser eficiente y económicamente viable, en comparación con los métodos de tratamiento convencionales (Chen et al., 2024). Esta técnica permite emplear plantas para depurar aguas residuales, aprovechando la capacidad de sus raíces, para absorber nutrientes de dicha agua (Sojitra et al., 2024). Entre las especies más estudiadas y utilizadas en esta técnica se encuentran: el alga verde (*Chlorella vulgaris*) (Jijingi et al., 2025), el helecho de agua (*Azolla filiculoides*) (Biswas & Ganesan, 2024), la lechuguilla de agua (*Pistia stratiotes*) (Coelho et al., 2025), jacinto de

agua (*Eichhornia crassipes*) (Gusti Wibowo et al., 2023), y la lenteja de agua (*Lemna minor*) (Farid et al., 2022).

El jacinto de Agua (*Eichhornia crassipes*), presenta ciertas características que van a favor del uso de esta tecnología, como es la capacidad de intercambio catiónico, que facilita la retención de nutrientes, ayudando a prevenir la contaminación (Vásquez et al., 2023). De igual manera, la lenteja de agua (*Lemmar Minor L*) también ha mostrado resultados óptimos en la eliminación del 100% del Cu en medios acuosos (Al-Baldawi et al., 2022). En sistemas de fitorremediación más avanzados, la eficiencia del proceso puede incrementarse significativamente, a través de la interacción simbiótica con microorganismos, dando lugar a lo que se conoce como fitorremediación asistida (Xiao et al., 2023).

Los microorganismos actúan en la mejora de la solubilidad de los metales pesados, debido a la producción de ácidos orgánicos, polisacáridos, además de ser promotores del crecimiento de las plantas (Nawaz et al., 2024). El crecimiento y la biomasa de las plantas influyen directamente en los efectos de la fitorremediación por parte de los microorganismos, principalmente las especies *Bacillus* y *Pseudomonas* que pueden mejorar la fitorremediación al fomentar el crecimiento de las plantas (Girokar et al., 2021). Como complemento de la fitorremediación asistida; la técnica de adsorción ha demostrado eficacia en la eliminación de contaminantes; empleando materiales como biocarbón (Lu et al., 2025), carbón activado (Dermawan et al., 2025), arcillas modificadas (Russo et al., 2025) y residuos agroindustriales (dos Santos Silva et al., 2025), valorados por su porosidad, bajo costo y compatibilidad ambiental.

El biocarbón (Bc) no solo adsorbe diversos contaminantes de manera efectiva, sino que también facilitan el crecimiento de microorganismos y plantas (Chang et al., 2022). El Bc acelera las reacciones redox que transforman y degradan los contaminantes (Chand et al., 2021).

En relación a lo anterior, el propósito de esta investigación es evaluar la eficiencia de la fitorremediación utilizando *Eichhornia crassipes* y *Lemna minor*, asistida con bacterias tolerantes a metales pesados y biocarbón de raquis de banano, en el tratamiento de aguas residuales agrícolas de la margen izquierda del río Tumbes.

II. Revisión de literatura

2.1. Aguas residuales Agrícolas

El uso del agua en actividades domésticas, industriales y agrícolas generan aguas residuales que, como consecuencia de su deterioro, requieren de un tratamiento previo antes de poder ser reutilizadas para su propósito original, especialmente las de origen industrial, contienen una gran variedad de compuestos químicos, algunos de los cuales implican una amenaza significativa para la salud de las personas, la vida silvestre y el equilibrio del medio ambiente en general (Salameh et al., 2018).

2.1.1. Fuentes de contaminación de aguas residuales agrícolas

Las prácticas agrícolas con el paso del tiempo, ha evidenciado un aumento en los niveles de contaminación ambiental, debido al uso excesivo de plaguicidas, fertilizantes y pesticidas (Zangiabadi et al., 2019). Los cuales introducen al agua compuestos como nitratos, fosfatos, metales pesados y residuos orgánicos (S. Ali et al., 2021); elevando la DBO, y favoreciendo la presencia de microorganismos (Pathak et al., 2022).

Aunque los plaguicidas, fertilizantes y pesticidas son altamente efectivos para aumentar la productividad agrícola, su persistencia y transformación en el ambiente pueden generar efectos adversos a largo plazo si no se gestionan adecuadamente (Fu et al., 2020). Además, su uso frecuente ha contribuido a la presencia de residuos en el entorno, especialmente en fuentes de agua subterránea, agua residual y superficial (Sharma et al., 2019). Los herbicidas pueden llegar a ingresar al ambiente por distintos caminos, entre ellos el arrastre por escorrentía, la filtración a través del suelo, o mediante las precipitaciones atmosféricas (Hazaraimi et al., 2022).

Las elevadas concentraciones de nitratos (NO_3^-) y nitritos (NO_2^-), comúnmente producto de la aplicación intensiva de fertilizantes en cultivos, pueden desencadenar procesos de eutrofización y resultar tóxicas para los organismos acuáticos (Cardiff et al., 2023).

Por otra parte, la materia orgánica, en conjunto con la actividad de microorganismos y su descomposición, contribuye a la disminución del oxígeno disuelto (OD), lo cual pone en riesgo tanto la vida acuática como el equilibrio del ecosistema (Bouchaala et al., 2025). Asimismo, niveles elevados de salinidad y conductividad eléctrica, frecuentemente vinculados con la erosión del suelo y la escorrentía superficial, restringen el uso del recurso hídrico, especialmente en actividades de riego (He et al., 2021).

Ante este panorama, la presente investigación se plantea como una respuesta necesaria, al proponer alternativas para la mejorar en la gestión de los recursos hídricos; estrategias alternativas como la reutilización y la implementación de sistemas de distribución más eficientes para reducir la creciente brecha entre la disponibilidad y la demanda de agua (Rezaee et al., 2021). Ante estos desafíos, la gestión sostenible del agua, especialmente en el sector agrícola en zonas con escasez de agua y vulnerabilidad climática; la remediación se perfila como una técnica clave para abordar eficazmente (Christou et al., 2024).

2.2. Remediación

Un conjunto de técnicas y métodos diseñados para disminuir, eliminar o neutralizar contaminantes en un entorno afectado, con el propósito de restaurar sus condiciones originales o reducir los riesgos para la salud humana y el medio ambiente (Goicochea-Trelles & Garcia-Lopez, 2022).

En el caso del agua, la remediación tiene como objetivo tratar diversos contaminantes, como materia orgánica, metales pesados, nutrientes o patógenos, utilizando enfoques físicos, químicos o biológicos, según las características del problema y el entorno (Rodrigues, 2024).

Entre las estrategias biológicas más destacadas se encuentran la fitorremediación y biorremediación, dos métodos sostenibles que aprovechan la actividad de organismos vivos para transformar o eliminar contaminantes de manera eficiente y ecológica (Cornejo et al., 2018).

2.2.1. Fitorremediación

Es una técnica de descontaminación basada en el uso de plantas. Esta ha sido propuesta como una alternativa viable para la eliminación de metales pesados en zonas afectadas, destacando por ser una opción económica y ambientalmente amigable. (Ismail et al., 2025).

Basándose en las capacidades fisiológicas y bioquímicas inherentes de ciertas especies de plantas, que tienen la capacidad de absorber, resistir y neutralizar tanto metales pesados como compuestos orgánicos presentes en el medio ambiente (Bashir et al., 2024).

Los mecanismos involucrados en este proceso incluyen la fitoestabilización, que consiste en la adsorción de contaminantes en las raíces; la rizodegradación, donde los contaminantes se degradan en la rizosfera; y fitoextracción, mediante la cual las plantas incorporan y concentran contaminantes del suelo o del agua en sus tejidos (Khan et al., 2022; Saravanan et al., 2021).

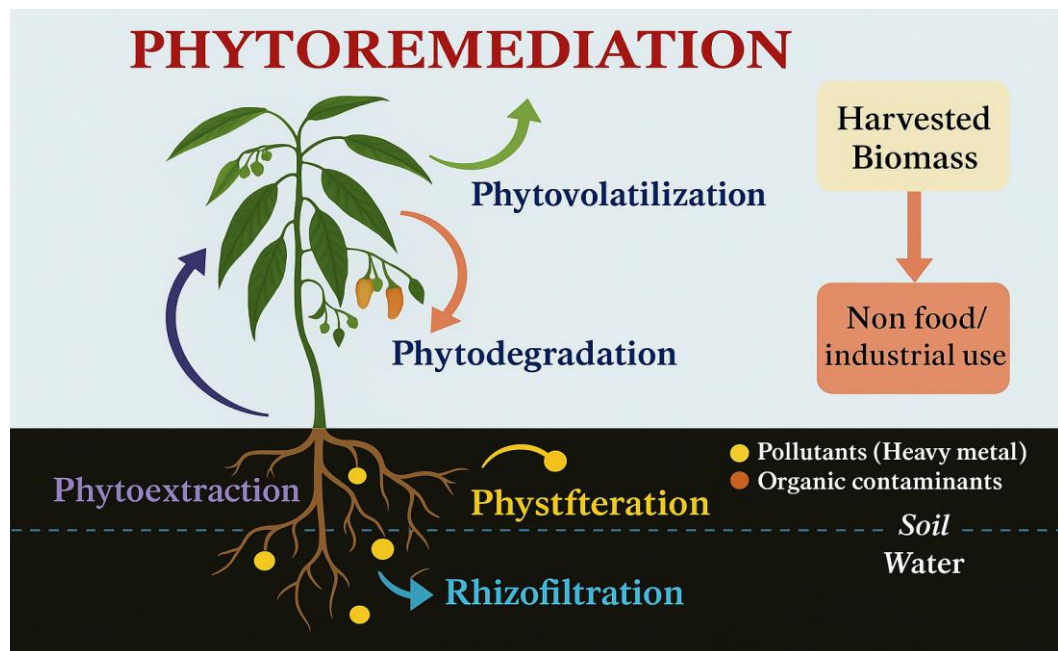


Figura 1. Una presentación esquemática de diferentes enfoques de fitorremediación por plantas; extraído de Rehman et al. (2025)

Un conjunto de plantas poseen la capacidad de acumular altos niveles de contaminantes específicos, lo que las convierte en herramientas eficaces para el tratamiento de aguas residuales (Kavusi et al., 2023). Este tipo de estrategia es particularmente eficaz contra una amplia gama de contaminantes, incluidos metales pesados, tintes, hidrocarburos y productos farmacéuticos, que comúnmente son difíciles de eliminar utilizando métodos microbianos convencionales (Priya et al., 2023).

Los exudados de la raíz, como los aminoácidos, los ácidos orgánicos, las enzimas y los polisacáridos, desempeñan un papel vital en esta estrategia (He et al., 2024). Atrapan metales pesados en la zona de la raíz o aumentan la concentración de algunos minerales que forman complejos con metales pesados (Zhu et al., 2024). Además, algunos exudados proporcionan nutrientes a los microorganismos de la rizosfera, promoviendo su crecimiento y mejorando aún más la movilidad de los metales pesados en el medio ambiente (Barra Caracciolo & Terenzi, 2021).

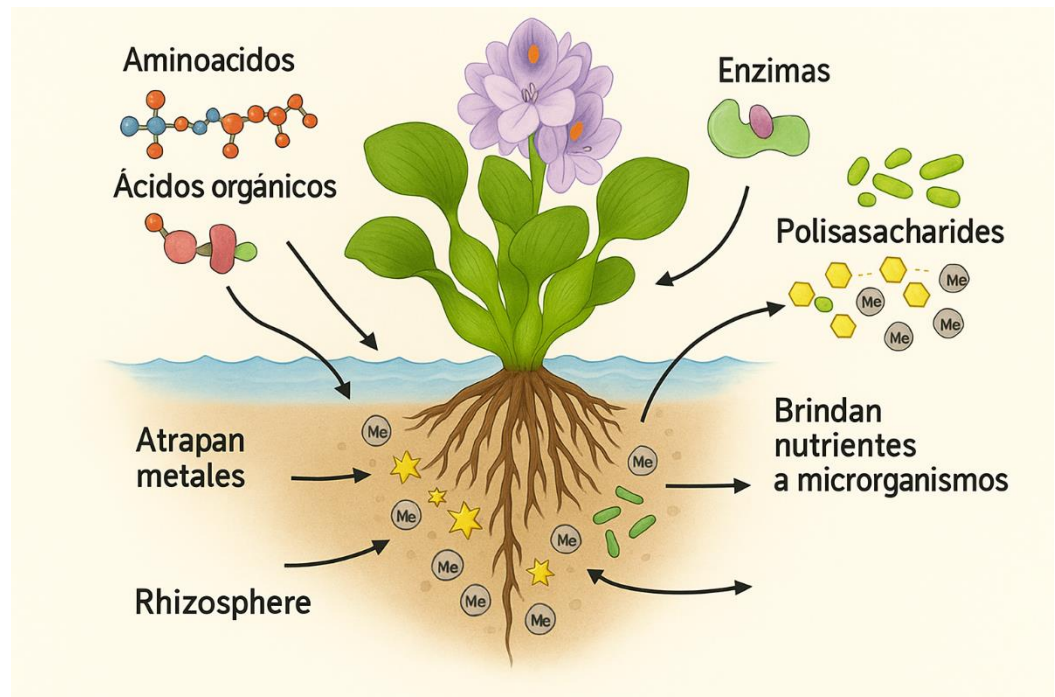


Figura 2. Interacción de los exudados radiculares del jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) con metales pesados y microorganismos en la rizosfera.

a) Macrófitos acuáticos

Se han consolidado como componentes fundamentales en los mecanismos de fitorremediación, debido a su notable capacidad de adaptación a distintas condiciones ambientales, acelerando su rápido desarrollo y su eficiencia en la absorción de metales pesados, incluso cuando estos se encuentran en concentraciones elevadas (Eid et al., 2020).

Asimismo, muchas de estas especies poseen la habilidad de movilizar dichos contaminantes desde las raíces hacia las partes aéreas, lo que facilita su posterior extracción de fuentes contaminadas (Quevedo et al., 2025). Gracias a estas propiedades, que representan una alternativa prometedora para la recuperación de cuerpos de agua contaminados por la intervención humana (Badache et al., 2025).

Tabla 1. Familias de macrófitos acuáticas utilizadas en fitorremediación y los contaminantes que remueven, según diversos estudios.

Familia	Metales/Contaminantes removidos	Estudio Referencias
<i>Typhaceae, Cyperaceae</i>	Al, Cd, Cu, Fe, Ni y Zn	(Soliman et al., 2024)
<i>Araceae</i>	Fe, Al, Cu, Pb, Sr, Zn	(Iannilli et al., 2025)
<i>Ceratophyllaceae,</i> <i>Pontederiaceae</i>	Cu, Zn y Cd	(Li et al., 2015)
<i>Onagraceae</i>	Cr	(Pandey et al., 2023)
<i>Haloragaceae,</i> <i>Polygonaceae</i>	P	(Ye et al., 2022)

- **Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*)**

Eichhornia crassipes es una especie vegetal ampliamente reconocida en fitorremediación debido a su notable capacidad para desarrollarse en condiciones con bajos niveles de oxígeno, su tolerancia a diversos metales

pesados y su eficiencia en la absorción de nutrientes y contaminantes presentes en aguas residuales.(Feng et al., 2017).

Muhammad Saleem Khan et al. (2019), demostraron que *Eichhornia crassipes* puede eliminar más del 99% del cromo en 15 días después de su introducción en agua contaminada. Asimismo, su capacidad para remover plomo (Pb) también ha sido destacada, alcanzando eficiencias superiores al 99% en solo 9 días de tratamiento (Fahruddin, 2020).

Eichhornia crassipes ha mostrado una alta capacidad de absorción de metales tóxicos, concentrándose el plomo principalmente en las raíces (5,45%), seguido del pecíolo (2,72%) y en menor medida en las hojas (0,66%), (Punitha et al., 2025).

- **Lenteja de agua (*Lemmar Minor L*)**

Lemna minor L., es una planta acuática flotante que suele encontrarse en la superficie de cuerpos de agua, especialmente en arrozales ubicados en regiones subtropicales (Shaoning Chen et al., 2023); Esta especie ha sido objeto de diversas investigaciones debido a su potencial para remover contaminantes presentes en aguas residuales utilizadas para el riego en cultivos de arroz (Chen et al., 2020; Li et al., 2020).

Las paredes celulares de esta especie flotante contienen diversos grupos funcionales capaces de fijar iones de cromo (Cr), como son los carboxilos, fosfatos, tioles, péptidos e hidroxilos, los cuales tienen una participación activa en el proceso de adsorción de contaminantes presentes (Chugh et al., 2022).

Los metales pesados absorbidos por *Lemmar minor* logran distribuirse en diferentes compartimientos celulares, como las vacuolas, lo que contribuye a reducir su efecto tóxico presente; asimismo logran transformar mediante procesos metabólicos dentro de la planta, facilitando su inmovilización (Ishaq et al., 2021; Shen et al., 2022).

Además, la eficacia del proceso de fitorremediación también está influenciada en gran parte por la actividad de microorganismos, especialmente aquellos que viven en asociación con las raíces (Saha et al., 2021). Estos microorganismos juegan un papel clave en la degradación de contaminantes, debido a que ciertas bacterias pueden potenciar la acción de las plantas acuáticas al intervenir en procesos como la nitrificación (Taniguchi et al., 2025), desnitrificación (Yang et al., 2025) y la mineralización biológica del fósforo orgánico (Chidiac et al., 2025).

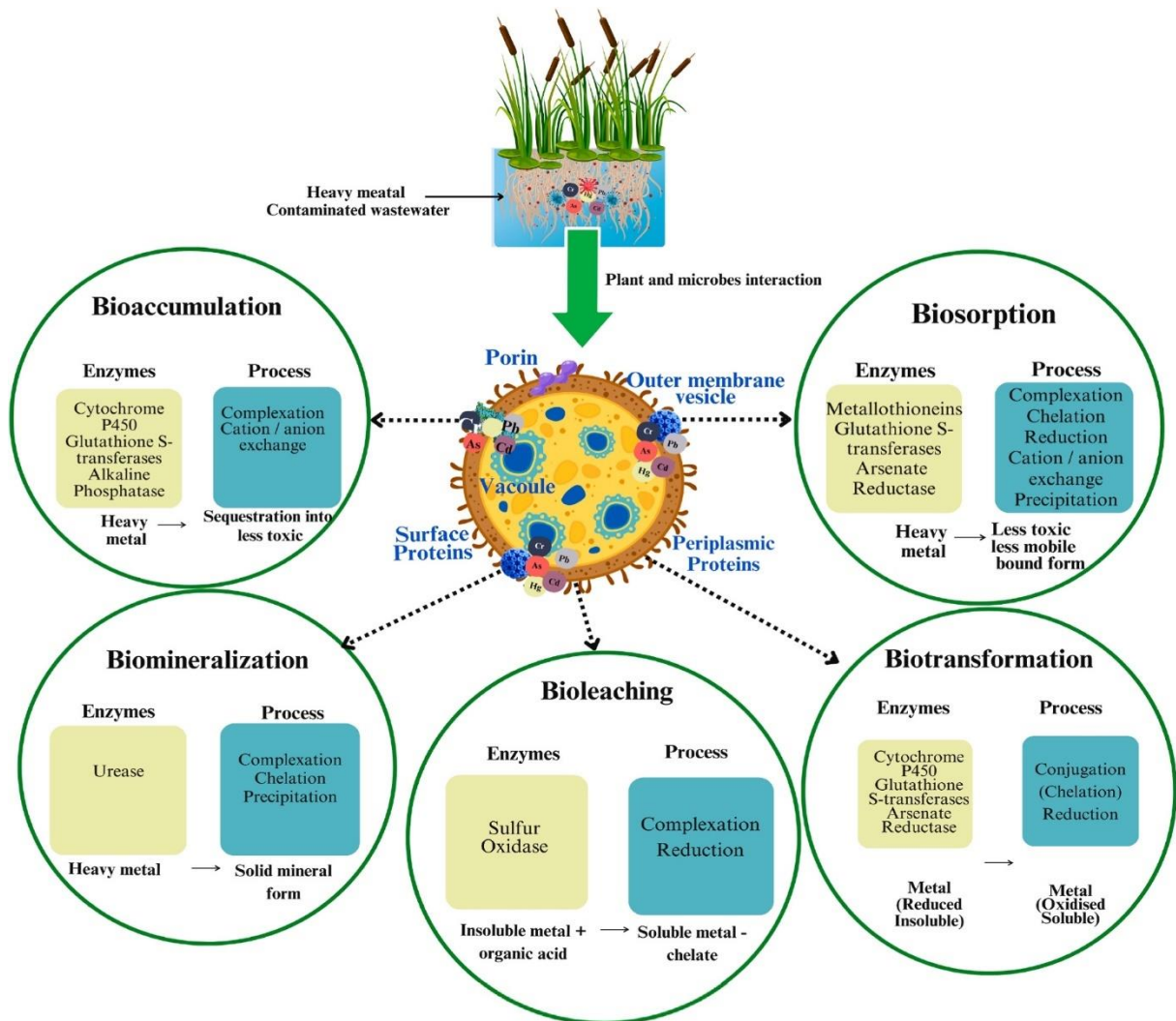


Figura 3. Mecanismos moleculares de resistencia y tolerancia a metales pesados en plantas acuáticas utilizadas en fitorremediación Mandal et al. (2025)

2.3. Biorremediación

Es una alternativa ecológica para restaurar ambientes contaminados. Esta emplea organismos vivos como bacterias, hongos y microalgas para degradar compuestos tóxicos presentes en suelos y cuerpos de agua (Hernández-Ruiz, 2016). Este proceso ha demostrado ser eficaz en la eliminación de metales tóxicos mediante cepas bacterianas, como *Pseudomonas* y *Bacillus*, capaces de metabolizar estos compuestos y reducir su toxicidad (Ali et al., 2019).

Para mejorar la eficacia de los procesos de fitorremediación, como la fitovolatilización, la fitoestabilización y la fitoextracción; diversas cepas de rizobacterias promotoras del crecimiento vegetal sintetizan diversos metabolitos, como sideróforos, ácidos orgánicos, sustancias poliméricas extracelulares y biosurfactantes (Manoj et al., 2020). Estos compuestos actúan modificando las características de los metales mediante reacciones de oxidación-reducción, así como mediante mecanismos como la inmovilización, la precipitación y la quelación en la rizosfera (Chandran et al., 2021).

2.3.1. Microorganismos

Los microorganismos pueden promover el crecimiento vegetal y mitigar el estrés por metales pesados; participando en el ciclo de nutrientes, liberando compuestos que estimulan el crecimiento vegetal y modificando la forma química de los metales, reduciendo así su toxicidad (Mishra et al., 2017).

Las interacciones entre bacterias benéficas y plantas acuáticas se están convirtiendo en una estrategia eficaz para la remediación de aguas contaminadas con metales pesados. Los efectos sinérgicos mejoran tanto la tolerancia como la capacidad de acumulación y transformación de contaminantes (Iyer et al., 2025). Estas asociaciones mejoran la eficiencia del sistema de fitorremediación al facilitar procesos como la biotransformación (Liang et al., 2023), la inmovilización (Surkatti et al.,

2025), la biosorción (Chan et al., 2022) y la acumulación intracelular de metales (Zhao et al., 2023). Las bacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPB), al asociarse con especies como *Eichhornia crassipes* y *Lemna minor*, no solo promueven la salud y el desarrollo de las plantas, sino que también modifican la biodisponibilidad de los metales mediante la producción de sideróforos, ácidos orgánicos y enzimas específicas (He et al., 2023; Kotoula et al., 2020).

Tabla 2. Mecanismos sinérgicos planta-bacteria en la remediación de aguas contaminadas con metales pesados

Bacteria	Planta	Papel principal	Referencia
<i>Delftia</i> , <i>Staphylococcus</i> y <i>Aeromonas</i>	<i>Eichhornia crassipes</i>	Degradaciones de insecticidas, como el clorpirifós y la fenpropatrina	(Fan et al., 2023)
<i>Pseudomonas</i> y <i>Bacillus</i> sp.	<i>Eichhornia crassipes</i>	Acumula metales pesados y promueve el crecimiento de las plantas	(Kabeer et al., 2022)
<i>Pseudomonas putida</i> y <i>Enterobacter</i> sp..	<i>Lemna minor</i>	Bioacumulación de metales pesados (Cd, Pb)	(Radulović et al., 2021)

Además del uso de consorcios (planta-microorganismo) en sistemas de fitorremediación asistida, es importante considerar estrategias complementarias que mejoren la retención y eliminación de contaminantes persistentes; en este sentido, la adsorción representa otra estrategia eficaz para la remediación de aguas contaminadas.

2.4. Adsorción

Se ha convertido en una técnica ampliamente utilizada para la eliminación de diversos contaminantes, como metales tóxicos, colorantes, compuestos

orgánicos y microplásticos, debido a su eficiencia, flexibilidad y la disponibilidad de numerosos materiales adsorbentes (Adeleye et al., 2023; Devasena et al., 2024).

Tabla 3. Variables que condicionan la dinámica de interacción adsorbente–adsorbato

Factor	Descripción / Influencia	Referencia
pH	En medios ácidos, la competencia entre protones y iones metálicos puede reducir la adsorción de cationes, mientras que en pH más alcalinos se favorece la interacción electrostática	(Velarde et al., 2023)
Concentración inicial	A mayor concentración del contaminante, mayor gradiente de masa y capacidad de adsorción.	(Li et al., 2022)
Tiempo de contacto	Controla la cinética del proceso; al inicio es rápido y luego se estabiliza al alcanzar equilibrio.	(Saleh et al., 2025)
Temperatura	Afecta la movilidad molecular y la energía del sistema; puede favorecer o disminuir la adsorción.	(Oktaviana et al., 2025)
Área superficial	Adsorbentes con alta porosidad y superficie permiten mayor interacción con los contaminantes.	(S. Li et al., 2025)

2.4.1. Biocarbón

El biocarbón, producido a partir de un proceso de pirólisis de biomasa, destaca como una opción ecológica eficaz, con aplicaciones en áreas como la salud del suelo, la regulación climática, el tratamiento del agua y la generación de energía (Abhishek et al., 2022; Hama Aziz et al., 2024; Jha et al., 2023).

Sus características, como la presencia de múltiples grupos funcionales, una alta superficie específica y estructuras porosas ajustables, son clave para su rendimiento (Kumari et al., 2024; Oral et al., 2024). Además, parámetros como el tipo de biomasa utilizada, la temperatura de pirólisis, la velocidad de calentamiento y el tiempo de residencia influyen significativamente en las propiedades finales del biocarbón (Mukherjee et al., 2022). Generalmente, cuando la pirólisis se realiza a temperaturas superiores a 500 °C, se obtienen diferentes tipos de biocarbones con mayor contenido de carbono y mayor área superficial (Grojzdek et al., 2024).

2.5. Antecedentes

Trujillo and Milagros (2012), determinaron si el sistema de macrófitos propuesto puede reducir significativamente la cantidad de contaminantes en aguas residuales, así como analizar su efectividad en comparación con los sistemas existentes en nuestro país. El proyecto se llevó a cabo en el contexto de dos proyectos diferentes. El primero se realizó en Alemania, utilizando Lenteja de Agua (*Lemma Minor*), mientras que el segundo proyecto de investigación se realizó en CITRAR-Lima, utilizando Lenteja de Agua (*Lemma Minor*) y Jacinto de Agua (*Eichhornia crassipes*), desarrollando un modelo de flujo continuo para simular un Sistema de tratamiento de agua contaminada. Los resultados mostraron diferencias significativas en la eliminación de parámetros fisicoquímicos, con una eliminación del 72% para el jacinto de agua y del 65% para la lenteja de agua.

Vanegas Gómez (2020b), evaluó el comportamiento del macrófito acuático (*Eichhornia crassipes*) con la técnica de fitorremediación de aguas residuales domésticas y no domésticas en Puerto Gaitán, utilizando sistemas experimentales que permitieron analizar su eficiencia en la remoción de diversos contaminantes presentes. Entre los parámetros evaluados se encuentran (DBO₅, la DQO, los sólidos suspendidos totales, el pH, la conductividad eléctrica, los nitratos, los nitritos, los fosfatos, y los

coliformes fecales y totales). Los resultados mostraron una reducción significativa en la mayoría de estos indicadores, con eficiencias superiores al 60%, lo que demuestra el potencial del lirio acuático como una solución natural y eficiente para el tratamiento de aguas contaminadas.

Zambrano Intriago (2023), desarrolló un sistema de biofiltro a base de *Lemna minor* y *Eichhornia crassipes* para evaluar su capacidad de retención de metales pesados presentes en el brazo B del estuario Salado, en Guayaquil. El estudio analizó la remoción de cadmio (Cd), cromo (Cr) y plomo (Pb) en condiciones experimentales controladas, obteniendo eficiencias de remoción de hasta el 88,6 % para cadmio, el 77,4 % para plomo y el 67,9 % para cromo. Estos resultados resaltan el potencial de ambos macrófitos como soluciones biotecnológicas eficaces en la descontaminación de cuerpos de agua afectados por vertidos industriales.

Acosta Ortíz (2018), investigo el uso de *Ricinus communis L.* y *Helianthus annuus L.* en procesos de fitorremediación, incorporando bacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPR) para mejorar la capacidad de las plantas para eliminar metales pesados del suelo. En su estudio, observaron un aumento notable en la acumulación de contaminantes como plomo, cadmio y zinc, con tasas de eliminación de hasta el 82 % para el plomo. Estos resultados destacaron la sinergia entre plantas y bacterias, mejorando la eficiencia de la fitorremediación.

Tufaner (2020) reporto en su investigación porcentaje altos de remoción superiores al 82,0 % para parámetros como demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), nitrógeno total (NT), nitrato de amonio y fosfato, mediante el uso de la planta acuática *Lemna minor*.

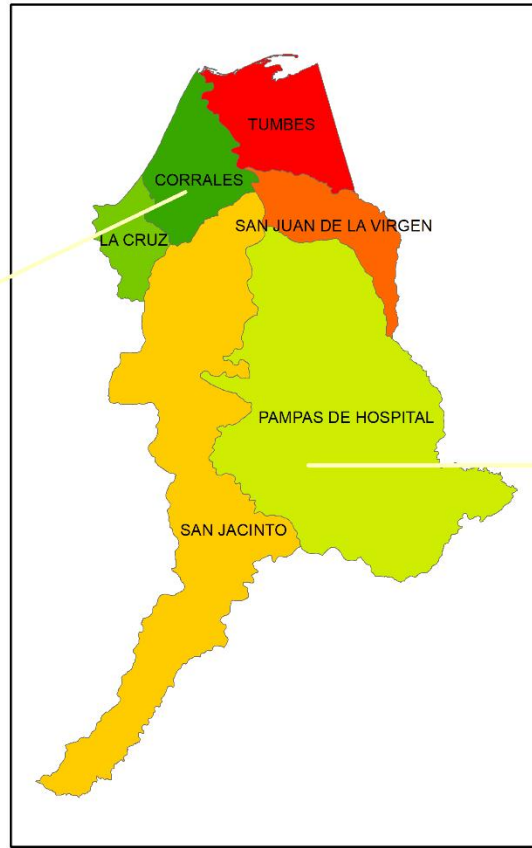
Santoyo De la Cruz et al. (2025) evidenciaron en su publicación que la incorporación de bacterias en los procesos de fitorremediación potencia significativamente la eliminación de metales pesados presentes en aguas contaminadas, mostrando una mayor eficacia en comparación con el uso exclusivo de plantas.

III. Materiales y métodos

3.1. Selección de material vegetal

Para la selección del material vegetal de la presente investigación, se consideraron estudios previos sobre fitorremediación. Feng et al. (2017) destaca la eficiencia del jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), para crecer en ambientes con bajo contenido de oxígeno, así como su tolerancia a varios compuestos tóxicos y su capacidad para remover nutrientes de las aguas residuales. Por otro lado, Ahmed and Kareem (2025), reportaron que la planta acuática lenteja de agua (*Lemnar minor*) ha mostrado potencial en remoción para DBO, DQO, y metales pesados en aguas residuales, lo que convierte en una alternativa útil en zonas donde no se cuenta con tecnologías convencionales de tratamientos de aguas residuales.

Se logro identificar las dos plantas acuáticas en dos sectores de la región de Tumbes. Por una parte, la planta acuática lenteja de agua se ubicó en la quebrada de cabuyal, Caserío de Belen – Distrito de Pampas de Hospital y la planta acuática Jacinto de agua dentro del dren agrícola de la margen izquierda – Distrito de Corrales (Figura 4).



PUNTO DE MUESTRA		
COD.	ESTE	NORTE
LE1	561731	9604014
JA1	557917	9603240



UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES		
ESCUELA DE INGENIERA FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE		
Fitorremediación asistida con bacterias y biocarbón para el tratamiento de aguas residuales agrícolas de la margen izquierda del río Tumbes		
MAPA DE UBICACIÓN:		
A - Jacinto de agua (<i>Eichhornia crassipes</i>) B - Lenteja de agua (<i>Lemnar minor</i>)		
AUTOR:		
Br. Francisco Daniel Zevallos Ynfante	Escala: 1/1000	Fecha: 13/05/25

Figura 4. Mapa de Ubicación del material vegetal – (A) Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) – (B) Lenteja de agua (*Lemnar minor*) – Distritos (Corrales, Pampas de hospital).

3.1.1. Recolección de muestra vegetal

Para la recolección de muestra vegetal se tomó en consideración la apariencia de la planta evitando las plantas que presentes daño mecánico, daño por insectos o daño fisiológico, teniendo como resultados especímenes vegetales con buenas condiciones.

3.1.2. Acondicionamiento de la muestra vegetal

Como acondicionamiento de los especímenes vegetales, se procedió a lavar con agua potable para eliminar las impurezas, raíces muertas, microfauna presente entre las raíces, después fueron colocas en tinajas con agua destilada; en presencia de luz solar.

El agua de los recipientes fue cambiada cada 4 días, posteriormente en el recipiente que contenía la lenteja de agua se disolvió una solución nutritiva en proporción (1/1/3 m/m), compuesta por nitrato de potasio 2,5 g, nitrato de amonio 2,5 g y superfosfato triple 7,5 g. Schmidt and Goldbach (2022), demostraron que *Lemmar minor* alcanza tasas de 325% de crecimiento al ser expuesta a una concentración elevada de fosforo. Mientras que en el recipiente que contenía el jacinto de agua se disolvieron en proporción (2/1 m/m), 2,0 g de sulfato de magnesio y 1,0 g de quelato de hierro en 5 litros de agua.

Con el objetivo de asegurar una adecuada adaptación de las plantas acuáticas al entorno experimental, se estableció un período de aclimatación de 15 días (Justin et al., 2022); antes de su uso en el tratamiento de fitorremediación asistida permitiendo a los especímenes vegetales seleccionados, *Eichhornia crassipes* y *Lemna minor*, superar el estrés inicial causado por el cambio de ambiente y estabilizar sus funciones fisiológicas (Singh & Balomajumder, 2021). Esto promueve la producción de nuevos brotes y el enraizamiento en el caso del jacinto de agua. Ceschin et al. (2020), demostraron que un período de 10 a 15 días es suficiente para que las plantas recuperen su ritmo de crecimiento y optimicen su capacidad

de absorción de nutrientes y contaminantes, lo que permite un rendimiento eficiente en los procesos de fitorremediación.

Tabla 4. Observaciones durante el período de aclimatación (0-15 días) de *Eichhornia crassipes* y *Lemna minor*.

Periodo (días)	Especies vegetales	Observación
0-4	<i>Eichhornia crassipes</i>	Los especímenes mostraron una etapa inicial de adaptación, con hojas algo pálidas y sin señales visibles de crecimiento o floración.
	<i>Lemmar minor</i>	Los especímenes flotaban dispersamente y con un color verde claro, sin indicios de multiplicación. Se observó una mejora en el color de las hojas, tornándose más verdes, junto con el inicio del desarrollo de nuevos brotes.
4-8	<i>Eichhornia crassipes</i>	Aumentó la cantidad de estructuras flotantes y el color verde se intensificó ligeramente.
	<i>Lemmar minor</i>	Se registró la floración de <i>Eichhornia crassipes</i> , lo que indica que las condiciones del sistema favorecieron su crecimiento. También se notó una mayor producción de brotes.
8-12	<i>Eichhornia crassipes</i>	Se observó una expansión más notoria sobre la superficie del agua, lo que indica que la planta comenzó a reproducirse con mayor rapidez.
	<i>Lemmar minor</i>	Las hojas se mantuvieron de un verde más intenso y continuó la aparición de nuevos brotes, señal de una propagación activa.
12-15	<i>Eichhornia crassipes</i>	

Lemmar minor

La cobertura sobre el agua continuó en aumento, con un aspecto más verde y saludable, reflejando una propagación continua.

3.2. Selección de bacterias potenciales

La selección de bacterias resistentes a elementos tóxicos representa una etapa clave para el desarrollo de la biorremediación efectiva (Tambat et al., 2023). Estos microorganismos deben de ser capaces no solo de sobrevivir en ambientes altamente tóxicos, sino también de mantener su actividad biológica para transformar, inmovilizar o remover dichos contaminantes (Jaiswal et al., 2025). La identificación de cepas con estas características resulta fundamental para asegurar un tratamiento eficiente y sostenible.

3.2.1. Reactivación bacteriana

Se reactivó las cepas bacterianas a partir de un cepario de investigación de la escuela de Ingeniera Forestal y Medio Ambiente, de la Universidad Nacional de Tumbes. Se llevo las cepas conservadas de -20 °C a 0 °C por un periodo de 30 minutos y progresivamente se llevó a 4 °C por 40 minutos. Esto para un proceso de aclimatación sin generación de daño de las membranas. Se tomo una alícuota de 50 µl de las cepas aclimatadas y se colocó en un volumen de 950 µl de caldo estéril (LB). Posterior a esto se dejó incubar a 37 °C por un período de 24 horas. Luego de este proceso, se cuantificó y se determinó las concentraciones óptimas para los procesos de masificación en volúmenes mayores.

Tabla 5. Análisis filogenético de bacterias investigadas; elaboración: Gonzales Ladines (2024)

Muestra	Cobertura (%)	Identidad (%)	E-Value	Identificación molecular	Genoma de referencia
1MRTJL-03	99	90	2E-114	<i>Aeromonas sp.</i>	MK791675.1
2MRTJL-02	100	100	2e-170	<i>Bacillus sp.</i>	MF579597.1
3MRTJL-25	100	100	5E-94	<i>Pseudomonas tolaasii</i>	MT302837.1
2MRTJL-04	100	99,41	0	<i>Bacillus sp.</i>	OL742691.1
2MRTJL-03	100	100	0	<i>Bacillus sp.</i>	OR393031.1
3MRTJL-20	100	100	0	<i>Aeromonas hydrophila</i>	MT416424.1
3MRTJL-05	100	100	0	<i>Aeromonas sp.</i>	MT605959.1
3MRTJL-21	100	100	0	<i>Citrobacter freundii</i>	MN421947.1
1MRTJL-12	99	100	0	<i>Comamonas aquatica</i>	OR526691.1
1MRTJL-07	100	100	0	<i>Bacillus sp.</i>	OR393031.1
3MRTJL-01	100	100	4E+162	<i>Aeromonas sp.</i>	OR393031.1
3MRTJL-04	100	99,85	0	<i>Aeromonas sp.</i>	MT416424.1
3MRTJL-02	100	99,87	0	<i>Pseudomonas sp.</i>	MN577388.1
1MRTJL-01	100	97,08	2E-72	<i>Aeromonas sp</i>	KX640106.1
3MRTJL-10	100	98,22	0	<i>Acinetobacter sp</i>	MG788344.1
1MRTJL-09	100	100	7E-98	<i>Acinetobacter tjernbergiae</i>	MN901261.1
1MRTJL-06	100	99,7	0	<i>Bacillus infantis</i>	MT102976.1

3.2.2. Selección por detección de CMI (Concentraciones mínimas inhibitorias)

La selección por MIC se realizó mediante el método modificado por Senna et al. (2023), con algunas variaciones durante el proceso.

Se adicionó en la placa Petri, el agar LB con suspensiones de sales de metales pesados ICP multi-element standard solution IV (ver composición en el anexo 13), a concentraciones de (0,5 mg/L, 1 mg/L, 3 mg/L, 5 mg/L, 10 mg/L, 20 mg/L) previo a la inoculación. Posteriormente se llevó los cultivos bacterianos a una concentración de 1×10^5 UFC/ml, para sembrarse en placa, con una alícuota de $10 \mu\text{l}$. Posterior a esto, se esparció a por toda la placa la bacteria y luego se utilizó como controles de esterilidad (en blanco) placas de agar LB con diversas concentraciones de sales de metales pesados, sin el inóculo bacteriano. Las placas se incubaron y evaluaron a 37°C durante 24, 48 y 72 horas. (Mukhi et al., 2023).

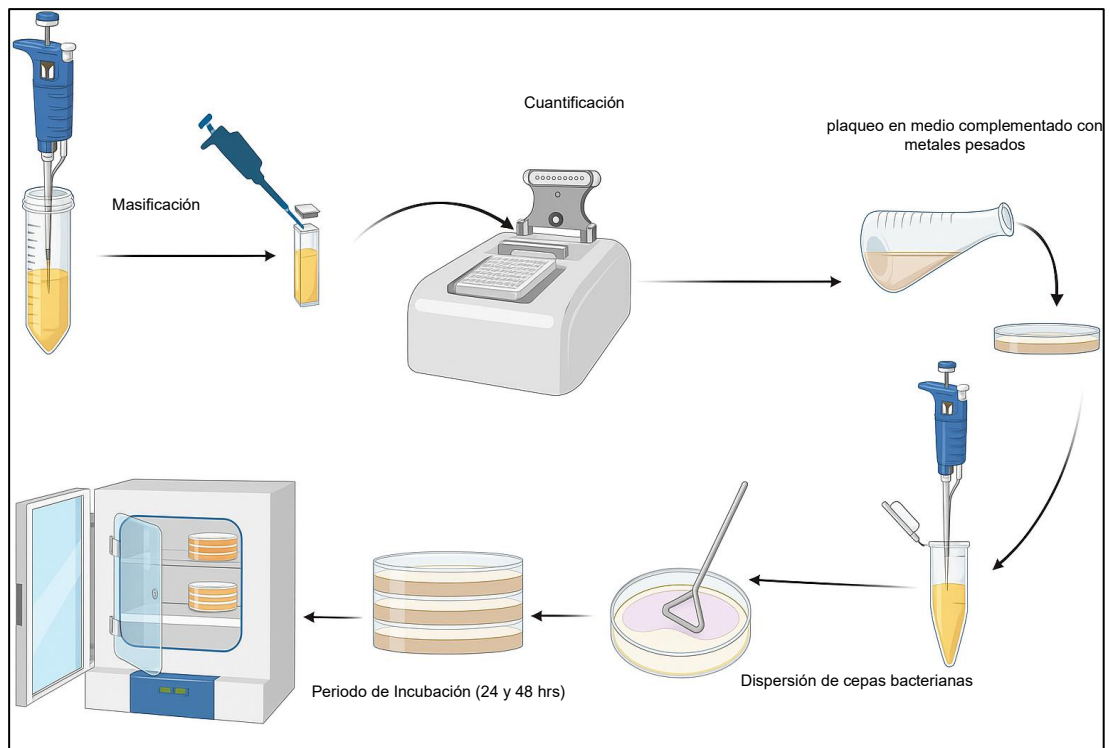


Figura 5. Procedimiento experimental para la determinación de CMI.

3.3. Elaboración del sistema de biofiltros

3.3.1. Elaboración de Galpón para monitoreo

En el proceso experimental se diseñaron y ensamblaron peceras utilizando vidrio con un grosor de 3 mm, garantizando sistema de biofiltro resistente y adecuado para contener las soluciones de estudio. Como parte del diseño funcional, se realizó un orificio a 5 cm de la parte baja de cada pecera para la instalación de un grifo plástico, permitiendo así la extracción controlada de las muestras líquidas. Esta modificación fue aplicada en ambas peceras, facilitando la recolección periódica de muestras para su posterior análisis sin comprometer la integridad del sistema.

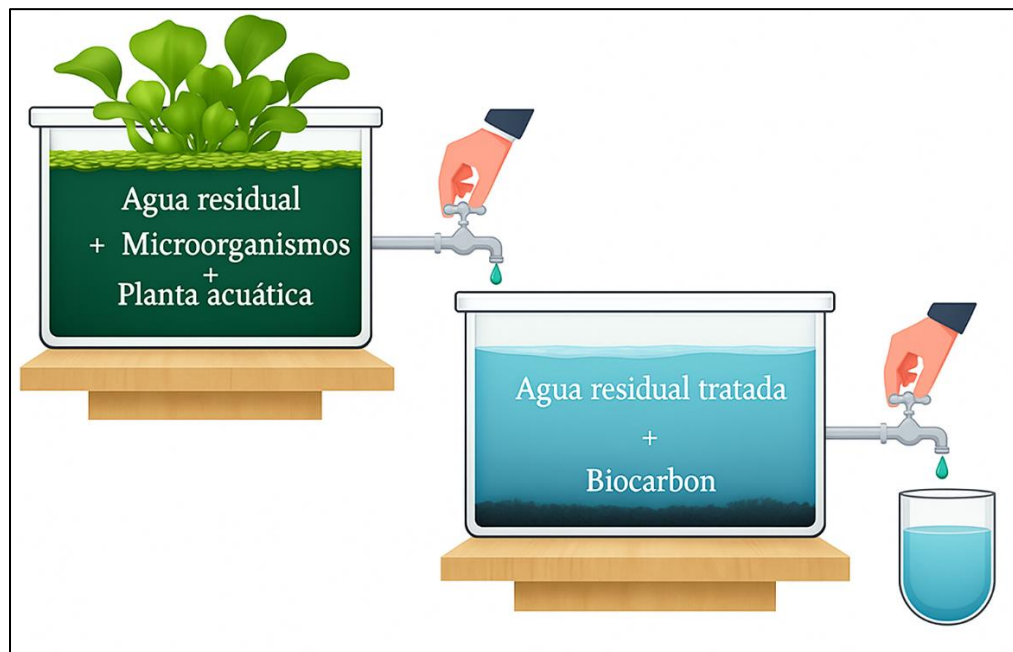


Figura 6. Diagrama del sistema de biofiltro

3.4. Selección de área de muestreo de agua residual agrícola

El área de muestreo se seleccionó en el distrito de Corrales, ubicado en la provincia de Tumbes, departamento de Tumbes, caracterizado por ser una zona predominantemente agrícola. Esta localidad presentó una ventaja significativa, respecto a la disponibilidad del recurso hídrico proveniente de la margen izquierda del río Tumbes que abastece a gran parte de las

parcelas de cultivo. Dentro de esta área, se identificó la presencia de un dren agrícola (Figura 7), el cual desemboca indirectamente en el río Tumbes y posteriormente en el océano pacífico.

Este dren constituye el principal canal de evacuación de las aguas residuales provenientes de los campos de cultivo de arroz, las cuales transportan consigo considerables concentraciones de contaminantes. Estos contaminantes se originan principalmente por el uso intensivo de agroquímicos, como pesticidas y herbicidas, empleados por los agricultores durante las etapas del cultivo de arroz (López Dávila et al., 2022).

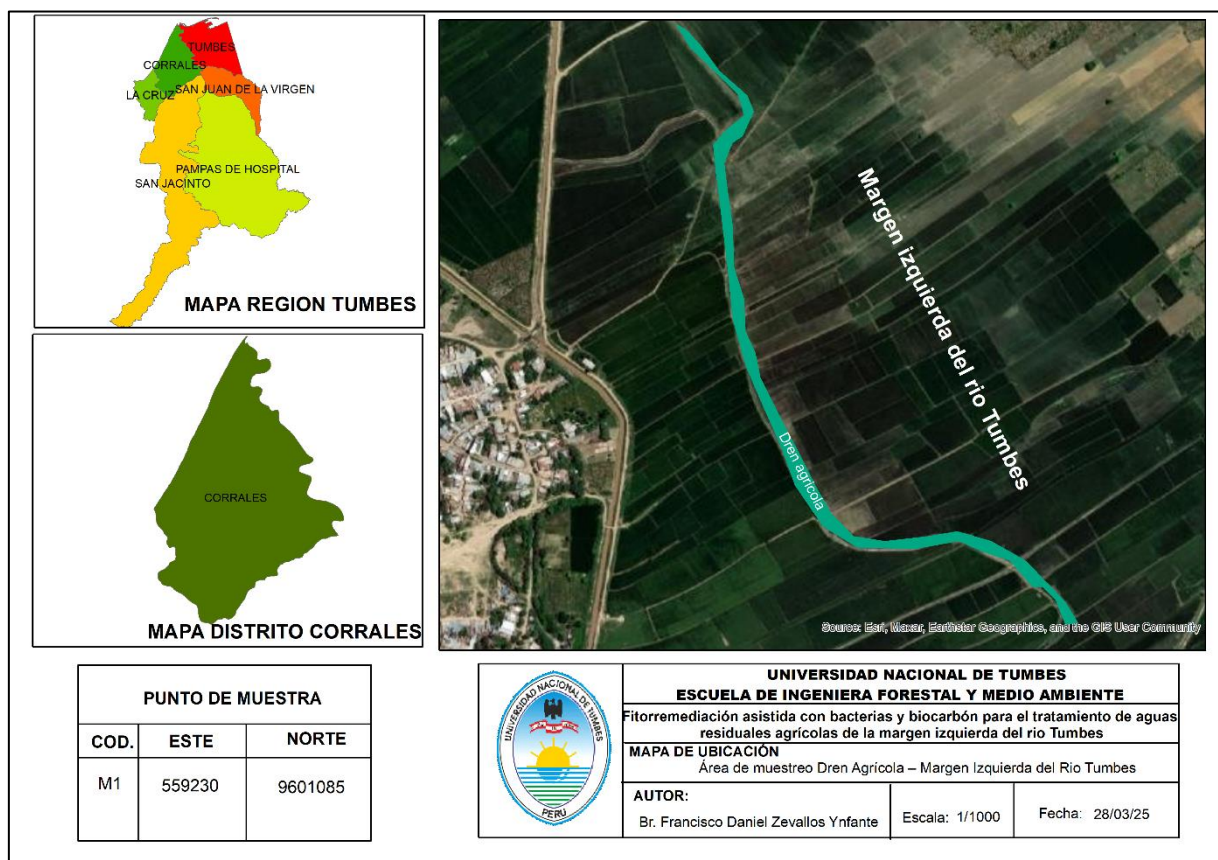


Figura 7. Mapa de ubicación de área de muestreo Dren Agrícola – Margen Izquierda del Río Tumbes

3.4.1. Recolección de agua residual agrícola

Los criterios aplicados para la recolección y traslado de las muestras de aguas residuales agrícolas, se representa en la tabla 6, conforme al Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de Recursos Hídricos Superficiales (ANA, 2021).

Tabla 6. Criterios de recolección y traslado de muestras de aguas residuales

Aspecto	Criterio establecido
Tipo de envase	Bidones plásticos (PEAD) limpios; frascos estériles para microbiología.
Capacidad recomendada	250 mL a 20 L para análisis de laboratorio.
Etiquetado	Código de muestra, fecha y hora de recolección, punto de muestreo, conservante usado
Conservación	Refrigeración a 4 °C (\pm 2 °C) inmediatamente después de la recolección
Protección durante traslado	Evitar luz solar directa, mantener en hielera con acumuladores de frío.
Tiempo máximo de traslado	6 a 24 h: Microbiología; 24 h: DBO; 48 h: Químicos (DQO, nutrientes); Hasta 6 meses: Metales (con conservación)
Registro en bitácora	Fecha y hora de recolección y entrega, temperatura de traslado, observaciones relevantes

Teniendo en consideración el protocolo de recolección y transporte de las muestras de agua residual; se recolecto tres muestras individuales, obteniendo un volumen total de 60 litros de agua, proveniente del dren

agrícola ubicado en la margen izquierda del río Tumbes. La recolección se realizó empleando un bidón de plástico con capacidad de 20 litros previamente lavado y desinfectado para evitar cualquier tipo de contaminación cruzada.

La toma de muestra se realizó en un único punto del dren, seleccionado estratégicamente por su representatividad en cuanto al flujo constante de aguas residuales agrícolas. Posteriormente, las muestras fueron conservadas bajo condiciones controladas y trasladadas al laboratorio para su respectivo análisis (Figura 8), garantizando la integridad de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos a evaluar.



Figura 8. Recolección de agua residual proveniente del dren agrícola MI. (A) Llenado de un bidón de 20 L. (B) Almacenamiento de agua residual

3.4.2. Caracterización del agua residual agrícola

a) Parámetros de campo

Para la caracterización inicial del agua proveniente del dren agrícola ubicado en la margen izquierda del río Tumbes, así como cada uno de los tratamientos evaluados, se realizaron mediciones *in situ* de los principales parámetros de campo, se registró los valores de (oxígeno disuelto, temperatura, pH, conductividad eléctrica y salinidad), utilizando un equipo multiparámetro (WTW Multi 3620i). En el punto de muestreo, y en los diferentes tratamientos, introduje con cuidado la sonda del multiparámetro a una profundidad aproximada de 10 cm, evitando agitar la columna de agua para no alterar las lecturas, se esperó un tiempo prologando de 3 a 4 min hasta que los valores se estabilizaran en la pantalla antes de anotar cada parámetro en la hoja de registro de monitoreo.

Para la medición de la turbidez, empleé un turbidímetro (LOVIBOND®. T3 211 IR). Para ello, recolecté la muestra de agua en un frasco evitando la formación de burbujas y procedí a limpiar cuidadosamente la superficie externa del frasco antes de colocarla en el compartimiento de medición del equipo. Finalmente, registré la lectura de turbidez (UNT) en la hoja de registro de monitoreo.

b) Parámetros físicos

- **Determinación de sólidos totales: método del secado en placa**

Para la determinación de sólidos totales para las diferentes muestras de agua residual agrícola, se aplicó el método del secado en placa utilizando un vaso precipitado. El vaso fue previamente lavado, secado y enfriado en un desecador, para posteriormente ser pesado en una balanza analítica. Luego, se añadieron 100 mL de muestra de cada uno de los tratamientos al vaso y se colocó en una estufa a 103 ± 2 °C hasta alcanzar peso constante. Una vez seco, el vaso fue enfriado nuevamente

en el desecador para nuevamente ser pesado. La diferencia entre el peso final y el peso inicial correspondió a la masa de los sólidos totales presentes en las diferentes muestras. Estos resultados se expresaron en miligramos por litro (mg/L), permitiendo cuantificar la carga sólida contenida en los diferentes tratamientos; para ello, se aplicó la siguiente fórmula:

$$\text{Sólidos Totales } \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{(A - B)}{V_m} \times 1000$$

Donde:

A: Peso del vaso precipitado más residuo, en mg

B: Peso del vaso precipitado, en mg

V_m: Volumen de muestra, en mL

- **Determinación de sólidos suspendidos: método del secado en placa**

Para la determinación de sólidos suspendidos en las muestras de aguas residuales, se utilizó el método de filtración con papel filtro. Inicialmente, el papel filtro se pesó en una balanza analítica. Posteriormente, se colocó el filtro en el equipo de filtración y se hizo pasar un volumen de 100 mL de muestra, aplicando bomba al vacío. Una vez finalizado el proceso de filtración, el papel filtro fue retirado y secado en la estufa a 80 °C hasta alcanzar peso constante, posteriormente se dejó enfriar en el desecador durante 30 minutos, para finalmente ser pesado. La diferencia entre las dos pesadas, permitió calcular la cantidad de sólidos suspendidos presentes en la muestra, expresada en miligramos por litro (mg/L); para ello, se aplicó la siguiente fórmula:

$$\text{Sólidos Suspendidos Totales } \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{(A - B)}{V_m} \times 1000$$

Donde:

A: Peso del papel filtro más residuo, en mg

B: Peso del papel filtro, en mg

V_m: Volumen de muestra, en mL

- **Determinación de sólidos sedimentables: método de conos Imhoff**

Para determinar la cantidad de sólidos sedimentables presentes en las aguas residuales agrícolas de la margen izquierda del río Tumbes, se utilizó el método del cono Imhoff. La técnica consistió en llenar el cono con un litro de muestra, previamente homogeneizada y dejada en reposo durante 60 minutos al finalizar este periodo. Se realizó la lectura del volumen de sedimento depositado en el fondo del cono, expresado en mililitros por litro (mL/L).

Este método permitió obtener una estimación directa del material que tiende a asentarse por gravedad, facilitando la evaluación del grado de contaminación y del comportamiento físico del agua residual en estudio (Heins et al., 2021).

c) Parámetros bioquímicos

- **Demanda Bioquímica de Oxígeno: Método de disolución múltiple**

Para la determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días (DBO₅) en la muestra de agua residual agrícola de la margen izquierda del río Tumbes, se empleó el método estándar de incubación, el cual consiste en medir la cantidad de oxígeno disuelto consumido por la actividad microbológica aerobia durante un periodo de cinco días a 20 °C. Para ello, las muestras fueron colocadas en frascos Winkler debidamente sellados. Mahmoudy et al. (2025) destacan a este método porque presenta buena reproducibilidad y es ampliamente utilizado para evaluar la carga orgánica biodegradable en aguas naturales y residuales. Del mismo modo, Lozada et al. (2019) señalan su efectividad para estimar el impacto ambiental de los vertimientos, especialmente en

contextos agrícolas. Este procedimiento permitió caracterizar la calidad del agua en función de su potencial de contaminación orgánica.

- **Fosfatos:** Método de ácido ascórbico

Para la determinación de fosfatos en las muestras, se utilizó el método ácido ascórbico, el cual es ampliamente reconocido por su alta sensibilidad y precisión en la cuantificación de fosfatos en diversas matrices, como agua potable y aguas residuales (Sierra & Garcia, 2012). En este método, se preparó una solución denominada “combinado” representado por un color amarillo bajo; que consistió en una mezcla de ácido ascórbico, molibdato de amonio, ácido sulfúrico y tartrato de amonio. Al añadirse esta solución a la muestra, el fosfato reaccionó, formando un complejo azul cuya intensidad es proporcional a la concentración de fosfato presente. La medición de la intensidad del color se realizó mediante un espectrofotómetro UV-Vis, utilizando esta técnica para la lectura de los diferentes tratamientos.

- **Nitratos:** Método reducción de Cu- Cadmio

Para la determinación de nitratos en las muestras analizadas, empleé el método de reducción de Cu- cadmio, el cual se basó en la conversión del ion nitrato (NO_3^-) a nitrito (NO_2^-) mediante una columna empacada con cadmio activado con cobre. Posteriormente, el nitrito formado reaccionó con sulfanilamida en medio ácido, seguido por la adición de N-(1-naftil)-etilendiamina diclorhidrato, generando un complejo azoico de color rosado cuya absorbancia fue medida a 543 nm mediante espectrofotometría UV-Vis. La intensidad del color fue proporcional a la concentración de nitratos presentes en la muestra, lo que permitió su cuantificación a través de una curva de calibración. Este procedimiento demostró ser eficaz y sensible; Madhukara Naik et al. (2019) validaron este método para el análisis de aguas naturales y residuales, destacando su precisión y aplicabilidad en estudios ambientales.

d) Parámetros microbiológicos

- **Coliformes termotolerantes:** método del número más probable en tubos múltiples

Para el reconocimiento de coliformes termotolerantes en la muestra de agua residual agrícola de la margen izquierda del río Tumbes, se utilizó el método del número más probable en tubos múltiples. Se inocularon muestras en tubos con caldo brilla (verde brillante bilis lactosa) y se incubaron a 44,5°C, favoreciendo el crecimiento de coliformes termotolerantes. Tras la incubación, se observó la turbidez y la producción de gas en los tubos como indicadores de presencia de estos organismos. El número más probable (NMP) de coliformes fue estimado utilizando tablas estadísticas, permitiendo evaluar la calidad microbiológica del agua residual y su posible contaminación fecal.

3.5. Implementación de tratamientos

3.5.1. Acondicionamiento de las unidades experimentales (peceras)

Antes de iniciar el experimento, las peceras de vidrio con un volumen efectivo de 15 litros fueron limpiadas utilizando una solución de agua destilada y alcohol, frotando cuidadosamente el interior para asegurar la eliminación de posibles contaminantes, como bacterias o microorganismos presentes en el ambiente; este procedimiento es esencial para prevenir la introducción de agentes externos que puedan afectar los resultados del estudio.

3.5.2. Optimización del Medio Acuoso para la introducción de Bacterias

Con el fin de eliminar posibles microorganismos competitivos y asegurar condiciones adecuadas para la inoculación bacteriana, el agua residual fue sometida a un proceso de esterilización en autoclave. Este se realizó a una temperatura de 121 °C durante 15 minutos, siguiendo protocolos estándar aplicados en la esterilización de medios líquidos. La selección de este

método respondió a su comprobada efectividad en la eliminación de bacterias y esporas resistentes (Maojin et al., 2025).

Pelozo et al. (2022) compararon diferentes métodos de desinfección y esterilización en matrices biológicas, encontrando que la aplicación de calor húmedo en autoclave es una de las técnicas más eficaces para eliminar contaminantes sin alterar las características del material tratado. Además, Sharma et al. (2024) resaltaron la importancia de establecer condiciones estériles en ensayos microbiológicos, subrayando que la esterilización del medio es crucial para evitar interferencias microbianas y garantizar el éxito en la inoculación de cepas específicas.

3.5.3. Aplicación del agua residual agrícola

Se vertieron de 10 L de agua residual en cada una de las peceras experimentales, después de haber sido esterilizada según el proceso descrito previamente. Posteriormente, se colocaron las plantas seleccionadas en las peceras, siguiendo el diseño experimental establecido (Tabla 7).

Tabla 7. Descripción de tratamientos

Descripción	Muestra - Bacterias	Codificación
Agua residual, Jacinto de agua	-	T1
Agua residual, Lenteja de agua	-	T2
Agua residual, Jacinto de agua, Bacteria 1	B1- <i>Aeromonas sp.</i>	T3
Agua residual, Jacinto de agua, Bacteria 2	B2- <i>Bacillus sp.</i>	T4
Agua residual, Jacinto de agua, Bacteria 3	B3 <i>Aeromonas sp.</i>	T5
Agua residual, Lenteja de agua, Bacteria 1	B1- <i>Aeromonas sp.</i>	T6

Agua residual, Lenteja de agua, Bacteria 2	B2- <i>Bacillus sp.</i>	T7
Agua residual, Lenteja de agua, Bacteria 3	B3 <i>Aeromonas sp.</i>	T8

3.5.4. Parámetros morfológicos en la selección de especies fitorremediadoras.

Se introdujo el material vegetal seleccionado cuidadosamente después de estar en un periodo de aclimatación de 10 días con agua destilada, posteriormente se consideró parámetros específicos de las plantas, como el sistema radicular y la morfología de las raíces; considerado un factor determinante en la eficacia de las plantas acuáticas para la fitorremediación, ya que influye en la absorción de nutrientes y contaminantes.

En el caso del jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), se consideró la vitalidad de la planta mediante la observación del color verde intenso de sus hojas, la firmeza de sus pecíolos inflados y la abundancia de raíces colgantes, las cuales permiten una mayor interacción con el medio acuático (Ansari et al., 2020).

Por su parte, en la lenteja de agua (*Lemna minor*), se seleccionaron frondes de color verde uniforme, con raíces visibles y sin signos de clorosis o necrosis, asegurando su capacidad de crecimiento vegetativo y absorción eficiente de nutrientes (Buta et al., 2023a).

3.5.5. Masificación bacteriana

Se prepararon frascos de vidrio estéril de 500 mL con 200 mL de caldo Luria Berthani (LB) por separado, para cada cepa bacteriana; y se inoculó con 15 mL de un cultivo bacteriano de 18 h (Densidad óptica de 0,8) previamente reactivado de los ceparios (tabla 4). Se dejó incubar a 37 °C a 120 rpm durante 24 y luego se centrifugo, a 5000 rpm durante 5 min. El

sobrenadante se descartó, y se lavó el sedimento con solución fisiológica al 0,89 %. El proceso de lavado se repitió dos veces, hasta obtener el pellet final, el cual se re suspendió con una solución fisiológica al 0,89 %. El proceso de lavado y homogenización se repitió hasta lograr agotar el volumen de la suspensión incubada inicialmente. Posteriormente se llevó a todas las suspensiones bacterianas a una concentración de densidad óptica de 0,8 (Tabla 8).

Tabla 8 Densidad óptica de 0,8 (B1-B2-B3)

Densidad óptica de 0,8		
MUESTRA	Identificación molecular	Absorbancia a 605 nm
B1	<i>Aeromonas sp.</i>	0,892
B2	<i>Bacillus sp.</i>	0,896
B3	<i>Aeromonas sp.</i>	0,842

Este proceso se realiza para eliminar cualquier residuo metabólico antes de aplicar a los tratamientos, así también para no interferir con el entorno del tratamiento, o alterar las condiciones microbiológicas y químicas (Thorfinnsdottir et al., 2023).

3.5.6. Introducción del inóculo bacteriano masificado

Se inocularon las diferentes cepas bacterianas en las peceras correspondientes, asegurando una distribución homogénea del inóculo en cada una de ellas. Este procedimiento permitió evaluar la interacción entre las plantas acuáticas y las bacterias, así como su capacidad conjunta para remediar los contaminantes presentes en el agua residual.

3.5.7. Fase de adsorción de los tratamientos

Transcurridos trece días de tratamiento con los macrófitos acuáticos y cepas bacterianas, se incorporó biocarbón de raquis de banano como fase de adsorción del sistema de fitorremediación asistida. Previamente, las peceras experimentales nuevas para esta etapa fueron limpiadas

rigurosamente, con el propósito de evitar cualquier contaminación cruzada. Posteriormente se transfirieron 8 litros de agua residual desde las unidades con material vegetal y bacterias hacia las nuevas peceras, utilizando una dosis 1g/L.

IV. Resultados y discusión

4.1. Concentración mínima inhibitoria (CMI)

En la Tabla 9, se muestra los resultados de la densidad óptica de las 6 bacterias evaluadas.

Tabla 9. Medida de densidad óptica para el monitoreo del crecimiento bacteriano.

Soluciones de metales pesados ICP multi-element standard solution IV	Densidad óptica					
	B5	B3	B7	B12	B11	B1
0.5 mg/L	0,630	0,538	0,536	0,143	0,691	0,401
1 mg/L	0,539	0,595	0,502	0,361	0,588	0,489
3 mg/L	0,552	0,731	0,584	0,575	0,200	0,628
5 mg/L	0,623	0,596	0,508	0,272	0,699	0,289
10 mg/L	0,519	0,498	0,482	0,341	0,510	0,509
20 mg/L	0,563	0,576	0,502	0,292	0,682	0,304

* B1 (*Aeromonas sp.*), B3 (*Pseudomonas tolaasii.*), B5 (*Bacillus sp.*), B7 (*Aeromonas sp.*), B11 (*Aeromonas sp.*), B12 (*Aeromonas sp.*).

Los resultados de OD₆₀₅, que oscilan entre 0,1 y 0,8, se encuentran dentro del rango operacional aceptado para cultivos bacterianos activos destinados a pruebas de CIM (Fonseca e Silva et al., 2020). Las cepas con valores cercanos a 0,7, como *Aeromonas sp*, reflejan un alto nivel de biomasa y viabilidad, lo cual es útil siempre que se apliquen diluciones antes de la siembra en placas con agar LB para evitar sobreestimaciones de resistencia (Shuangdi Chen et al., 2023). Las cepas con valores menores, como *Aeromonas sp* (0,143), indica menor actividad o crecimiento más lento, lo cual se tomó en cuenta al momento de interpretar

los halos de inhibición. Es fundamental destacar que estas mediciones se realizaron antes de la siembra en placas con agar LB con exposición a metales pesados, por lo que refleja exclusivamente la interacción entre cada cepa y el caldo nutritivo.

Con respecto a la densidad óptica Smith Kenneth and Kirby James (2018) concluyeron que el ajuste previo del inóculo mediante lecturas de densidad óptica a 605 nm permite reducir el impacto de las variaciones en la concentración celular inicial, asegurando una interpretación más precisa de la CIM. Asimismo, Hasr Moradi Kargar and Hadizadeh Shirazi (2020) señalaron que la uniformidad del inóculo es un requisito metodológico esencial en los protocolos de microdilución.

En la Tabla 10, se detalla el conteo de las bacterias en las diferentes concentraciones de la solución estándar multielemental.

Tabla 10. Conteo del crecimiento de las bacterias en medio de cultivo con diferentes concentraciones de la solución elemental.

BACTERIAS	Concentración de las soluciones multielemental en el medio de cultivo (mg/L)						
	0,5	1	3	5	10	20	50
<i>Aeromonas sp.</i>	782	547	453	468	62	0	0
<i>Pseudomonas tolaasii.</i>	965	875	732	1454	4	0	0
<i>Bacillus sp.</i>	1023	1342	921	1172	36	0	0
<i>Aeromonas sp.</i>	1258	687	820	1275	2	0	0
<i>Aeromonas sp.</i>	1116	212	6	3	48	0	0
<i>Aeromonas sp.</i>	584	365	45	52	2	0	0

*Recuento de colonias por placas

Se empezó con una concentración de 0,5 mg/L y se aumentó la concentración en el medio, hasta llegar a un nivel donde las bacterias ya no crecieron. De las 6 bacterias, el 100 % toleró concentraciones de 0,5

mg/L, 1 mg/L, 3 mg/L, 5 mg/L, 10 mg/L, mientras que para las concentraciones de 20 mg/L y 50 mg/L, no hubo crecimiento en el caso de las 6 bacterias.

En lo referente al crecimiento bacteriano en soluciones de metales pesados, los resultados concuerdan con lo reportado por Xie et al. (2021), quienes observaron que *Bacillus spp.* puede crecer en presencia de cadmio (Cd) hasta una concentración de 15 mg/L, asimismo Vélez et al. (2021) concluyeron que bacterias del genero *Pseudomonass*, experimentan una disminución en su viabilidad cuando se exponen a concentraciones superiores a 15 mg/L de metales como zinc o plomo.

Durante el crecimiento de cepas bacterianas en medios acuosos con contaminantes, Iza et al. (2022), concluyeron que los microorganismos desarrollan mecanismos de resistencia, lo que confirma su alta capacidad de adaptativa ante condiciones de estrés. En concordancia con ello, Trujillo et al. (2023), señalaron que, dichos mecanismos incluyen la adsorción de metales en la superficie celular, la acumulación intracelular, la exportación activa de iones y la transformación enzimática. Por su parte, Patil et al. (2019) destacaron que estos procesos están asociados a determinantes genéticos localizados en el cromosoma o en elementos móviles, lo que facilita la transmisión de resistencia entre poblaciones bacterianas.

4.2. Evaluación de la calidad del agua

El monitoreo de parámetros de campo, fisicoquímicos y microbiológicos permitió identificar el estado inicial del agua residual y evaluar los cambios generados por la acción combinada de plantas acuáticas, microorganismos y biocarbón a los largos de los diferentes muestreos.

Tomando en consideración que el pretratamiento de autoclave previo al vertimiento del agua residual en los tratamientos podría generar modificaciones, diversos estudios han evaluado sus efectos sobre parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. En relación con la turbidez, Rosario et al. (2023) reportaron que, tras someter muestras de aguas residuales domésticas a 121 °C por 30 minutos, se obtuvo una remoción del 40 % pasando de 500 a 200 UNT, en comparación con las muestras sin tratar. En cuanto a los sólidos suspendidos, Atchala et al. (2025) demostraron que el pretratamiento por autoclave en aguas residuales de mataderos avícolas produjo una disminución del 30 % con valores que pasaron de 254 a 76,2 mg/L. En el caso del fosfato; Pang et al. (2020), concluyeron que en aguas residuales de acuicultura este proceso favorece la conversión de fracciones orgánicas y particuladas a formas inorgánicas solubles (PO_4^{3-}), facilitando así la liberación de compuestos de fósforo. En lo referente a los parámetros microbiológicos, Yirgu et al. (2020), quienes demostraron que en aguas residuales domésticas el calor húmedo a 121 °C por 15 minutos redujo un 98 % las esporas bacterianas. De manera similar Huesca-Espitia et al. (2016), evidenciaron reducciones del 99 % en bacterias viables bajo las mismas condiciones de tratamiento.

4.2.1. Parámetros de campo

Las mediciones realizadas con el multiparámetro (WTW Multi 3620i) y el turbidímetro (LOVIBOND T3 211 IR) mostraron variaciones en los parámetros de campo, reflejando el impacto de los tratamientos sobre la calidad del agua residual.

A. Oxígeno disuelto (mg/L)

En la figura 9, se presenta la variación del Oxígeno disuelto en los tratamientos (T1 a T8) durante los diferentes muestreos.

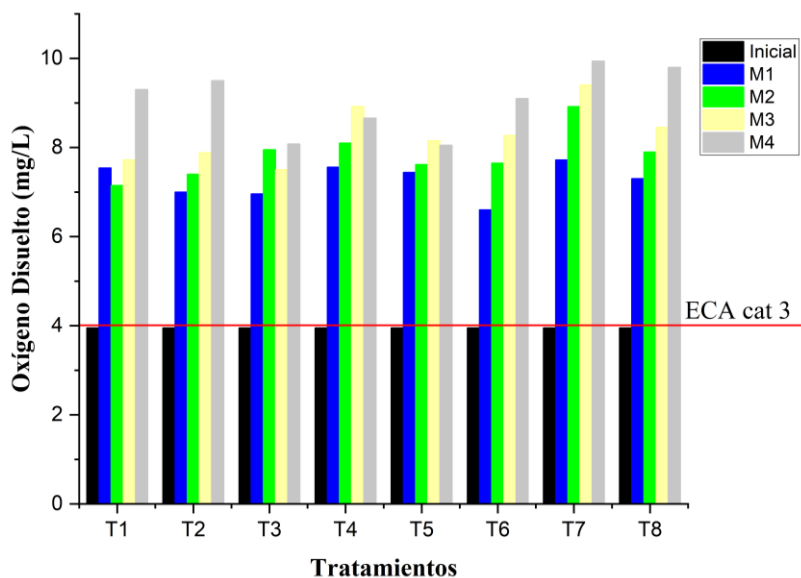


Figura 9. Concentración de oxígeno disuelto (mg/L) en los tratamientos T1 a T8 durante los muestreos M1 a M4.

Los tratamientos iniciaron con un (OD) de 3,95 mg/L, por debajo del valor establecido por el ECA (≥ 4 mg/L). En el caso del T1, se evidenció un incremento sostenido, alcanzando 9,3 mg/L al día 13, lo que representa un aumento del 135,4 % con respecto al valor inicial. De forma comparable, el T4, alcanzó un pico de 8,92 mg/L al día 10, reflejando un incremento del 125,8 %;

El tratamiento T7, donde los valores de (OD) se elevaron desde 3,95 mg/L hasta 9,94 mg/L, con un aumento acumulado del 151,4 %, siendo este el más alto registrado en el experimento.

Con respecto al aumento progresivo de (OD) en los tratamientos (T1, T3, T4 y T5), se concuerda con lo reportado por, Nahar and Sunny (2024), donde concluyeron que el OD en las aguas residuales con *Eichhornia crassipes* aumenta de 4,58 a 14,61 mg/L en 14 días; lo cual es respaldado por Churko et al. (2023), que atribuyen el aumento de (OD) principalmente a la fotosíntesis, junto con la actividad microbiana estimulada por raíces extensas.

Con respecto al T7, ha mostrado similitud a lo reportado por Omityoin et al. (2016), quienes al combinar *Lemnar minor* con cepas de *Bacillus sp* en aguas residuales de acuicultura, observaron un aumento superior al 100 %, atribuido tanto a la actividad fotosintética de la planta, como al estímulo del metabolismo bacteriano por los exudados radiculares. De manera complementaria, Sender and Boczula (2024), concluyeron que *Lemna minor* incrementa la producción de oxígeno en función de variables ecológicas como luz y temperatura.

B. pH

En la figura 10, se presenta la variación del pH en los tratamientos (T1 a T8) durante los diferentes muestreos.

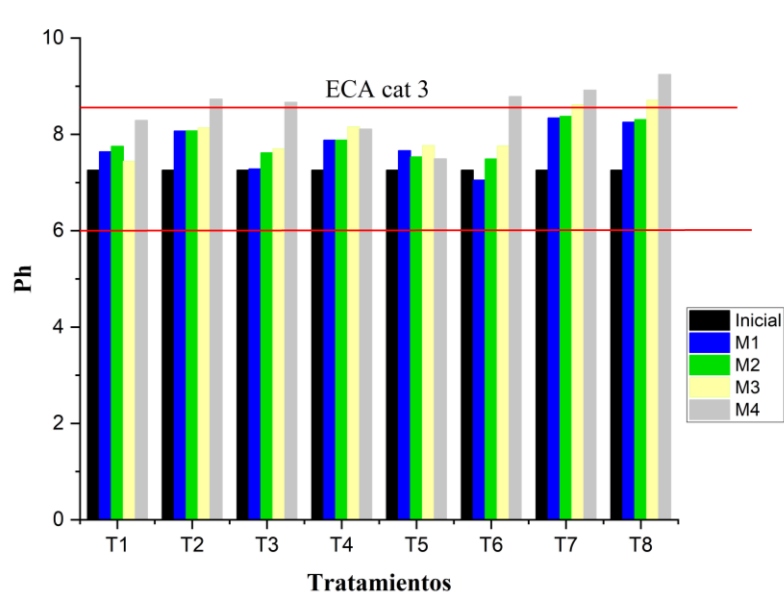


Figura 10. Comportamiento del pH en los tratamientos T1 a T8 a lo largo de los muestreos.

Los tratamientos iniciaron con un valor promedio de pH de 7,3, ubicándose dentro del valor establecido por los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para aguas categoría 3 (6,5 – 8,5). A lo largo del periodo experimental, se observaron variaciones ascendentes en la mayoría de los casos, reflejando un ligero incremento en la alcalinidad del agua. En T2, el pH alcanzó los 8,7 al M4 (día 13), lo que representa un aumento del 20,3 % respecto al valor inicial. De manera similar, T7 registró un valor final de 8,9, con un incremento del 22,9 %. En contraste, T4 y T5 presentaron una ligera disminución del pH al final de los

muestreos. En T4, el valor descendió de 7,3 a 7,19 al M4 (día 13), lo que representa una reducción del 1,5 %. En T5, el descenso fue más pronunciado, alcanzando un pH final de 7,01, con una disminución del 4 % al M4 (día 13).

Con respecto al aumento en los tratamientos (T1, T2, T3, T6, T7, T8), se concuerda con lo reportado por Conradi et al. (2025), quienes registraron un aumento del pH de 23,59 % (7,25 a 8,96) en un tratamiento con *Lemna minor* y aguas residuales industriales durante un tiempo de retención de 7 días; este aumento asociado al uso de *Lemna minor* puede representar una limitación de disponibilidad de elementos esenciales, y al mismo tiempo aumentar la solubilidad de metales pesados, lo que compromete la eficacia del tratamiento (Pathak et al., 2024).

Respecto a la reducción presente en los tratamientos (T4,T5), se encuentran dentro de los valores reportados por Cruz Palacios and Juarez Garcia (2024), quienes en un humedal artificial con *Eichhornia crassipes*, observaron un aumento de 2,34 % (7,26 a 7,09) tras 15 días de exposición, de igual manera lo reporta Khan et al. (2025) observaron reducciones de 4,25 % en *Eichhornia crassipes*, expuestas a aguas residuales textiles industriales durante 12 días.

En los tratamientos evaluados, los valores de pH oscilaron entre 7,8 y 8,9; rango que se encuentra dentro de lo reportados por Mustafa and Hayder (2021) y Gomes (2024), quienes señalan que valores entre los rangos de (5,5 y 9), favorecen el crecimiento vegetal y a la asimilación de nutrientes en sistemas de tratamientos con aguas residuales.

C. Turbidez (UNT)

En la figura 11 se presenta la variación de la turbidez en los tratamientos (T1 a T8) durante los diferentes muestreos.

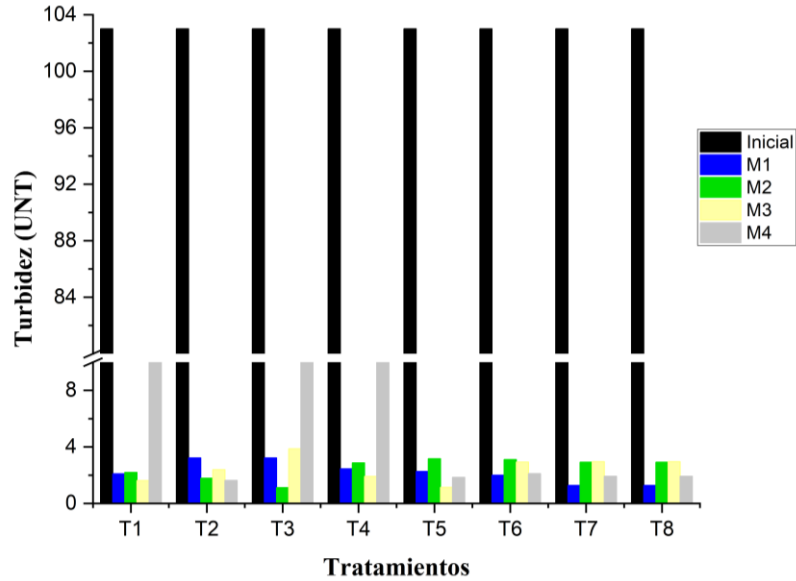


Figura 11. Comportamiento de la turbidez en los tratamientos T1 a T8 a lo largo de los muestreos.

Los valores iniciales de turbidez fueron uniformes en todos los tratamientos, con un valor constante de 103 UNT. En el M2 (día 6), T3 alcanzó la mayor remoción con 1,12 UNT, lo que representa una disminución del 98,9 %. También destacaron T5 con 3,18 UNT (96,9 %) y T2 con 1,82 UNT (98,2 %). En el M4 (día 13), la mayoría de los tratamientos mantuvieron valores bajos (por debajo de 2,5 UNT), excepto T1, que presentó un incremento a 30,7 UNT, equivalente a solo 70,2 % de reducción. Estos resultados evidencian que T2, T3, T5, T6, T7 y T8 conservaron una alta eficiencia en la remoción de turbidez a lo largo del tiempo.

Los tratamientos (T2, T5, T6, T7 y T8) mostraron reducciones que se relacionan con lo reportado por Guio Arteaga and Toscano Hernández (2018), quienes observaron que *Eichhornia crassipes* disminuye la turbidez en 70 % (62 a 18 UNT) en 15 días, atribuido a sus procesos biológicos asociados con la remoción de materia orgánica; de manera similar, Carioti et al. (2025), demostraron que tras aplicar *Lemna minor* durante 21 días a efluentes industriales, la turbidez redujo en un 84 % (92 a 14,72 UNT).

Con respecto al aumento en los tratamientos (T1, T3, T4) durante el muestreo 4, los resultados se asemeja a lo reportado por Churko et al. (2023). De manera complementaria, Wang et al. (2021), concluyen que factores como la sobreexposición a la luz solar, pueden inducir procesos de descomposición acelerada en las plantas acuáticas presentes en los tratamientos, los que incrementa temporalmente la turbidez del agua tratada.

D. Conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

En la figura 12 se presenta la variación de la conductividad eléctrica en los tratamientos (T1 a T8) durante los diferentes muestreos.

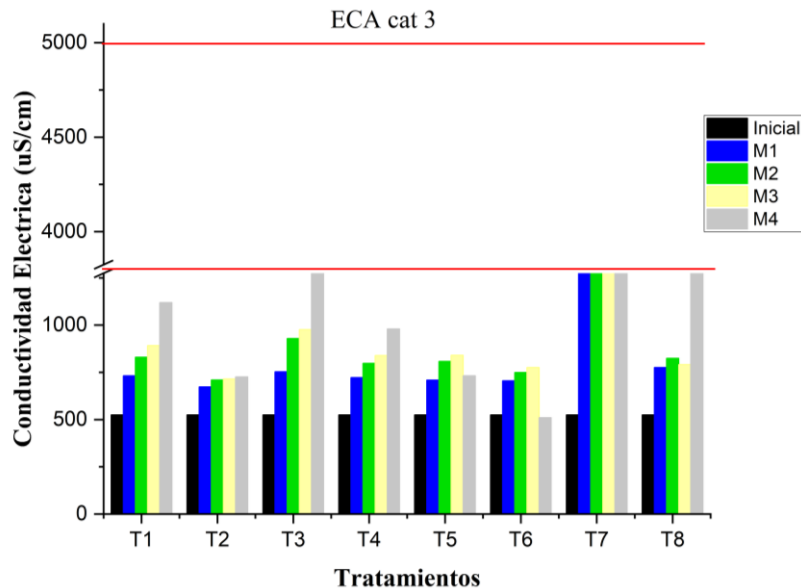


Figura 12. Comportamiento de la Conductividad Eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en diferentes tratamientos durante los muestreos M1–M4.

La conductividad eléctrica (CE) presentó una tendencia general al aumento en la mayoría de los tratamientos. Al M4 (día 13), los mayores incrementos se registraron en T7 y T8, con valores de 1909 y 1852 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lo que representa un aumento de 263,6 % y 252,8 %, respectivamente, respecto al valor inicial de 525 $\mu\text{S}/\text{cm}$. También se observaron incrementos importantes en T3 (199,2 %) y T1 (113,1 %).

A diferencia de los demás tratamientos, el T6 ha sido el único tratamiento que mostró una leve disminución (2,8 %), alcanzando 510 $\mu\text{S}/\text{cm}$ al M4 (día 13). No

obstante, a pesar del aumento generalizado, todos los valores se mantuvieron por debajo del valor establecido por el ECA categoría 3 (2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$), por lo que no representa un riesgo significativo para la calidad del agua en este uso. Esta reducción es comparable con lo reportado por Bustamante et al. (2022), quienes registraron un descenso de 296,8 a 280,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el día 8, asociado a la posible absorción de iones por parte de *Lemna minor*.

Con respecto al incremento de la CE, este resultado coincide con lo reportado por Bustamante et al. (2022), quienes registraron un incremento en tratamientos con *Lemna minor*, pasando de 265,6 a 296,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ al día 5, atribuido a la liberación de compuestos iónicos derivados de la actividad biológica. Así mismo Ballón Durand (2021), informó que en tratamientos con *Eichhornia crassipes* la CE se incrementó en un 104 % a lo largo de los 15 días, principalmente debido a la evaporación del agua en las peceras experimentales.

En relación con la disminución observada en el T6, estos resultados guardan concordancia con lo reportado por Ali et al. (2024) quienes registraron una disminución de 304,1 a 295,87 $\mu\text{S}/\text{cm}$ al día 5. A pesar de la disminución presentada por T6, Iatrou et al. (2017) concluyeron que *Lemna minor* prosperó en condiciones de baja conductividad a lo largo de los 21 días de tratamiento con aguas residuales industriales domésticas. La reducción obtenida estaría asociada a la capacidad de la especie para absorber nutrientes e iones disueltos, considerada por Lopez Sangama (2025) como el principal mecanismo de remoción en sistemas con esta planta.

E. Temperatura (°C)

En la figura 13 se presenta la variación de la temperatura en los tratamientos (T1 a T8) durante los diferentes muestreos.

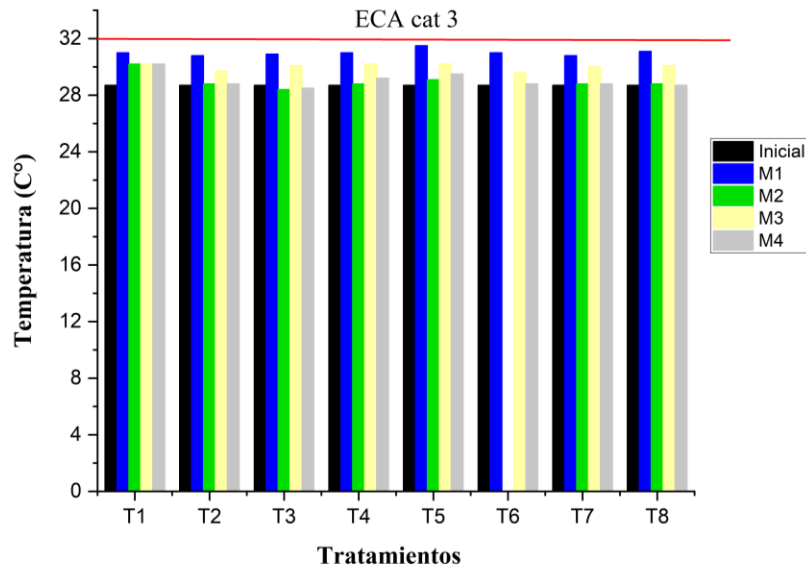


Figura 13. Comportamiento de la temperatura (°C) en los tratamientos (T1–T8) durante los muestreos M1–M4

Los tratamientos comenzaron con una temperatura promedio de 28,7 °C, valor que se utilizó como referencia para evaluar las variaciones térmicas permitidas según el ECA categoría 3 (± 3 °C). A lo largo del experimento, la mayoría de los tratamientos mantuvieron oscilaciones térmicas dentro del rango establecido. En T1, la temperatura alcanzó un máximo de 31 °C durante el M1, representando un incremento del 8%, sin superar el valor permitido. De igual forma, T4 mostró un aumento máximo del 9,8 % (31,5 °C) al día 3, pero posteriormente disminuyó hasta 29,5 °C en el M4. En contraste, T3 presentó una reducción progresiva, descendiendo de 30,9 °C a 28,5 °C en el día 13, lo que implica una variación mínima del 0,7 % respecto al valor inicial.

Con respecto a la temperatura, los valores registrados se consideran adecuados para la aplicación de la técnica de fitorremediación, de acuerdo con lo señalado por Weirich et al. (2020), quienes evidenciaron una mayor eficiencia en la eliminación de NO_3 por *Eichhornia crassipes* a 29 y 30 °C. De forma

análoga Mohebi and Nazari (2022), reportaron remociones de sólidos totales y suspendidos a temperatura de 27,5 y 29 °C después de 10 días de tratamiento.

F. Salinidad (‰)

En la figura 14 se presenta la variación de la salinidad en los tratamientos (T1 a T8) durante los diferentes muestreos.

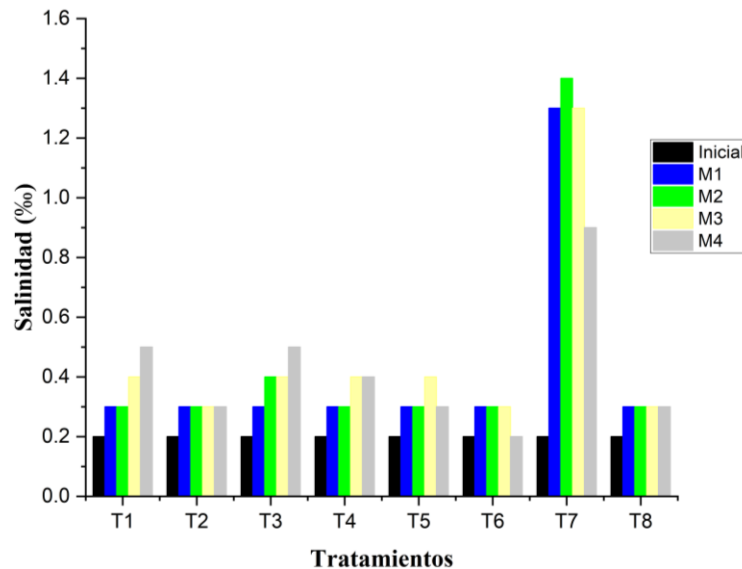


Figura 14. Comportamiento de la salinidad en los tratamientos T1 a T8 durante los muestreos.

Los valores iniciales de salinidad en todos los tratamientos fueron de 0,2 ‰. A lo largo del periodo experimental, se observaron fluctuaciones mínimas en los tratamientos, con algunos incrementos leves hacia los muestreos finales. T3 alcanzó un valor de 0,4 ‰ al M4 (día 13), representando un aumento del 100 % respecto al valor inicial. De forma similar, en T4 y T6 se registraron incrementos hasta 0,3 ‰, representando un aumento del 50 % respecto al valor inicial. A pesar de estas variaciones, los niveles de salinidad se mantuvieron bajos durante todo el ensayo, sin superar 0,4 ‰ en ningún tratamiento.

Con respecto al aumento de las concentraciones de salinidad, este resultado coincide con lo reportado por Cruzatt Dueñas and Carmona Quelopana (2023), quienes concluyeron que en sistemas de fitorremediación con alta carga orgánica y consorcios bacterianos puede generarse un incremento de salinidad por la liberación y solubilización de iones. Sin embargo, la posterior reducción

observada en el tratamiento T7 podría atribuirse a un proceso de absorción parcial de sales o por la precipitación de iones, tal como lo discuten Moreno Castro et al. (2025), quienes señalan que en etapas avanzadas de la fitorremediación puede presentarse una estabilización o descenso en los niveles de salinidad, especialmente en presencia de especies como *Eichhornia crassipes* y *Lemna minor*, que actúan como moderadores del equilibrio iónico del sistema.

4.2.2. Parámetros físicos

Los resultados de sólidos totales, suspendidos y sedimentables obtenidos mediante los métodos de secado en placa y conos Imhoff. Permitieron cuantificar la carga física del agua residual, evidenciando diferencias entre los tratamientos aplicados.

A. Sólidos totales (mg/L)

En la figura 15, se presenta la variación de los sólidos totales (mg/L) en los tratamientos (T1 a T8) durante los diferentes muestreos.

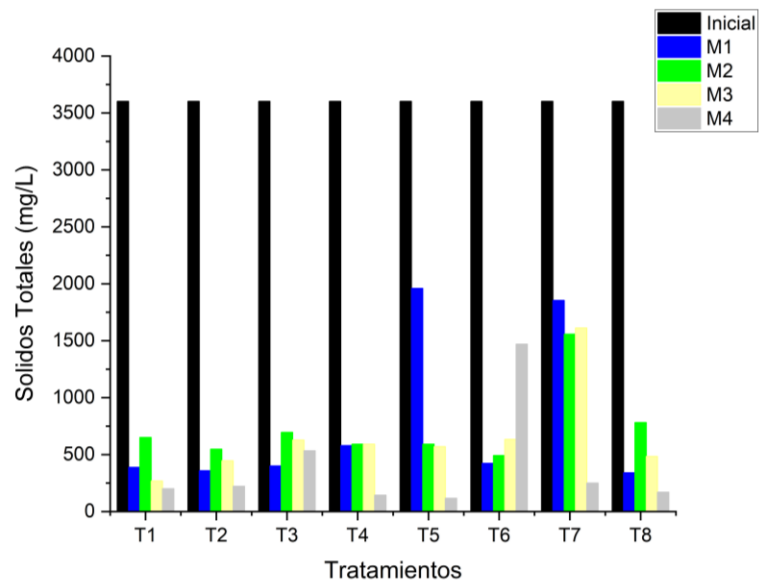


Figura 15. Comportamiento de los sólidos totales en los tratamientos T1 a T8 a lo largo de los muestreos.

En T1, los ST disminuyeron drásticamente hasta alcanzar 200 mg/L en el M4 (13 días), lo que representa una remoción del 94,4% respecto al valor inicial,

de forma similar, T4 mostró una reducción significativa, finalizando en 144 mg/L, lo que equivale a un 96 % de remoción, siendo uno de los tratamientos más eficaces a lo largo de los 13 días. Por su parte, T5 evidenció un comportamiento irregular, a pesar de registrar una importante disminución en el M2 (592) y M3 (570) mg/L, al llegar al día 13 (M4) el valor fue de 116 mg/L, consolidando una reducción total del 96,7 %, aunque con una dinámica fluctuante. En cambio, T6 presentó una tendencia menos marcada, con valores que oscilaron durante el experimento y un valor final de 1470 mg/L, lo que indica una remoción parcial del 59,2 %.

Con respecto a los tratamientos que presentaron remociones significativas superiores al 50 %, estos resultados coinciden con lo reportado por Parwin and Paul (2019), quienes documentaron que *Eichhornia crassipes* redujo los sólidos totales (ST) en un 87 %, pasando de 1002,42 a 130,31 mg/L en un periodo de 15 días de retención. De manera similar, Zeb et al. (2025), registraron remociones superiores al 95 % (2453 a 122.67 mg/L) en sistemas de humedales con biofilm utilizando *Eichhornia crassipes* en condiciones de tratamiento de aguas residuales industriales combinadas. Asimismo, Ahmadi (2024), reportó una disminución significativa de ST en tratamientos con *Lemna minor*, donde los valores se redujeron de 720 a 130 mg/L en 20 días, destacando la acción combinada de absorción y decantación, facilitada por la cobertura superficial que genera la planta.

B. Sólidos suspendidos (mg/L)

En la figura 16, se presenta la variación de los sólidos suspendidos (mg/L) en los tratamientos (T1 a T8) durante los diferentes muestreos.

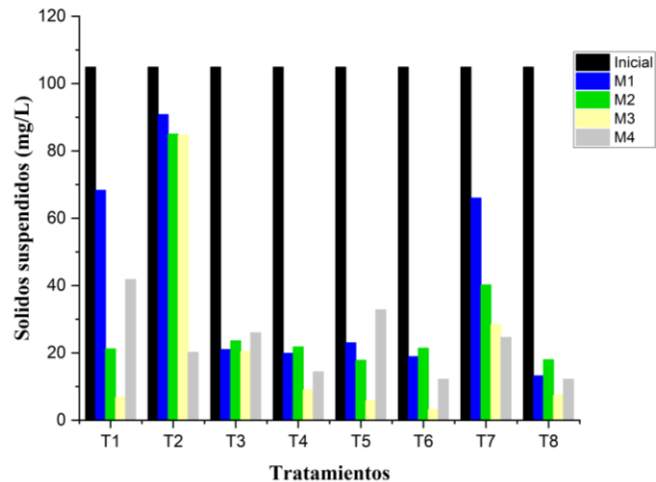


Figura 16. Comportamiento de los sólidos suspendidos en los tratamientos T1 a T8 a lo largo de los muestreos.

A lo largo del periodo experimental, se observó una marcada reducción en la mayoría de los tratamientos. Los descensos más marcados se observaron en T6 y T8, que disminuyeron hasta 12,2 mg/L en M4 (13 días), con una remoción acumulada del 88,4 %, de manera similar, T4 redujo sus niveles hasta 14,4 mg/L, alcanzando un 86,3 % de remoción. Por otro lado, un caso particular fue el de T2, que mostró un nivel de reducción bajo durante los primeros tres muestreos (90,8 a 84,6 mg/L), pero presentó una fuerte disminución en M4, llegando a 20,2 mg/L, equivalente a una remoción total del 80,7 %. En conjunto, los resultados muestran que la mayor eficacia se logró en los tratamientos T6, T8 y T4, reflejando un comportamiento sostenido de remoción a lo largo del experimento.

En lo que respecta a la notable eficiencia de remoción observada en los tratamientos T6 y T8, estos resultados coinciden con lo reportado por Abdul Aziz et al. (2020), quienes alcanzaron reducciones del 86 % con *Lemnar minor* en tres humedales de flujo artificial con aguas residuales domésticas de 10 y 15 días de tiempo de retención. De manera similar, en el tratamiento con *Eichhornia crassipes* (T4), se observó una remoción cercana al 86 %, lo cual encuentra respaldo en Zeb et al. (2025), quienes demostraron que en sistemas de humedales artificiales combinados con *Eichhornia crassipes*, se alcanzaron

reducciones del 65 % de los sólidos suspendidos, atribuidas a la acción conjunta de su denso sistema radicular, que favorece a la sedimentación de partículas.

C. Sólidos sedimentables (mL/L)

En la figura 17, se presenta la variación de los sólidos sedimentables (mL/L) en los tratamientos (T1 a T8) durante los diferentes muestreos.

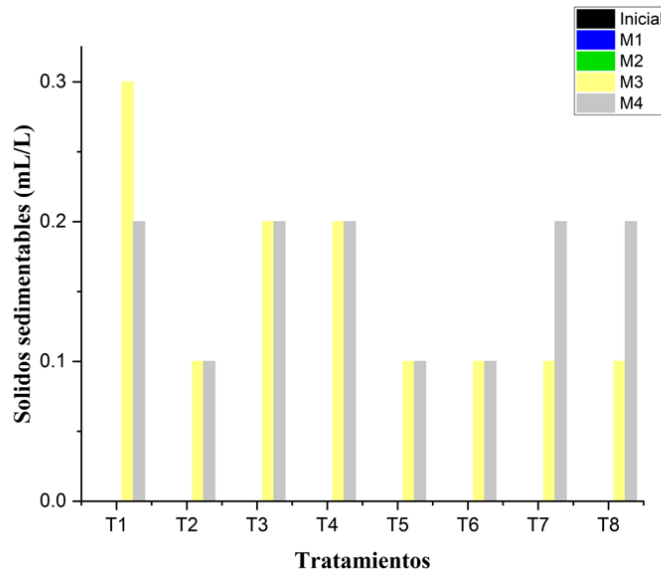


Figura 17. Comportamiento de los sólidos sedimentables en los tratamientos T1 a T8 a lo largo de los muestreos.

Los sólidos sedimentables mostraron un valor inicial de 0 mL/L en todos los tratamientos. Durante los muestreos M1 y M2 no se registraron valores, manteniéndose en 0 mL/L. Sin embargo, en M3 (día 10) se observó un incremento en todos los tratamientos, alcanzando un valor máximo de 0,3 mL/L, lo que representa una aparición nueva de este tipo de sólidos tras el proceso de tratamiento. Para el M4 (día 13), los valores oscilaron entre 0,1 y 0,2 mL/L.

En términos relativos, este aumento representó un cambio del 100 % respecto al valor inicial, evidenciando la generación de sólidos sedimentables posiblemente por desprendimientos de biomasa vegetal o acumulación de partículas más pesadas. A pesar del incremento, los valores finales se mantuvieron bajos, sin superar los 0,3 mL/L, lo cual indica que el sistema aún logra controlar la formación de estos sólidos en niveles aceptables.

Respecto a los sólidos sedimentables, Acosta and Beltrán (2025) concluyeron que en etapas finales del tratamiento con humedales híbridos y *Eichhornia crassipes*, se presenta una reacumulación en la zona basal, atribuida a la saturación del sistema radicular y la caída de residuos orgánicos. Estos resultados se asemejan a lo reportado por Intriago et al. (2024), quienes observaron aumentos del 67 % con *Lemnar minor*, explicados por la acumulación progresiva de biomasa vegetal en descomposición, liberación de partículas coloidales y raíces deterioradas al medio.

4.2.3. Parámetros bioquímicos

Los resultados de DBO₅, fosfatos y nitratos fueron obtenidos mediante los métodos de disolución múltiple, ácido ascórbico y reducción Cu-Cd, respectivamente, permitiendo identificar variaciones en la calidad del agua residual tratada entre los diferentes tratamientos.

A. DBO₅ (mg/L)

En la figura 18, se presenta la variación de la DBO (mg/L) en los tratamientos (T1 a T8) durante los diferentes muestreos.

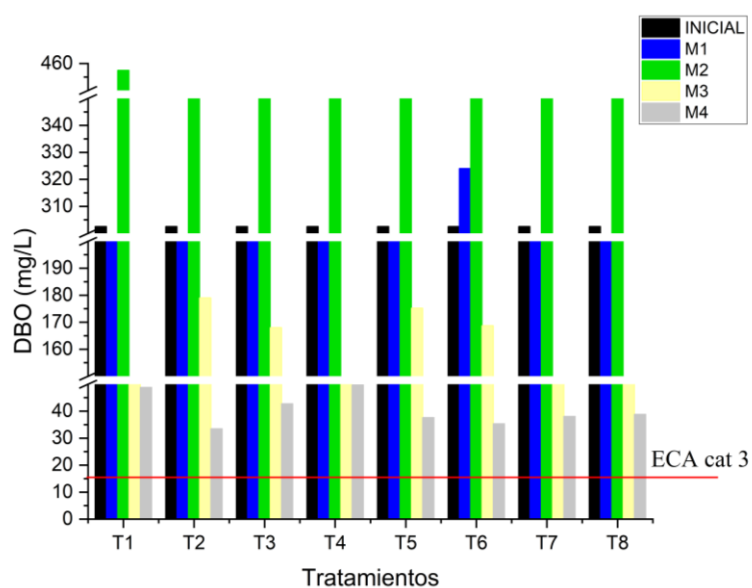


Figura 18. Comportamiento de DBO en los tratamientos T1 a T8 a lo largo de los muestreos.

Al inicio del experimento, todos los tratamientos presentaron un valor uniforme de 302,542 mg/L. Durante el M2 (día 6), se observó un incremento inicial en los

valores de DBO₅ alcanzando aumentos entre 41 % y 51 % en tratamientos como T1, T2, T4, T5 y T6. Posteriormente, se registraron reducciones significativas en los valores de DBO₅ hacia los días 10 y 13, en los tratamientos T1 y T4 la reducción llegó hasta un 80 %, mientras que en T2 y T5 se alcanzaron disminuciones cercanas al 79 % en el M4. Sin embargo, a pesar de estas reducciones importantes en la materia orgánica presente, los valores finales de DBO₅ no lograron cumplir con el valor establecido en el Estándar de Calidad Ambiental (ECA) para aguas de categoría 3 (15 mg/L), manteniéndose valores superiores a 60 mg/L al término de los 13 días de evaluación.

En lo que respecta a las reducciones observadas en el día 13, estas coinciden con lo reportado por Vanegas Gómez (2020a), quién observó una eficiencia de remoción del 83,07 % (135,00 a 22,03 mg/L) después de 12 días con *Eichhornia crassipes* en humedales artificiales con aguas residuales, evidenciando una notable capacidad de depuración. Por su parte, Delgado Vasquez (2021) obtuvo una eficiencia aún mayor, con una remoción del 90 % (268,10 a 26,81 mg/L), al tratar efluentes de aguas residuales industriales; resultado que se relaciona a lo reportado por Baldeón et al. (2017), donde concluyeron que *Eichhornia crassipes* presentó reducción del 78% (210,40 a 46,2 mg/L) en 15 días.

De manera similar, Aranda Saboya and Pinchi Greenwich (2020), desarrollaron un estudio con *Eichhornia crassipes* y *Lemna minor* durante aproximadamente dos meses, logrando un 83 % de remoción de DBO₅. Estos resultados demuestran que los sistemas sostenidos de fitorremediación pueden mantener una eficiencia constante en periodos prolongados de operación.

B. Fosfatos (mg/L)

En la figura 19 se muestra la variación en la concentración de fosfatos (mg/L) en los tratamientos (T1 a T8) durante los distintos muestreos.

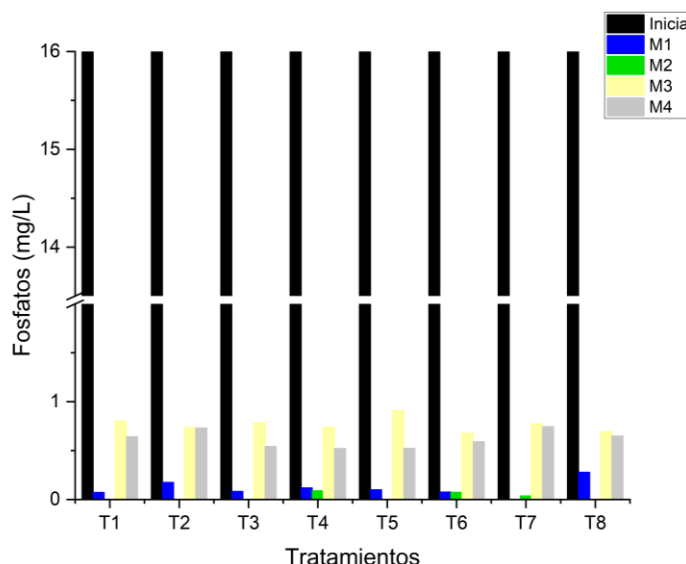


Figura 19. Comportamiento de los fosfatos en los tratamientos T1 a T8 a lo largo de los muestreos.

En el M1 (día 3), se registraron valores entre 3,43 y 8,13 mg/L, indicando reducciones entre 50% y 79%. En el M3 (día 10), los valores se redujeron a rangos de 0,67 a 1,04 mg/L, con reducciones del 93 % al 96 %. En el M4 (día 13), se alcanzaron concentraciones entre 0,52 y 0,74 mg/L, con reducciones superiores al 95% en todos los tratamientos. Se reportó un valor por debajo del límite de detección del equipo, en el M2 (día 6) para los tratamientos T1, T2, T3, T4 y T5, por lo que no se consideraron estos valores en el análisis. Los tratamientos T6, T7 y T8 sí presentaron valores válidos en el M2, mostrando concentraciones de 0,87, 0,92 y 0,85 mg/L respectivamente, lo que representa reducciones del 94 % en ese punto de muestreo.

Con respecto a los valores de remoción observados en los tratamientos T1 a T8, estos se encuentran dentro de lo reportado por Alva Valqui (2024), quien mostró que *Lemna minor* alcanza una eficiencia de 68,3 % en la remoción de fosfatos después de 10 días de tratamiento, pasando de 10,22 a 3,23 mg/L,

evidenciando su capacidad como biofiltro. De manera similar, Arias Hoyos et al. (2016), reportaron una remoción del 71,2 % de fosfatos empleando *Lemna minor*, observando la mayor, observando que la mayor parte de la reducción ocurrió durante los primeros 5 días, lo que sugiere una respuesta rápida de la planta ante la presencia del contaminante. Así mismo, Vulpe et al. (2025), destacaron que *Lemna minor* puede exhibir una tasa de remoción de fósforo de aproximadamente 77 %, gran parte del fósforo del agua se acumula directamente en su biomasa.

Con respecto al uso de *Eichhornia crassipes*, Bustamante Sosa and Vera Delgado (2025), concluyeron que esta planta logró una remoción del 82,5 % (4,10 a 0,72 mg/L) después de 12 días de tratamiento. De manera complementaria, Buta et al. (2023a), evidencian una mayor capacidad de remoción de fósforo tras 7 días de tratamiento, en comparación con solo 2 días.

Los tratamientos T4, T7, conformados por *Eichhornia crassipes* con *Bacillus sp.* y *Lemna minor* con *Bacillus sp.*, alcanzaron reducciones de 97 % y 95 %, respectivamente. Esta eficiencia responde a una dinámica de interacción, en la cual, según lo reportado por A. Ali et al. (2021) y Kalayu (2019), quienes señalan que *Bacillus sp.* posee enzimas extracelulares que transforman el fosfato de en formas monobásicas, las cuales quedan disponibles y son aprovechadas por las plantas para su absorción.

C. Nitratos (mg/L)

En la figura 20, se presenta la variación de los nitratos (mg/L) en los tratamientos (T1 a T8) durante los diferentes muestreos.

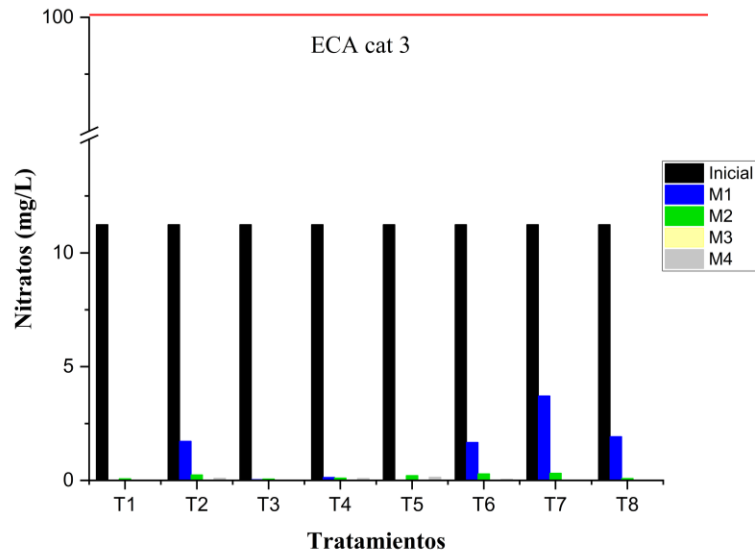


Figura 20. Comportamiento de los nitratos en los tratamientos T1 a T8 a lo largo de los muestreos.

Los niveles de nitratos presentaron reducciones significativas respecto al valor inicial de 11,24 mg/L en todos los tratamientos. En el M1 (día 3), se obtuvieron valores válidos en T2 (1,72 mg/L, reducción del 85 %), T4 (0,13 mg/L, reducción del 99 %), T6 (1,67 mg/L, reducción del 85 %), T7 (3,71 mg/L, reducción del 67%) y T8 (1,92 mg/L, reducción del 83 %), mientras que en T1, T3 y T5 se reportó por debajo del límite de detección del equipo. En el M2 (día 6), se registraron valores en todos los tratamientos, con concentraciones entre 0,07 y 0,31 mg/L, que representan reducciones del 97 % al 99 % respecto al valor inicial. En el M4 (día 13), se reportaron valores en T2 (0,10 mg/L, reducción del 99%), T4 (0,09 mg/L, reducción del 99 %), T5 (0,15 mg/L, reducción del 99 %) y T6 (0,05 mg/L, reducción del 99 %), mientras que en los demás tratamientos los valores estuvieron por debajo de detección del equipo.

Los resultados de remoción observados en los tratamientos T1 a T8, se respaldan con lo reportado por Soto Corra (2025), quien documentó que *Lemna minor* removió el 67% de la concentración de nitratos, pasando de 23,17 a 7,65

mg/L en 15 días. De igual forma, Carmen and Paola (2022), obtuvieron una eficiencia de remoción del 96 % con *Lemna minor*; mientras que Ahmed and Kareem (2025), reportaron remociones del 71 % en un sistema de flujo subsuperficial vertical de aguas residuales con *Lemna minor* en 21 día. De manera similar, *Eichhornia crassipes* presenta mecanismos biológicos que le permiten absorber el NO₃ como parte de su metabolismo (Fernández Suqui & Díaz López, 2014).

En los tratamientos T3 a T8 se observó una influencia de las bacterias en la absorción de nitratos, aspecto respaldado por Alarcón Herrera et al. (2018) quienes reportaron porcentajes de remoción de 96 %, 98 % y 100 % de NO₃ en humedales artificiales con aguas residuales industriales textiles, atribuidos a procesos de desnitrificación llevados a cabo por cepas de los géneros *Pseudomonas*, *Bacillus* y *Aeromonas*.

Tabla 11. Nivel de remoción (%) de los parámetros fisicoquímicos en los diferentes tratamientos

Parámetros	Tratamientos							
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8
TU (UNT)	70,19	98,43	90,25	88,38	98,21	97,96	98,14	98,14
ST (mg/L)	94,45	93,84	85,17	96,00	96,78	59,19	93,06	95,28
SS (mg/L)	60,15	80,74	75,21	86,27	68,73	88,37	76,55	88,37
DBO (mg/L)	76,70	78,94	70,34	71,61	79,08	78,66	77,67	76,27
NO ₃ (mg/L)	100,00	99,12	100,00	99,22	98,71	99,53	100,00	100,00
PO ₄ (mg/L)	96,05	95,49	96,66	96,78	96,77	96,36	95,41	96,00

Los resultados obtenidos evidenciaron una alta eficiencia en la remoción de los parámetros fisicoquímicos del agua residual tratada. En el caso de la turbidez (TU), los tratamientos T5 y T6, que combinaron plantas acuáticas con bacterias, lograron remociones del 98 %, mientras que T2 (compuesto únicamente por Lenteja de agua) también alcanzó un valor elevado del 98%, lo que resalta la capacidad fitorremediadora de esta especie. Para los sólidos totales (ST), T5 presentó el mayor valor con un 97%, seguido de T4 (96 %) y T8 (95 %), reflejando una mejora significativa en la calidad visual y física del agua. En

cuanto a los sólidos suspendidos (SS), T6 y T8 registraron remociones del 88 %, y T4 alcanzó el 86 %. En la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), T5 y T6 destacaron con un 79 %, lo que indica una reducción efectiva de la materia orgánica biodegradable. Para los nitratos (NO_3), los tratamientos T1 (compuesto únicamente por Jacinto de agua), T3, T7 y T8 lograron una remoción completa (100 %), mientras que en el caso de los fosfatos (PO_4), los tratamientos T3, T4, T5 y T8 obtuvieron remociones del 97 %. Estos resultados demuestran que los tratamientos que integraron macrófitas e inoculación bacteriana presentan mejor remoción de parámetros fisicoquímico.

D. Metales pesados (mg/L)

En la Tabla 12, se presentan los niveles de concentración de metales pesados (mg/L) detectados en el agua residual agrícola al inicio (M1, día 0) y al final del tratamiento (T1–T8, día 13).

Tabla 12. Concentración de metales pesados y arsénico (mg/L) en agua residual agrícola al inicio (M1) día 0 y al final del tratamiento (T1–T8) día 13.

Elementos Evaluados	Eca Agua Cat, 3		Muestreo Inicial	Muestreo Final							
	D1	D2	M1	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8
Arsénico / As	0,1	0,2	0,029	0,016	0,009	0,009	0,022	0,019	0,009	0,008	0,006
Bario / Ba	0,7	**	0,040	0,040	0,043	0,025	0,086	0,078	0,037	0,051	0,030
Berilio / Be	0,1	0,1	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
Boro / B	1	5	0,120	0,125	0,031	0,112	0,302	0,244	0,058	0,195	0,063
Cadmio / Cd	0,01	0,05	0,0002	0,0002	0,0001	0,0003	0,0003	0,0004	0,0001	0,0001	0,0002
Cobre / Cu	0,2	0,5	0,013	0,008	0,007	0,005	0,009	0,014	0,008	0,004	0,013
Cobalto / Co	0,05	1	0,001	0,0004	0,0003	0,0003	0,0007	0,0013	0,0003	0,0003	0,0001
Cromo / Cr	0,1	1	0,0002	< 0,00007	< 0,00007	0,0001	< 0,00007	0,0001	< 0,00007	< 0,00007	0,0002
Hierro / Fe	5	**	1,488	0,071	0,040	0,130	0,145	0,206	0,073	< 0,00564	0,091
Litio / Li	2,5	2,5	0,002	0,006	0,002	0,003	0,014	0,015	< 0,0009	0,031	< 0,0009
Magnesio / Mg	**	250	11,840	18,410	10,900	11,450	36,210	35,270	9,037	49,790	5,071
Manganeso / Mn	0,2	0,2	0,744	0,019	0,012	0,009	0,020	0,025	0,014	0,004	0,016
Mercurio / Hg	0,001	0,1	< 0,00007	< 0,00007	< 0,00007	< 0,00007	< 0,00007	< 0,00007	< 0,00007	< 0,00007	< 0,00007
Níquel / Ni	0,2	1	0,001	0,001	< 0,0001	< 0,0001	0,001	0,001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Plomo / Pb	0,05	0,05	0,007	0,116	0,098	0,077	0,143	0,149	0,124	0,001	0,146
Selenio / Se	0,02	0,05	< 0,0004	0,001	0,0001	< 0,0004	0,003	0,002	< 0,0004	0,014	< 0,0004
Zinc / Zn	2	24	0,033	0,162	0,029	0,123	0,100	0,090	0,110	0,368	0,277

***Verde:** valores del muestreo final (T1–T8) que muestran una reducción en la concentración de metales pesados y arsénico respecto al valor inicial,

** **Gris:** valor del muestreo inicial (M1), antes del tratamiento,

Posterior a los 19 días de tratamiento, todos los sistemas evaluados mostraron variaciones en las concentraciones de metales pesados, siendo más eficaces aquellos que combinan plantas acuáticas con bacterias. Los tratamientos que utilizaron únicamente material vegetal (T1 y T2) presentaron remociones parciales, Por ejemplo, el tratamiento T1 (*Eichhornia crassipes* + Biocarbón) logró reducir el arsénico en un 44,83 % y el hierro en un 95,23 %. Sin embargo, se evidenciaron aumentos marcados en otros elementos, como el zinc, que pasó de 0,007 a 0,116 mg/L, De manera similar, el tratamiento T2 (*Lemna minor* + Biocarbón) presentó una reducción de arsénico del 68,97 % y de hierro del 97,31 %.

Los tratamientos que integraron bacterias mostraron mejores desempeños generales. En el caso del T3 (*Eichhornia crassipes* + *Aeromonas sp.* + Biocarbón), se obtuvo una reducción de 68,97 % en arsénico, 91,26 % en hierro y 6,06 % en zinc, con una disminución también en magnesio del 3,29 %, sin aumentos significativos, El tratamiento T4 (*Eichhornia crassipes* + *Bacillus sp.* + Biocarbón) mostró reducciones parciales, pero presentó un incremento del magnesio del 205,9 %, y el cadmio aumentó un 50 %, El T5 (*Eichhornia crassipes* + *Aeromonas sp.* + Biocarbón) alcanzó una importante disminución de zinc (57,58 %) y hierro (86,15 %), pero también se observó un aumento del magnesio de 197,9 % y del cadmio en 50 %.

En cuanto a los tratamientos con *Lemna minor* más bacterias, se observó un desempeño altamente favorable, El T6 (*Lemna minor* + *Aeromonas sp.* + Biocarbón) mostró reducciones del 68,97 % en arsénico, 50 % en cadmio y 95,1 % en hierro, junto con una disminución en magnesio del 20,99 %, siendo uno de los pocos tratamientos que logró reducciones simultáneas en Múltiples metales sin presentar incrementos considerables. El zinc fue el único que aumentó (233,33 %), pero no superó los valores establecidos, Por su parte, el T7 (*Lemna minor* + *Bacillus sp.* + Biocarbón) obtuvo una reducción del 72,41 % en arsénico, pero presentó un incremento muy elevado en zinc (1027,27 %) y magnesio (320,8 %), Finalmente, el tratamiento T8 (*Lemna minor* + *Aeromonas*

sp., + Biocarbón) registró una disminución del 79,31 % en arsénico, 18,18 % en zinc, 93,88 % en hierro y 57,18% en magnesio, sin aumentos relevantes en ningún metal, lo que indica un comportamiento estable y altamente eficiente.

Considerando el balance entre la reducción porcentual, la diversidad de metales removidos y la estabilidad del sistema, el tratamiento T6 (*Lemna minor* + *Aeromonas sp.*, + Biocarbón) fue el más eficiente, logrando reducciones notables de arsénico (65,5 %), cadmio (50 %), hierro (95,83 %), níquel (69,5 %) y magnesio (18,89 %). Asimismo, el tratamiento T8 (*Lemna minor* + *Aeromonas sp.*, + Biocarbón) mostró una remoción considerable de arsénico (58,6 %), hierro (93,45 %), plomo (71,4 %) y magnesio (20,6 %), consolidándose como otro sistema altamente eficiente.

Con respecto a los resultados presentados en el T8, hierro (Fe) presentó una remoción del 93,45 %, siendo superior a lo reportado por Buta et al. (2023b), quienes observaron una remoción del 90 % de Hierro después de 7 de exposición. Por otra parte, la remoción de níquel registrada en el T6 fue del 69,5%, valor supera a lo reportado por, Moreno-Rubio et al. (2022) quienes presentaron un porcentaje de remoción de 68 % para este metal. De manera similar, la remoción del cadmio alcanzó el 50 %, ligeramente superior al 49,68 %, informado por Le et al. (2023).

Considerando el comportamiento observado en el T1, que comprende únicamente *Eichhornia crassipes* + Biocarbón, donde se registró una remoción de 40 % en Cu, valor que resulta inferior a lo reportado por Nur et al. (2024), quienes durante un periodo de 30 días en aguas residuales industriales observaron una remoción del 65 % de Cu, pasando de 14,02 a 7,17 mg/L. En cuanto al cromo, la remoción registrada fue del 90 %, lo que se asemeja a lo reportado por Muhammad Saleem Khan et al. (2019), quienes lograron remover el 98 % del cromo en 15 días tras su introducción en agua residual.

El tratamiento T4 (*Eichhornia crassipes* + *Bacillus sp.*, + Biocarbón), presentó reducciones de hierro (90,17 %), zinc (25,76 %) y arsénico (24,1 %). Estos resultados se asemejan a lo reportado por Monroy-Licht et al. (2024), quienes

aplicaron *Eichhornia crassipes* en conjunto con las cepas bacterianas *Bacillus safensis* y *Bacillus cereus*, observando una alta eficacia en la remoción para los metales Fe, As y Zn, de 72,4 %, 82,35 % y 63,63 %, respectivamente.

Los porcentajes de remoción obtenidos en el T7, correspondientes a cobre (Cu) con 66,64 % y plomo (Pb) con 85,96 %, mediante la aplicación conjunta de *Bacillus spp.* con *Lemna minor*, son superiores a lo reportado por Parihar and Malaviya (2023), quienes demostraron que la combinación de *Bacillus spp.* con *Lemna minor* alcanzó reducciones de 45 % para cobre (Cu) y 57,7 % para plomo (Pb) en aguas residuales textiles.

Considerando la afinidad superficial del biocarbón de raquis de banano en la adsorción (Hu et al., 2022); propiedad que favorece la interacción electrostática con cationes metálicos presentes en aguas residuales industriales, y por ende, facilita la retención de elementos como Cd, Pb, Al, Cu, Ni, As, Hg y Mn (Dakhil & Ali, 2021). A partir de esto, Ullah and Rahman (2024) demostraron que la combinación de *Eichhornia crassipes* con biocarbón de hojas de plátano permite una remoción del 99 % de cromo (Cr) en un período de 16 días, partiendo de una concentración inicial de 5mg/L, valor que se asemejan a lo reportado en los tratamientos T1, T3, T4, T5. De forma consistente, Qambrani et al. (2017), evaluaron *Eichhornia crassipes* junto a biocarbón derivado de su propia biomasa, para eliminar simultáneamente cinco metales pesados (Fe, Cu, Cd, Cr y Zn), logrando eficiencias de remoción comprendidas entre el 77 % y el 95 % en tan solo 12 días.

Tabla 13. Nivel de remoción (%) de metales pesados y arsénico en los diferentes tratamientos

Metales Pesados	Tratamientos							
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8
Arsénico / As	46,09	70,39	69,04	25,13	34,80	69,28	70,90	78,99
Bario / Ba	0,02	*	37,87	*	*	8,63	*	25,95
Berilio / Be	13,00	13,00	13,00	13,00	13,00	13,00	13,00	13,00
Boro / B	*	74,05	6,49	*	*	51,39	*	47,33
Cadmio / Cd	*	31,75	*	*	*	35,55	*	1,42
Cobre / Cu	39,55	44,32	60,24	31,17		41,12	66,64	*
Cobalto / Co	72,35	79,92	82,42	50,57	11,22	80,53	76,94	90,67

Cromo / Cr	63,82	63,82	*	63,82	31,16	63,82	63,82	*
Hierro / Fe	95,20	97,30	91,26	90,28	86,15	95,10	99,62	93,85
Litio / Li	*	*	*	*	*	45,66	*	45,66
Magnesio / Mg	*	7,94	3,29	*	*	23,67	*	57,17
Manganeso / Mn	97,43	98,39	98,78	97,28	96,70	98,13	99,52	97,85
Níquel / Ni	8,67	90,11	90,11	40,42	14,40	90,11	90,11	90,11
Plomo / Pb	*	*	*	*	*	*	85,96	*
Zinc / Zn	*	10,58	*	*	*	*	*	*

(*): los valores no fueron determinados porque la concentración de los metales pesados y arsénico indicado incremento durante el desarrollo de la investigación

El análisis del comportamiento de los metales pesados evidenció variaciones importantes en la eficiencia de remoción entre los diferentes tratamientos. El manganeso (Mn) presentó los valores más altos de eliminación, destacando el tratamiento T7 con una remoción del 100 %, seguido de T6 (98 %) y T3 (99 %). Para el hierro (Fe), T7 también alcanzó una remoción del 100 %, mientras que T6 y T1 lograron 95 %. En el caso del cobalto (Co), el tratamiento más efectivo fue T8 con una remoción del 91%, seguido de T3 (82 %) y T6 (81 %). El níquel (Ni) mostró un patrón uniforme, con remociones del 90 % en los tratamientos T2, T3, T6, T7 y T8. Respecto al arsénico (As), el tratamiento T8 fue el más eficiente con una remoción del 79%, seguido por T2 (70 %) y T6 (69 %). También se observó remoción moderada de cadmio (Cd) en T6 (36 %) y zinc (Zn) en T2 (11 %). Los tratamientos T6, T7 y T8 que incorporan plantas acuáticas, inoculación bacteriana y la aplicación de biocarbón de raquis de banano mostraron el mejor rendimiento en la remoción de metales pesados.

4.2.4. Parámetros microbiológicos

Los resultados obtenidos por el método de números más probables (NMP) evidenciaron variaciones en la concentración de coliformes termotolerantes entre los tratamientos aplicados.

A. Coliformes termotolerantes (NMP x 100mL)

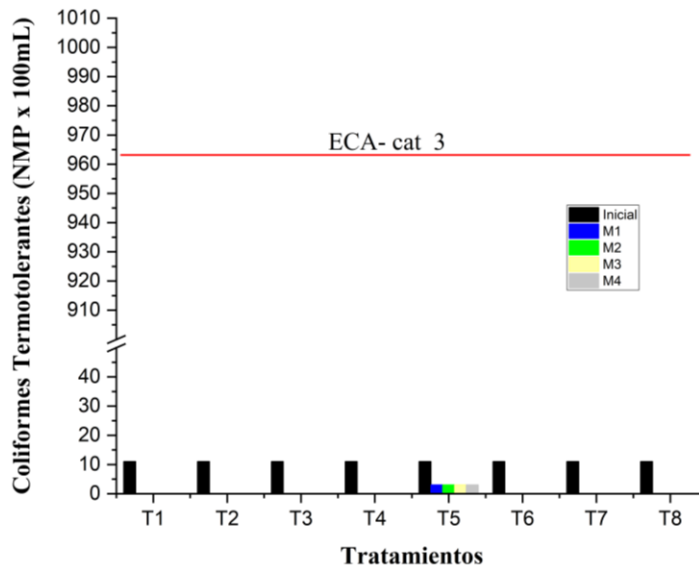


Figura 21. Comportamiento de los coliformes termotolerantes en los tratamientos T1 a T8 a lo largo de los muestreos

En la figura 21 se observa que todas las muestras iniciales presentaron una concentración uniforme de 11 NMP/100 mL de coliformes termotolerantes, antes de aplicar cualquier tratamiento. Los tratamientos T1, T2, T3, T4, T7 y T8 lograron una disminución (100 %) de coliformes termotolerantes. Estos resultados confirman la efectividad del pretratamiento con autoclave en la eliminación de coliformes termotolerantes, en concordancia con lo reportado por Hossain et al. (2012) quienes concluyeron que el calor húmedo a presión logra remociones superiores al 90 % en procesos de desinfección.

En T5 se registró un aumento del 72,73 %, lo cual coincide con lo reportado por Lan et al. (2021), quienes concluyeron que, aunque el autoclave elimina bacterias, los genes de resistencia pueden persistir.

V. Conclusiones y recomendaciones

5.1. Conclusiones

- Se realizaron pruebas CIM (Concentración mínima inhibitoria) utilizando una solución compuesta por agar LB y una solución multielemental estándar de metales pesados en concentraciones de entre 0,5 - 50 mg/L, encontrándose que de 7 cepas bacterianas evaluadas, 3 de ellas (*Aeromonas sp* B1- *Bacillus sp* B2, *Aeromonas sp* B3) mostraron conteos altos a concentración de 10 mg/L, siendo las mas resistentes a los metales pesados.
- Se efectuó con éxito la recolección y acondicionamiento de *Eichhornia crassipes* y *Lemna minor*, logrando su aclimatación en condiciones controladas de oxigenación y renovación hídrica, lo que garantizó su vigor fisiológico y viabilidad para su aplicación en los tratamientos experimentales.
- El tratamiento conformado por *Eichhornia crassipes* y *Aeromonas sp.*, resulto ser el mejor para la remoción de contaminantes fisicoquímicos (turbidez, solidos totales, solidos suspendidos, DBO, fosfatos, nitratos)
- La mayor remoción de metales pesados se obtuvo en los tratamientos compuestos por *Lemna minor* y *Bacillus sp.*, *Lemna minor* y *Aeromonas sp.* con biocarbón de raquis de banano.

5.2. Recomendaciones

- Trabajar con consorcios bacterianos para mejorar la capacidad de remoción en el tiempo y validar con un estudio metagenómico.
- Optimizar los protocolos de soporte y adherencia de las cepas bacterianas en conjunto con el biocarbon.
- Determinar la concentración de metales pesados en las diferentes etapas del experimento.
- Hacer uso de claves dicotómicas o análisis genéticos para la identificación de las plantas acuáticas

VI. Referencias bibliográficas

- Abdul Aziz, N. I. H., Mohd Hanafiah, M., Halim, N. H., & Fidri, P. A. S. (2020). Phytoremediation of TSS, NH₃-N and COD from Sewage Wastewater by *Lemna minor* L., *Salvinia minima*, *Ipomea aquatica* and *Centella asiatica*. *10(16)*, 5397. <https://www.mdpi.com/2076-3417/10/16/5397>
- Abhishek, K., Shrivastava, A., Vimal, V., Gupta, A. K., Bhujbal, S. K., Biswas, J. K., Singh, L., Ghosh, P., Pandey, A., Sharma, P., & Kumar, M. (2022). Biochar application for greenhouse gas mitigation, contaminants immobilization and soil fertility enhancement: A state-of-the-art review. *Science of The Total Environment*, *853*, 158562. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158562>
- Acosta Ortíz, M. (2018). *Evaluación de los procesos de fitorremediación con Ricinus communis L y Helianthus annuus L usando bacterias promotoras del crecimiento vegetal* Universidad Autónoma de Puebla].
- Acosta, R. D. L., & Beltrán, J. A. C. (2025). *Eficacia de fitorremediación de las especies Eichhornia crassipes y Pistia stratiotes en las aguas de la subcuenca del río Pinto, de la Amazonía ecuatoriana* (Publication Number 1)
- Adeleye, A. T., Bahar, M. M., Megharaj, M., & Rahman, M. M. (2023). Recent developments and mechanistic insights on adsorption technology for micro- and nanoplastics removal in aquatic environments. *Journal of Water Process Engineering*, *53*, 103777. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103777>
- Ahmadi, A. W. (2024). Assessing the Efficiency and Role of Duckweed (*Lemna Minor*) in the Removal of Pollutants from Wastewater Treatment Plant Secondary Clarifier Tanks: A Comprehensive Review. *Central Asian Journal of Water Research*. <https://doi.org/10.29258/CAJWR/2024-R1.v10-1/115-125.eng>
- Ahmed, A. M., & Kareem, S. L. (2025). Evaluation of the effectiveness of phytoremediation technologies utilizing *Lemna minor* in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biomass Conversion and Biorefinery*, *15(7)*, 10513-10525. <https://doi.org/10.1007/s13399-024-05887-6>
- Al-Baldawi, I. A., Yasin, S. R., Jasim, S. S., Abdullah, S. R. S., Almansoori, A. F., & Ismail, N. I. (2022). Removal of copper by *Azolla filiculoides* and *Lemna minor*: phytoremediation potential, adsorption kinetics and isotherms. *Heliyon*, *8(11)*, e11456. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e11456>
- Alarcón Herrera, M. T., Zurita Martínez, F., Lara Borrero, J. A., & Vidal Sáez, G. C. (2018). *Humedales de tratamiento : alternativa de saneamiento de aguas residuales aplicable en América Latina* Pontificia Universidad Javeriana]. <http://hdl.handle.net/10554/34519>
- Ali, A., Indrayani, I., Bin Abd Jabbar, F., & Jabbar, A. (2021). The abundance and diversity of phosphate- solubilizing bacteria in integrated recirculating aquaculture systems as a function of harvesting regime of duckweed (*Lemna minor* L.). *AACL Bioflux*, *14*.
- Ali, H., Khan, E., & Ilahi, I. (2019). Environmental Chemistry and Ecotoxicology of Hazardous Heavy Metals: Environmental Persistence, Toxicity, and

- Bioaccumulation. *Journal of Chemistry*, 2019, 1-14.
<https://doi.org/10.1155/2019/6730305>
- Ali, M., Mohamed, R., Rady, M., Mostafa, E., & Gaballah, E. (2024). Phytoremediation of cadmium-contaminated water by *Lemna minor*. *Fayoum Journal of Agricultural Research and Development*, 38, 224-239.
<https://doi.org/10.21608/fjard.2024.349817>
- Ali, S., Ullah, M. I., Sajjad, A., Shakeel, Q., & Hussain, A. (2021). Environmental and Health Effects of Pesticide Residues. In Inamuddin, M. I. Ahamed, & E. Lichtfouse (Eds.), *Sustainable Agriculture Reviews 48: Pesticide Occurrence, Analysis and Remediation Vol. 2 Analysis* (pp. 311-336). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-54719-6_8
- Alva Valqui, F. G. (2024). Evaluación de la capacidad de remoción de contaminantes de la lenteja de agua (*Lemna minor* L.), Elodea (*Elodea canadensis* M.) y berros (*Nasturtium officinale* Rostk Schmidt) en aguas grises domésticas.
- ANA. (2021). *PROTOCOLO NACIONAL PARA EL MONITOREO DE LA CALIDAD DE LOS RECURSOS HÍDRICOS SUPERFICIALES*.
www.ana.gob.pe
- Ansari, A. A., Naeem, M., Gill, S. S., & AlZuaibr, F. M. (2020). Phytoremediation of contaminated waters: An eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 46(4), 371-376. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.03.002>
- Aranda Saboya, G. S., & Pinchi Greenwich, X. (2020). *Eficiencia de las macrófitas Jacinto de agua (Eichhornia crassipes) y repollo de agua (Pistia stratiotes) en la remoción de nutrientes en las aguas contaminadas de la laguna Ricuricocha por los efluentes de la ganadería del Águila.–Morales-San Martín, 2019 Universidad Peruana Unión*].
- Arias Hoyos, A., Ramirez, A., Fernandez, V., & Sánchez, N. (2016). Lenteja de agua (*Lemna minor*) para el tratamiento de las aguas residuales que provienen del lavado de la fibra de fique (*Furcraea bedinghausii*). *Ingeniería y Competitividad*, 18, 25. <https://doi.org/10.25100/iyc.v18i2.2151>
- Atchala, M. S. R., Rao, P. V., Pilli, S., & Tyagi, R. D. (2025). Optimizing autoclave pretreatment and inoculum-to-substrate ratio for enhanced anaerobic digestion of poultry slaughterhouse wastewater. *Journal of Environmental Management*, 375, 124427. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124427>
- Badache, S., Seghairi, N., & Berti, A. (2025). Efficiency of three macrophyte species for wastewater remediation in Biskra region (Algeria). *Biomass Conversion and Biorefinery*, 15(7), 11329-11343. <https://doi.org/10.1007/s13399-024-06295-6>
- Baldeón, L. Q., Chavez, J. B. A., Suarez, C. F. M., & Huaranga, M. C. (2017). Eficiencia de la especie macrófita *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua) para la remoción de parámetros fisicoquímicos, metal pesado (Pb) y la evaluación de su crecimiento en función al tiempo y adopción al medio en una laguna experimental. *Revista de Investigación Ciencia, Tecnología y Desarrollo*, 1(1).
- Ballón Durand, K. A. (2021). *Fitorremediación de aguas residuales domésticas con la especie Eichhornia crassipes en el distrito de Yarabamba, Arequipa-2021 UNIVERSIDAD CONTINENTAL*].

- Barra Caracciolo, A., & Terenzi, V. (2021). Rhizosphere Microbial Communities and Heavy Metals. 9(7), 1462. <https://www.mdpi.com/2076-2607/9/7/1462>
- Bashir, Z., Raj, D., & Selvasembian, R. (2024). A combined bibliometric and sustainable approach of phytostabilization towards eco-restoration of coal mine overburden dumps. *Chemosphere*, 363, 142774. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142774>
- Biswas, S., & Ganesan, M. (2024). Evaluation of arsenic phytoremediation potential in *Azolla filiculoides* Lam. plants under low pH stress conditions. *Plant Physiology and Biochemistry*, 214, 108956. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2024.108956>
- Bose, P., Dash, S. R., & Kim, J. (2025). Conductive CuO-CNT/PES membranes for electrochemical membrane filtration and advanced wastewater treatment. *Journal of Water Process Engineering*, 72, 107441. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.107441>
- Bouchaala, L., Charchar, N., Grara, N., Amor, I. B., Zeghoud, S., Hemmami, H., Houhamdi, M., Szparaga, A., Murariu, O. C., Caruso, G., & Bellucci, S. (2025). Assessing the Efficiency of *Phragmites australis* in Wastewater Treatment as a Natural Approach to Water Quality Improvement. 17(3), 1102. <https://www.mdpi.com/2071-1050/17/3/1102>
- Bustamante, A., González, M., Montero-Solano, A., Valdivieso, E., & Domínguez, V. (2022). Capacidad de fitorremediación de hierro de las lentejas de agua (*Lemna minor*) y la hydrilla (*Hydrilla verticillata*). *Revista de Iniciación Científica*, 8, 43-49. <https://doi.org/10.33412/rev-ric.v8.2.3671>
- Bustamante Sosa, T. M., & Vera Delgado, B. N. (2025). *Efecto de la Eichhornia crassipes sobre la concentración de nutrientes del agua residual de la poza de oxidación Ñunya Jalca_Utcubamba_2023* UNIVERSIDAD NACIONAL DE JAÉN
-].
- Buta, E., Borşan, I. L., Omotă, M., Trif, E. B., Bunea, C. I., Mocan, A., Bora, F. D., Rózsa, S., & Nicolescu, A. (2023a). Comparative Phytoremediation Potential of *Eichhornia crassipes*, *Lemna minor*, and *Pistia stratiotes* in Two Treatment Facilities in Cluj County, Romania. *Horticulturae*, 9(4).
- Buta, E., Borşan, I. L., Omotă, M., Trif, E. B., Bunea, C. I., Mocan, A., Bora, F. D., Rózsa, S., & Nicolescu, A. (2023b). Comparative Phytoremediation Potential of *Eichhornia crassipes*, *Lemna minor*, and *Pistia stratiotes* in Two Treatment Facilities in Cluj County, Romania. 9(4), 503. <https://www.mdpi.com/2311-7524/9/4/503>
- Cardiff, M., Schachter, L., Krause, J., Gotkowitz, M., & Austin, B. (2023). Quantifying Annual Nitrogen Loss to Groundwater Via Edge-of-Field Monitoring: Method and Application. 61(1), 21-34. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gwat.13217>
- Carioti, V., Savio, S., Fabriani, M., Ellwood, N. T. W., Gemin, L., Congestri, R., Iannelli, M. A., & Ceschin, S. (2025). Nickel tolerance and phytoremediation potential of the aquatic plant *Lemna minuta* and the cyanobacterium *Trichormus variabilis* in monoculture and consortium. *Aquatic Botany*, 200, 103888. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2025.103888>

- Carmen, A., & Paola, M. (2022). *Evaluación de la capacidad de remoción de nitrógeno y fósforo por Lemna minor L. en aguas residuales provenientes de la actividad acuícola del Centro de Investigación Biológica CIB-Ancón Universidad Católica sede Sapientiae*].
- Ceschin, S., Crescenzi, M., & Iannelli, M. A. (2020). Phytoremediation potential of the duckweeds *Lemna minuta* and *Lemna minor* to remove nutrients from treated waters. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(13), 15806-15814. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08045-3>
- Chan, S. S., Khoo, K. S., Chew, K. W., Ling, T. C., & Show, P. L. (2022). Recent advances biodegradation and biosorption of organic compounds from wastewater: Microalgae-bacteria consortium - A review. *Bioresource Technology*, 344, 126159. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126159>
- Chand, N., Suthar, S., Kumar, K., & Tyagi, V. K. (2021). Enhanced removal of nutrients and coliforms from domestic wastewater in cattle dung biochar-packed *Colocasia esculenta*-based vertical subsurface flow constructed wetland. *Journal of Water Process Engineering*, 41, 101994. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.101994>
- Chandran, H., Meena, M., & Swapnil, P. (2021). Plant Growth-Promoting Rhizobacteria as a Green Alternative for Sustainable Agriculture. 13(19), 10986. <https://www.mdpi.com/2071-1050/13/19/10986>
- Chang, J., Peng, D., Deng, S., Chen, J., & Duan, C. (2022). Efficient treatment of mercury(II)-containing wastewater in aerated constructed wetland microcosms packed with biochar. *Chemosphere*, 290, 133302. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133302>
- Chen, D., Wang, Y., Li, N., Huang, Y., Mao, Y., Liu, X., Du, Y., & Sun, K. (2024). Transcriptomic and physiological analyses of *Trichoderma citrinoviride* HT-1 assisted phytoremediation of Cd contaminated water by *Phragmites australis*. *BMC Microbiology*, 24(1), 93. <https://doi.org/10.1186/s12866-024-03252-1>
- Chen, G., Yu, Y., Li, W., Yan, B., Zhao, K., Dong, X., Cheng, Z., Lin, F., Li, L., Zhao, H., & Fang, Y. (2020). Effects of reaction conditions on products and elements distribution via hydrothermal liquefaction of duckweed for wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 317, 124033. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124033>
- Chen, S., Li, Z., Gu, Z., Ban, X., Hong, Y., Cheng, L., & Li, C. (2023). A new micro-agar dilution method to determine the minimum inhibitory concentration of essential oils against microorganisms. *Journal of Microbiological Methods*, 211, 106791. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mimet.2023.106791>
- Chen, S., Xu, J., Peng, L., Cheng, Z., Kuang, X., Li, D., Peng, C., & Song, H. (2023). Cadmium accumulation in rice grains is mitigated by duckweed-like hydrophyte through adsorption and increased ammonia nitrogen. *Science of The Total Environment*, 890, 164510. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164510>
- Chidiac, C. N., Leshuk, T. M. C., & Gu, F. (2025). Photocatalysis and phosphorus drive organic production in algal-bacterial co-cultures treating oil sands process

- affected water. *Chemosphere*, 377, 144322.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144322>
- Christou, A., Beretsou, V. G., Iakovides, I. C., Karaolia, P., Michael, C., Benmarhnia, T., Chefetz, B., Donner, E., Gawlik, B. M., Lee, Y., Lim, T. T., Lundy, L., Maffettone, R., Rizzo, L., Topp, E., & Fatta-Kassinou, D. (2024). Sustainable wastewater reuse for agriculture. *Nature Reviews Earth & Environment*, 5(7), 504-521. <https://doi.org/10.1038/s43017-024-00560-y>
- Chugh, M., Kumar, L., Shah, M. P., & Bharadvaja, N. (2022). Algal Bioremediation of heavy metals: An insight into removal mechanisms, recovery of by-products, challenges, and future opportunities. *Energy Nexus*, 7, 100129. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100129>
- Churko, E. E., Nhamo, L., & Chitakira, M. (2023). Phytoremediation Capacity of Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) as a Nature-Based Solution for Contaminants and Physicochemical Characterization of Lake Water. 15(14), 2540. <https://www.mdpi.com/2073-4441/15/14/2540>
- Coelho, D. G., da Silva, V. M., Martins, A. O., de Araújo, H. H., de Souza Miranda, R., Araújo, E. F., Uesugi, V. I., dos Santos Farnese, F., Araújo, W. L., & de Oliveira, J. A. (2025). Unraveling the unique and associated physiological challenges of iron, manganese and arsenic on *Pistia stratiotes* L. for phytoremediation of multi-contaminated water. *Science of The Total Environment*, 980, 179517. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179517>
- Conradi, M., Sánchez-Moyano, J. E., Bonnail, E., DelValls, T. Á., & Riba, I. (2025). Toxicological Efficiency Evaluation of the ASEC Technology for Contaminated Mining Water Using *Lemna minor* [Article]. *Water (Switzerland)*, 17(15), Article 2175. <https://doi.org/10.3390/w17152175>
- Cornejo, V. M. M., Fajardo, M., miguel, O. L. S., & Álvarez, G. C. (2018). Fitobacteriorremediación como alternativa de mejoramiento de suelos contaminados con petróleo y su posterior uso como suelos agrícolas. *Biotecnología y Sustentabilidad*, 1(1), 106. <https://doi.org/10.57737/biotecnologiaysust.v1i1.186>
- Cruz Palacios, G. R., & Juárez García, K. Y. (2024). *Tratamiento de aguas residuales mediante humedales artificiales de flujo libre superficial (FLS) utilizando lirio acuático (Eichhornia crassipes)* UNIVERSIDAD CESAR VALLEJO].
- Cruzatt Dueñas, A., & Carmona Quelopana, F. D. (2023). *Eficiencia del sistema mixto por fitorremediación y biorremediación para el tratamiento de aguas residuales de las curtiembres de Río Seco-Arequipa, 2021* Universidad Continental].
- Dakhil, I. H., & Ali, A. H. (2021). Adsorption of methylene blue dye from industrial wastewater using activated carbon prepared from agriculture wastes. *Desalination and Water Treatment*, 216, 372-378. <https://doi.org/https://doi.org/10.5004/dwt.2021.26802>
- Delgado Vasquez, J. S. (2021). *Evaluación del aporte de las plantas acuáticas Pistia Stratiotes y Eichhornia Crassipes en el tratamiento de aguas residuales municipales del distrito de Reque provincia de Chiclayo* Universidad Católica Santo Toribio de Mogrovejo].
- Dermawan, D., Karno, S. I. C., Ramadani, T. A., Widiana, D. R., Ni'am, A. C., Wang, Y.-F., & Setiawan, A. (2025). Composite of kaolinite and activated carbon from pulp waste and sugarcane bagasse using one step KOH activation for rapid and

- highly efficient lead Pb(II) adsorption. *Minerals Engineering*, 232, 109575. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mineng.2025.109575>
- Devasena, S. S., Padmavathy, P., Rani, V., Ganesan, P., & Pereira, J. J. (2024). A Review on Various Bio-Resources as a Tool to Reduce Water Pollution Via Eco-Friendly Adsorption Technology. *Asian Journal of Biotechnology and Bioresource Technology*, 10(1), 34-46. <https://doi.org/10.9734/ajb2t/2024/v10i11196>
- dos Santos Silva, M. N., da Silva Santana, I. L., Jorge Correia Guedes, G. A., Ribeiro, B. G., Lima Silva, C. d. O., Napoleão, D. C., Silva Sales, D. C., Rodríguez-Díaz, J. M., & Menezes Bezerra Duarte, M. M. (2025). Conversion of agro-industrial wastes as highly efficient adsorbents in the removal of pollutants: Characterization and study of dye adsorption in water. *Chemical Engineering Science*, 309, 121442. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ces.2025.121442>
- Eid, E. M., Galal, T. M., Sewelam, N. A., Talha, N. I., & Abdallah, S. M. (2020). Phytoremediation of heavy metals by four aquatic macrophytes and their potential use as contamination indicators: a comparative assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(11), 12138-12151. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07839-9>
- Fahrudin, F. (2020). Absorption of Heavy Metal Lead (Pb) by Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and Its Influence to Total Dissolved Solids of Groundwater in Phytoremediation. *Jurnal Akta Kimia Indonesia (Indonesia Chimica Acta)*, 13, 10. <https://doi.org/10.20956/ica.v13i1.9977>
- Fan, D., Schwinghamer, T., Liu, S., Xia, O., Ge, C., Chen, Q., & Smith, D. L. (2023). Characterization of endophytic bacteriome diversity and associated beneficial bacteria inhabiting a macrophyte *Eichhornia crassipes* [Original Research]. *Frontiers in Plant Science*, Volume 14 - 2023. <https://www.frontiersin.org/journals/plant-science/articles/10.3389/fpls.2023.1176648>
- Farid, M., Sajjad, A., Asam, Z. U. Z., Zubair, M., Rizwan, M., Abbas, M., Farid, S., Ali, S., Alharby, H. F., Alzahrani, Y. M., & Alabdallah, N. M. (2022). Phytoremediation of contaminated industrial wastewater by duckweed (*Lemna minor* L.): Growth and physiological response under acetic acid application. *Chemosphere*, 304, 135262. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135262>
- Feng, W., Xiao, K., Zhou, W., Zhu, D., Zhou, Y., Yuan, Y., Xiao, N., Wan, X., Hua, Y., & Zhao, J. (2017). Analysis of utilization technologies for *Eichhornia crassipes* biomass harvested after restoration of wastewater. *Bioresource Technology*, 223, 287-295. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.047>
- Fernández Suqui, Á. R., & Díaz López, M. L. D. L. (2014). *Tratamiento de los lixiviados del relleno sanitario del cantón Yantzaza mediante el proceso de fitorremediación con las especies pasto alemán (echinochloa polystachya) y jacinto de agua (eichhornia crassipes)* UNIVERSIDAD NACIONAL DE LOJA].
- Fonseca e Silva, D., Andrade, F. F., Gomes, R., Silva-Dias, A., Martins-Oliveira, I., Pérez-Viso, B., Ramos, M. H., Rodrigues, A. G., Cantón, R., & Pina-Vaz, C. (2020). Ultra-rapid flow cytometry assay for colistin MIC determination in Enterobacterales, *Pseudomonas aeruginosa* and *Acinetobacter baumannii*. *Clinical Microbiology and Infection*, 26(11), 1559.e1551-1559.e1554. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cmi.2020.08.019>

- Fu, Y., Dou, X., Lu, Q., Qin, J., Luo, J., & Yang, M. (2020). Comprehensive assessment for the residual characteristics and degradation kinetics of pesticides in Panax notoginseng and planting soil. *Science of The Total Environment*, 714, 136718. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136718>
- Girolkar, S., Thawale, P., & Juwarkar, A. (2021). Chapter 12 - Bacteria-assisted phytoremediation of heavy metals and organic pollutants: challenges and future prospects. In V. Kumar, G. Saxena, & M. P. Shah (Eds.), *Bioremediation for Environmental Sustainability* (pp. 247-267). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820318-7.00012-5>
- Goicochea-Trelles, P. A., & Garcia-Lopez, Y. J. (2022). Fitorremediación para recuperar suelos contaminados por metales pesados: discusión de revisión sistemática. *Agroindustrial Science*, 12(3), 293-303. <https://doi.org/10.17268/agroind.sci.2022.03.08>
- Gomes, M. P. (2024). Climate Change and Aquatic Phytoremediation of Contaminants: Exploring the Future of Contaminant Removal. *Phyton-International Journal of Experimental Botany*, 93(9), 2127-2147. <https://doi.org/https://doi.org/10.32604/phyton.2024.056360>
- Gonzales Ladines, J. E. (2024). *Identificación molecular de bacterias tolerantes a Plomo (Pb) aisladas a partir de aguas de la margen izquierda del río Tumbes* [UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES].
- Grojzdek, M., Novosel, B., Klinar, D., Golob, J., & Žgajnar Gotvajn, A. (2024). Pyrolysis of different wood species: influence of process conditions on biochar properties and gas-phase composition. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14(5), 6027-6037. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-01480-3>
- Guio Arteaga, D. G., & Toscano Hernández, J. D. (2018). *Fitorremediación en humedal artificial con Eichhornia Crassipes para remoción de materia orgánica en muestras de agua del Canal Albina en Bogotá* [UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO].
- Gusti Wibowo, Y., Tyaz Nugraha, A., & Rohman, A. (2023). Phytoremediation of several wastewater sources using Pistia stratiotes and Eichhornia crassipes in Indonesia. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 20, 100781. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.enmm.2023.100781>
- Hama Aziz, K. H., Mustafa, F. S., Hassan, M. A., Omer, K. M., & Hama, S. (2024). Biochar as green adsorbents for pharmaceutical pollution in aquatic environments: A review. *Desalination*, 583, 117725. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.desal.2024.117725>
- Hasr Moradi Kargar, S., & Hadizadeh Shirazi, N. (2020). Lactobacillus fermentum and Lactobacillus plantarum bioremediation ability assessment for copper and zinc. *Archives of Microbiology*, 202(7), 1957-1963. <https://doi.org/10.1007/s00203-020-01916-w>
- Hazaraimi, M. H., Goh, P. S., Lau, W. J., Ismail, A. F., Wu, Z., Subramaniam, M. N., Lim, J. W., & Kanakaraju, D. (2022). The state-of-the-art development of photocatalysts for the degradation of persistent herbicides in wastewater. *Science of The Total Environment*, 843, 156975. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156975>
- He, M., Yin, H., Liu, Z., Luo, F., Zhao, X., Li, H., & Song, X. (2024). Root exudate-assisted phytoremediation of copper and lead contamination using Rumex

- acetosa L. and Rumex K-1. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 284, 117036. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.117036>
- He, S., Li, Y., Mu, H., Zhao, Z., Wang, J., Liu, S., Sun, Z., & Zheng, M. (2021). Ammonium concentration determines differential growth of comammox and canonical ammonia-oxidizing prokaryotes in soil microcosms. *Applied Soil Ecology*, 157, 103776. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103776>
- He, X., Zhang, S., Lv, X., Liu, M., Ma, Y., & Guo, S. (2023). Eichhornia crassipes-rhizospheric biofilms contribute to nutrients removal and methane oxidization in wastewater stabilization ponds receiving simulative sewage treatment plants effluents. *Chemosphere*, 322, 138100. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138100>
- Heins, A., Reintjes, G., Amann, R. I., & Harder, J. (2021). Particle Collection in Imhoff Sedimentation Cones Enriches Both Motile Chemotactic and Particle-Attached Bacteria [Original Research]. 12. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.643730>
- Hernández-Ruiz, G. (2016). Biorremediación de organofosforados por hongos y bacterias en suelos agrícolas: revisión sistemática. *Corpoica Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 18, 139. https://doi.org/10.21930/rcta.vol18_num1_art:564
- Hossain, M. S., Balakrishnan, V., Rahman, N. N. A., Sarker, M. Z. I., & Kadir, M. O. A. (2012). Treatment of Clinical Solid Waste Using a Steam Autoclave as a Possible Alternative Technology to Incineration. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(3), 855-867.
- Hu, H., Zhang, J., Wang, T., & Wang, P. (2022). Adsorption of toxic metal ion in agricultural wastewater by torrefaction biochar from bamboo shoot shell. *Journal of Cleaner Production*, 338, 130558. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130558>
- Huesca-Espitia, L. C., Suvira, M., Rosenbeck, K., Korza, G., Setlow, B., Li, W., Wang, S., Li, Y. q., & Setlow, P. (2016). Effects of steam autoclave treatment on *Geobacillus stearothermophilus* spores. *Journal of Applied Microbiology*, 121(5), 1300-1311. <https://doi.org/10.1111/jam.13257>
- Iannilli, V., Passatore, L., Carloni, S., Massimi, L., Giusto, C., Zacchini, M., & Pietrini, F. (2025). Bismuth accumulation and toxicity in freshwater biota: A study on the bioindicator species *Lemna minor* and *Echinogammarus veneris*. *Science of The Total Environment*, 975, 179263. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179263>
- Iatrou, E. I., Gatidou, G., Damalas, D., Thomaidis, N. S., & Stasinakis, A. S. (2017). Fate of antimicrobials in duckweed *Lemna minor* wastewater treatment systems. *Journal of Hazardous Materials*, 330, 116-126. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.02.005>
- Intriago, L. M. R., Intriago, H. R. R., Palomeque, P. G., Solano, J. L. C., & Delgado, I. R. (2024). Efecto fitorremediador de *Lemna minor* y *Eichhornia crassipes* en parámetros físicos y químicos en aguas residuales domésticas. 5(2), 688-696.
- Ishaq, H. K., Farid, M., Zubair, M., Alharby, H. F., Asam, Z. U. Z., Farid, S., Bamagoos, A. A., Alharbi, B. M., Shakoor, M. B., Ahmad, S. R., Rizwan, M., & Ali, S. (2021). Efficacy of *Lemna minor* and *Typha latifolia* for the treatment of textile industry wastewater in a constructed wetland under citric acid amendment: A lab scale

- study. *Chemosphere*, 283, 131107.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131107>
- Ismail, N. I., Daud, N. M., Abdullah, S. R. S., Othman, A. R., Ramli, N. N., Al-Baldawi, I. A., Elhabib, I. J. K., & Hasan, H. A. (2025). Resistant rhizobacteria of native plant for simultaneous iron and aluminum removal from synthetic mining wastewater and its future potential for phytoremediation development. *Process Safety and Environmental Protection*, 195, 106829.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.psep.2025.106829>
- Iyer, V. A., Dahiya, P., & Kumar, D. (2025). Advancements in human health risk, detection and bioremediation of bacterial contaminants in water: A review. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 140, 103990.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pce.2025.103990>
- Iza, J., Moreno, C., & Guaman, C. (2022). DETERMINANTES GENÉTICOS Y SUS MECANISMOS DE ACCIÓN IMPLICADOS EN LA RESISTENCIA BACTERIANA A METALES PESADOS: UNA REVISIÓN. *Perfiles*, 1, 26-38.
<https://doi.org/10.47187/perf.v1i27.147>
- Jaiswal, S., Dhingra, I., Joshi, A., & Kodgire, P. (2025). Efficacious bioremediation of pesticide-contaminated water using immobilized organophosphorus acid anhydrolase–FL variant (OPAA-FL) enzyme in a lab-scale bioreactor. *Journal of Water Process Engineering*, 71, 107357.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.107357>
- Jha, S., Gaur, R., Shahabuddin, S., & Tyagi, I. (2023). Biochar as Sustainable Alternative and Green Adsorbent for the Remediation of Noxious Pollutants: A Comprehensive Review. 11(2), 117. <https://www.mdpi.com/2305-6304/11/2/117>
- Jijingi, H. E., Yazdia, S. K., Abakr, Y. A., & Satya, A. D. M. (2025). Bioremediation of Heavy Metals in Palm Oil Mill Effluent (POME) Using *Chlorella vulgaris*: A Biological Approach. *Cleaner Water*, 100094.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.clwat.2025.100094>
- Junior, J. O. D., Oliveira, K. F. S., Franco, F. I. A., Melo, D. M. A., Melo, M. A. F., Sousa, M. A. S. B., & Braga, R. M. (2025). Adsorption and flotation in one step: A new method for treating petroleum wastewater. *Journal of Environmental Management*, 373, 123553.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123553>
- Justin, L. D., Olukanni, D. O., & Babaremu, K. O. (2022). Performance assessment of local aquatic macrophytes for domestic wastewater treatment in Nigerian communities: A review. *Heliyon*, 8(8), e10093.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10093>
- Kabeer, R., Sylas, V. P., Kumar, C. S. P., Thomas, A. P., Shanthiprabha, V., Radhakrishnan, E. K., & and K. R. B. (2022). Role of heavy metal tolerant rhizosphere bacteria in the phytoremediation of Cu and Pb using *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. *International Journal of Phytoremediation*, 24(11), 1120-1132. <https://doi.org/10.1080/15226514.2021.2007215>
- Kalayu, G. (2019). Phosphate Solubilizing Microorganisms: Promising Approach as Biofertilizers. *International Journal of Agronomy*, 2019(1), 4917256.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1155/2019/4917256>
- Kavusi, E., Shahi Khalaf Ansar, B., Ebrahimi, S., Sharma, R., Ghoreishi, S. S., Nobaharan, K., Abdoli, S., Dehghanian, Z., Asgari Lajayer, B., Senapathi, V.,

- Price, G. W., & Astatkie, T. (2023). Critical review on phytoremediation of polyfluoroalkyl substances from environmental matrices: Need for global concern. *Environmental Research*, 217, 114844. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114844>
- Khan, A. U., Khan, A. N., Waris, A., Ilyas, M., & Zamel, D. (2022). Phytoremediation of pollutants from wastewater: A concise review. 17(1), 488-496. <https://doi.org/doi:10.1515/biol-2022-0056>
- Khan, S. N., Anjum, L., Arshad, A., Ali, S., Aleem, M., & Nasir, A. (2025). Nature-Based Solution for Wastewater Treatment and Reuse Using Phytoremediation with Floating Plants. *Water*, 17(7).
- Kotoula, D., Iliopoulou, A., Irakleous-Palaiologou, E., Gatidou, G., Aloupi, M., Antonopoulou, P., Fountoulakis, M. S., & Stasinakis, A. S. (2020). Municipal wastewater treatment by combining in series microalgae *Chlorella sorokiniana* and macrophyte *Lemna minor*: Preliminary results. *Journal of Cleaner Production*, 271, 122704. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122704>
- Kowallis, W. J., Popelka, S. M., Millward, G. G., Penagosnino, A. S., Russell, K. R., Gutierrez, A. G., von Tersch, R. L., & Yerramilli, S. V. (2025). Optimized methods for wastewater SARS-CoV-2 surveillance at military installations: direct extraction showed higher recoveries relative to polyethylene glycol precipitation. *Science of The Total Environment*, 986, 179759. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179759>
- Kumari, S., Chowdhry, J., Kumar, M., & Garg, M. C. (2024). Machine learning (ML): An emerging tool to access the production and application of biochar in the treatment of contaminated water and wastewater. *Groundwater for Sustainable Development*, 26, 101243. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gsd.2024.101243>
- Lan, L., Xie, Y., Kong, X., Li, C., & Liu, D. (2021). Investigation of reduction in risk from antibiotic resistance genes in laboratory wastewater by using O3, ultrasound, and autoclaving. *Water Environment Research*, 93(3), 479-486. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/wer.1451>
- Le, T., Thang, N., & Le Van, T. (2023). Comparison of *Lemna minor* and *Spirodela polyrhiza* duckweed's ability to remove cadmium and lead from heavy metals polluted water. 12, 12012-12027. <https://doi.org/10.48047/ecb/2023.12.10.848>
- Li, J., Yang, R., Luo, Z., Cheng, X., Zeng, G., He, Y., Zheng, M., & Li, X. (2025). The Solar Interfacial Evaporation Hydrogel for the Harmless Treatment of Fracturing Flow-back Wastewater. *Separation and Purification Technology*, 375, 133733. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.seppur.2025.133733>
- Li, J., Yu, H., & Luan, Y. (2015). Meta-Analysis of the Copper, Zinc, and Cadmium Absorption Capacities of Aquatic Plants in Heavy Metal-Polluted Water. 12(12), 14958-14973. <https://www.mdpi.com/1660-4601/12/12/14959>
- Li, S., Feng, M., Liu, X., Zhang, C., & Liao, B. (2025). Manganese-based metal-organic framework with high specific surface area and porosity for efficient adsorption of tetracycline in wastewater. *Inorganic Chemistry Communications*, 179, 114715. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.inoche.2025.114715>
- Li, S., Yang, M., Wang, H., & Jiang, Y. (2022). Adsorption of microplastics on aquifer media: Effects of the action time, initial concentration, ionic strength, ionic types

- and dissolved organic matter. *Environmental Pollution*, 308, 119482.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119482>
- Li, X., Wu, S., Yang, C., & Zeng, G. (2020). Microalgal and duckweed based constructed wetlands for swine wastewater treatment: A review. *Bioresour Technol*, 318, 123858.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123858>
- Liang, Y., Abdoulaye, M. G., Zhou, C., Xiao, B., Zhang, J., Xiong, J., Yang, Q., Zhao, J. R., & Wang, S. (2023). Chlorine dioxide bleaching wastewater degradation in intimately coupled photocatalysis and functional bacteria: The roles of adsorption, photocatalysis, and biotransformation. *Journal of Cleaner Production*, 382, 135403.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135403>
- Liu, Y., Li, F., & Zhao, Y. (2025). Optimal allocation and application of water resources based on real water saving in a region with intensive human activity. *Journal of Environmental Management*, 373, 123848.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123848>
- López Dávila, E., Martínez Castro, Y., & Romero Romero, O. (2022). Características y consecuencias adversas a la salud humana de agroquímicos usados en la agricultura cubana. *Revista Cubana de Salud Pública*, 48(0).
<https://revsaludpublica.sld.cu/index.php/spu/article/view/2810>
- Lopez Sangama, M. d. C. (2025). *Comparación de la eficacia de fitorremediación del binomio Eichhornia crassipes y Lemna minor a diferentes concentraciones para mejorar la calidad de aguas superficiales destinadas para recreación, Huánuco, 2024* Universidad de Huanuco].
<https://repositorio.udh.edu.pe/20.500.14257/6229>
- Lozada, R. A., Edson Ramos, Rony M. Choqueneira, Argota, G., & Iannacone, J. (2019). REDUCTION OF BIOCHEMICAL OXYGEN DEMAND IN WASTEWATER THROUGH LUMBIFILTRACIÓN 9, pp. 63.68.
- Lu, H., Li, P., Huang, Y., Liu, F., Gao, B., Yang, J., Liang, Y., & Feng, Z. (2025). Predicting the Cu adsorption performance of original biochar in aquatic environments via interpretable machine learning models. *Journal of Water Process Engineering*, 75, 108079.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.108079>
- Madhukara Naik, M., Bhojya Naik, H. S., Nagaraju, G., Vinuth, M., Raja Naika, H., & Vinu, K. (2019). Green synthesis of zinc ferrite nanoparticles in Limonia acidissima juice: Characterization and their application as photocatalytic and antibacterial activities. *Microchemical Journal*, 146, 1227-1235.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.02.059>
- Mahmoudy, G., Dabagh, A., El-Habacha, M., Lagdali, S., Assouani, A., Aasli, B., Iaich, S., Chiban, M., & Zerbet, M. (2025). High-efficiency removal of phosphate ions using treated *Carpobrotus edulis* biomass: Optimization, mechanism study, cost analysis, and industrial wastewater application. *Scientific African*, 28, e02748.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2025.e02748>
- Mandal, R. R., Bashir, Z., & Raj, D. (2025). Microbe-assisted phytoremediation for sustainable management of heavy metal in wastewater - A green approach to escalate the remediation of heavy metals. *Journal of Environmental*

- Management*, 375, 124199.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124199>
- Manoj, S. R., Karthik, C., Kadirvelu, K., Arulselvi, P. I., Shanmugasundaram, T., Bruno, B., & Rajkumar, M. (2020). Understanding the molecular mechanisms for the enhanced phytoremediation of heavy metals through plant growth promoting rhizobacteria: A review. *Journal of Environmental Management*, 254, 109779. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109779>
- Mishra, J., Singh, R., & Arora, N. K. (2017). Alleviation of Heavy Metal Stress in Plants and Remediation of Soil by Rhizosphere Microorganisms [Mini Review]. *Volume 8 - 2017*. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01706>
- Mohebi, Z., & Nazari, M. (2022). Phytoremediation of wastewater using aquatic plants, A review. 50-58.
- Monroy-Licht, A., Carranza-Lopez, L., De la Parra, A., & Acevedo-Barrios, R. (2024). Unlocking the potential of Eichhornia crassipes for wastewater treatment: phytoremediation of aquatic pollutants, a strategy for advancing Sustainable Development Goal-06 clean water. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 1-22. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33698-9>
- Moreno-Rubio, N., Ortega-Villamizar, D., Marimon-Bolívar, W., Bustillo-Lecompte, C., & Tejada-Benítez, L. P. (2022). Potential of Lemna minor and Eichhornia crassipes for the phytoremediation of water contaminated with Nickel (II). *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(1), 119. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10688-3>
- Moreno Castro, D. W., Franco Arias, O. O., Valenzuela Cobos, J. D., Prieto Sánchez, D., & Pimenteira, C. (2025). Data Mining to Evaluate the Effect of Eichhornia crassipes and Lemna minor in the Phytoremediation of Wastewater in the Canton of Milagro. 17(10), 1551. <https://www.mdpi.com/2073-4441/17/10/1551>
- Muhammad Saleem Khan, M. A. S., Ali, H., & Nisa, Z.-U.-. (2019). 42. Lead phytoremediation potential of sixty-one plant species: An open field survey. (1), 405-419%V 408. <https://thepab.org/index.php/journal/article/view/753%J> Pure and Applied Biology (PAB)
- Mukherjee, A., Patra, B. R., Podder, J., & Dalai, A. K. (2022). Synthesis of Biochar From Lignocellulosic Biomass for Diverse Industrial Applications and Energy Harvesting: Effects of Pyrolysis Conditions on the Physicochemical Properties of Biochar [Review]. *Frontiers in Materials*, Volume 9 - 2022. <https://www.frontiersin.org/journals/materials/articles/10.3389/fmats.2022.870184>
- Mukhi, S., Dhanashree, B., Srikantiah, R., Manjrekar, P., & Harish, S. (2023). Evaluation of Minimum Inhibitory Concentration of Heavy Metals Contained in Packaging Material Digest on Prominent Gut Microbiota. *International Journal of Food Science*, 2023(1), 3840795. <https://doi.org/https://doi.org/10.1155/2023/3840795>
- Mustafa, H. M., & Hayder, G. (2021). Evaluation of water lettuce, giant salvinia and water hyacinth systems in phytoremediation of domestic wastewater. *H2Open Journal*, 4(1), 167-181. <https://doi.org/10.2166/h2oj.2021.096>
- Mustafa, M. R. U., Gandapur, M. U. S., & Khurshid, H. (2025). Green adsorption of oil and grease from wastewater using oil palm leaves activated carbon. *Cleaner*

- Waste Systems*, 12, 100330.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.clwas.2025.100330>
- Nahar, K., & Sunny, S. A. (2024). Co-Benefits of Eichhornia Crassipes (Water Hyacinth) as Sustainable Biomass for Biofuel Production and Aquatic Ecosystem Phytoremediation. 5(3), 317-333. <https://www.mdpi.com/2673-3994/5/3/18>
- Nawaz, T., Saud, S., Gu, L., Khan, I., Fahad, S., & Zhou, R. (2024). Cyanobacteria: Harnessing the power of microorganisms for plant growth promotion, stress alleviation, and phytoremediation in the era of sustainable agriculture. *Plant Stress*, 11, 100399. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.stress.2024.100399>
- Nur, M., Rompegading, A., Nasir, M., Yani, A., Irfandi, R., Bachtiar, H., Fauziah, S., Amir, N., Agustina, A., Dia, V., Sangkota, A., Rijal, S., & Author, C. (2024). Efficiency of Water Hyacinth (Eichhornia crassipes) in the Phytoremediation of Copper- Contaminated Waters of Lake Tempe, South Sulawesi Indonesia. *International Journal of Design & Nature and Ecodynamics*, 19. <https://doi.org/10.18280/ij dne.190337>
- Oktaviana, A. A., Hermana, J., Syafei, A. D., & Hsi, H. C. (2025). Effect of pyrolysis temperature of domestic sewage sludge biochar on CO2 adsorption. *Results in Engineering*, 26, 105136. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rineng.2025.105136>
- Omitoyin, B., Ajani, E., I, O., O, A., & A, D. (2016). Efficiency of Toxic Substance Removal from Aquaculture Wastewater by Duckweed (Lemna minor) and Bacteria (Bacillus sp.). *African Journal Fisheries and Aquatic Resources Management*, Volume 1.
- Oral, B., Coşgun, A., Günay, M. E., & Yıldırım, R. (2024). Machine learning-based exploration of biochar for environmental management and remediation. *Journal of Environmental Management*, 360, 121162. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121162>
- Pandey, A. K., Gautam, A., & Singh, A. K. (2023). Insight to chromium homeostasis for combating chromium contamination of soil: Phytoaccumulators-based approach. *Environmental Pollution*, 322, 121163. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121163>
- Pang, A., Ning, L., Li, G., Ji, F., Zhou, Y., & Dong, R. (2020). *Effects of different pre-treatments of piggery wastewater on Desmodium sp. cultivation and nutrient removal* 2014 Montreal, Quebec Canada July 13 – July 16, 2014, St. Joseph, MI. <https://elibrary.asabe.org/abstract.asp?aid=44660&t=5>
- Parihar, A., & Malaviya, P. (2023). Textile wastewater phytoremediation using Spirodela polyrhiza (L.) Schleid. assisted by novel bacterial consortium in a two-step remediation system. *Environmental Research*, 221, 115307. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115307>
- Parwin, R., & Paul, K. K. (2019). Efficiency of Eichhornia crassipes in the treatment of raw kitchen wastewater. *SN Applied Sciences*, 1(4), 381. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-0400-0>
- Pathak, H. K., Chauhan, P. K., Seth, C. S., Dubey, G., & Upadhyay, S. K. (2024). Mechanistic and future prospects in rhizospheric engineering for agricultural contaminants removal, soil health restoration, and management of climate

- change stress. *Science of The Total Environment*, 927, 172116. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172116>
- Pathak, V. M., Verma, V. K., Rawat, B. S., Kaur, B., Babu, N., Sharma, A., Dewali, S., Yadav, M., Kumari, R., Singh, S., Mohapatra, A., Pandey, V., Rana, N., & Cunill, J. M. (2022). Current status of pesticide effects on environment, human health and it's eco-friendly management as bioremediation: A comprehensive review [Review]. *Volume 13 - 2022*. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.962619>
- Patil, A., Chakraborty, S., Yadav, Y., Sharma, B., Singh, S., & Arya, M. (2019). Bioremediation strategies and mechanisms of bacteria for resistance against heavy metals: a review. *Bioremediation Journal*, 1-33. <https://doi.org/10.1080/10889868.2024.2375204>
- Priya, A. K., Muruganandam, M., Ali, S. S., & Kornaros, M. (2023). Clean-Up of Heavy Metals from Contaminated Soil by Phytoremediation: A Multidisciplinary and Eco-Friendly Approach. *11(5)*, 422. <https://www.mdpi.com/2305-6304/11/5/422>
- Punitha, A. M., Priyatharshini, C. J., Alghmdi, M. A., Al Farraj, D. A., Elshikh, M. S., Ali, M. A., Arokiyaraj, S., & Hamlin, S. R. (2025). Water Hyacinth: A Sustainable Resource for Water Phytoremediation, Ethanol Production, Soil Nutrient Improvement, and the Dynamics of Microbial C and N in Vermicompost [Article]. *BioResources*, 20(1), 1614-1632. <https://doi.org/10.15376/biores.20.1.1614-1632>
- Qambrani, N. A., Rahman, M. M., Won, S., Shim, S., & Ra, C. (2017). Biochar properties and eco-friendly applications for climate change mitigation, waste management, and wastewater treatment: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 79, 255-273. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.057>
- Quevedo, M. R., González, P. S., Barroso, C. N., & Paisio, C. E. (2025). Microbe-assisted phytoremediation of domestic and tannery wastewater: in vitro application of a macrophyte mixture for contaminant removal. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 22(9), 7671-7682. <https://doi.org/10.1007/s13762-024-06151-0>
- Radulović, O., Stanković, S., Stanojević, O., Vujčić, Z., Dojnov, B., Trifunović-Momčilov, M., & Marković, M. (2021). Antioxidative Responses of Duckweed (*Lemna minor* L.) to Phenol and Rhizosphere-Associated Bacterial Strain *Hafnia paralvei* C32-106/3. *10(11)*, 1719. <https://www.mdpi.com/2076-3921/10/11/1719>
- Raza, M., Nosheen, A., Yasmin, H., Naz, R., Usman Shah, S. M., Ambreen, J., & El-Sheikh, M. A. (2023). Application of aquatic plants alone as well as in combination for phytoremediation of household and industrial wastewater. *Journal of King Saud University - Science*, 35(7), 102805. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jksus.2023.102805>
- Rehman, M., Luo, D., Pan, J., Mubeen, S., Cao, S., Saeed, W., & Chen, P. (2025). Sustainable environmental remediation with bast fiber crops: Phytoremediation potential and resource management. *Science of The Total Environment*, 977, 179403. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179403>
- Rezaee, A., Bozorg-Haddad, O., & Chu, X. (2021). Reallocation of water resources according to social, economic, and environmental parameters. *Scientific Reports*, 11. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-96680-2>

- Rodrigues, A. R. d. S. P. (2024). Fitorremediación y microrremediación de suelos contaminados por plomo (Pb) y cadmio (Cd). *Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, 17(2), 425-437. <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2024.17.2.85712>
- Rosario, P., Seenivasan, T., Viswash, R., Ramalingam, S., Barani, V., Welling, C. M., & Grego, S. (2023). Impact of heat-treatment on wastewater analytical parameters. *Water Science and Technology*, 88(11), 2931-2939. <https://doi.org/10.2166/wst.2023.359>
- Russo, S. C., González-Álvarez, I., Cocker, H. A., & McCoy-West, A. J. (2025). The fundamentals of rare earth element ion adsorption clay deposits: A mineral systems approach for exploration. *Journal of Geochemical Exploration*, 278, 107845. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2025.107845>
- Saha, L., Tiwari, J., Baudhdh, K., & Ma, Y. (2021). Recent Developments in Microbe-Plant-Based Bioremediation for Tackling Heavy Metal-Polluted Soils [Review]. *Volume 12 - 2021*. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.731723>
- Salameh, E., Shteiwi, M., & Al Raggad, M. (2018). Waste Water Treatment. In E. Salameh, M. Shteiwi, & M. Al Raggad (Eds.), *Water Resources of Jordan: Political, Social and Economic Implications of Scarce Water Resources* (pp. 87-110). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-77748-1_5
- Saleh, A. M., Alias, A. B., Hasan, S. S. A. S., Jawad, A. H., Shihab, T. A., Ali, O. M., Ghani, W. A. W. A. K., Mahdi, H. H., Saleh, N. M., & Ahmed, O. K. (2025). Isotherm and kinetic models of SO₂ adsorption on palm kernel shell-activated carbon and xerogel blends: Effect of flow rate and contact time. *Results in Engineering*, 25, 103970. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rineng.2025.103970>
- Santana, C. S., Montalván Olivares, D. M., Silva, V. H. C., Luzardo, F. H. M., Velasco, F. G., & de Jesus, R. M. (2020). Assessment of water resources pollution associated with mining activity in a semi-arid region. *Journal of Environmental Management*, 273, 111148. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111148>
- Santoyo De la Cruz, M., Gardezi, A. K., Carrillo-Castañeda, G., Ortega-Escobar, H., Mancilla-Villa, O., Rubiños-Panta, J., López-Buenfil, J., Larque-Saavedra, M., Haro-Aguilar, G., & Ali-Gamboa, C. (2025). Interaction and Effect of Rhizobacteria on Agronomic Variables of Hibiscus sabdariffa L. in Two Types of Soil [Article]. *Revista Politecnica*, 55(1), 103-112. <https://doi.org/10.33333/rp.vol55n1.10>
- Saravanan, A., Senthil Kumar, P., Jeevanantham, S., Karishma, S., Tajsabreen, B., Yaashikaa, P. R., & Reshma, B. (2021). Effective water/wastewater treatment methodologies for toxic pollutants removal: Processes and applications towards sustainable development. *Chemosphere*, 280, 130595. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130595>
- Savic, R., Stajic, M., Kostesic, E., Antic, S., Horvatinec, J., Zemunac, R., & Ondrasek, G. (2025). Heavy metal contamination and ecological risk assessment in drainage channel sediments from urban and agricultural areas. *Journal of Environmental Management*, 389, 126221. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.126221>

- Schmidt, K.-M., & Goldbach, H. E. (2022). Modelling of *Lemna minor* L. growth as influenced by nutrient supply, supplemental light, CO₂ and harvest intervals for a continuous indoor cultivation. *Heliyon*, 8(12), e12194. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12194>
- Sender, J., & Boczula, M. (2024). Preliminary studies of selected *Lemna* species on the oxygen production potential in relation to some ecological factors. *PeerJ*, 12, e17322. <https://doi.org/10.7717/peerj.17322>
- Senna, M., Dhanashree, B., Srikantiah, R. M., Manjrekar, P., & Harish, S. (2023). Evaluation of Minimum Inhibitory Concentration of Heavy Metals Contained in Packaging Material Digest on Prominent Gut Microbiota. *2023*(1), 3840795. <https://doi.org/https://doi.org/10.1155/2023/3840795>
- Sesay, F., Sesay, R. E. V., Kamara, M., Li, X., & Niu, C. (2025). Biodegradation of pharmaceutical contaminants in wastewater using microbial consortia: Mechanisms, applications, and challenges. *Journal of Environmental Management*, 384, 125564. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.125564>
- Sharma, A., Kumar, V., Shahzad, B., Tanveer, M., Sidhu, G. P. S., Handa, N., Kohli, S. K., Yadav, P., Bali, A. S., Parihar, R. D., Dar, O. I., Singh, K., Jasrotia, S., Bakshi, P., Ramakrishnan, M., Kumar, S., Bhardwaj, R., & Thukral, A. K. (2019). Worldwide pesticide usage and its impacts on ecosystem. *SN Applied Sciences*, 1(11), 1446. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-1485-1>
- Shen, X., Dai, M., Yang, J., Sun, L., Tan, X., Peng, C., Ali, I., & Naz, I. (2022). A critical review on the phytoremediation of heavy metals from environment: Performance and challenges. *Chemosphere*, 291, 132979. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132979>
- Sierra, C., & Garcia, H. (2012). Determinación de Fosfatos en Aguas por Método Colorimétrico. Validación del Método. *Química Hoy*, 2, 5. <https://doi.org/10.29105/qh2.3-156>
- Singh, N., & Balomajumder, C. (2021). Phytoremediation potential of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for phenol and cyanide elimination from synthetic/simulated wastewater. *Applied Water Science*, 11(8), 144. <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01472-8>
- Smith Kenneth, P., & Kirby James, E. (2018). The Inoculum Effect in the Era of Multidrug Resistance: Minor Differences in Inoculum Have Dramatic Effect on MIC Determination. *Antimicrobial Agents and Chemotherapy*, 62(8), 10.1128/aac.00433-00418. <https://doi.org/10.1128/aac.00433-18>
- Sojitra, R., Gadhvi, K., Gamit, S., Dudhagara, D., & Vyas, S. (2024). Phytoremediation potential of monocotyledonous plants in the sediments of the Uben River, Gujarat, India. *Scientific Reports*, 14(1), 16938. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-65458-7>
- Soleimani, H., Mansouri, B., Kiani, A., Omer, A. K., Tazik, M., Ebrahimzadeh, G., & Sharafi, K. (2023). Ecological risk assessment and heavy metals accumulation in agriculture soils irrigated with treated wastewater effluent, river water, and well water combined with chemical fertilizers. *Heliyon*, 9(3). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14580>
- Soliman, M. A., Ahmed, D. A., Mansour, K. H., Gharib, F. A., Galal, T. M., & Slima, D. F. (2024). *Typha domingensis* (Pers.) Poir. ex Steud. Potential to Restore

- Contaminated Wetlands in Egypt. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 24(4), 8005-8015. <https://doi.org/10.1007/s42729-024-02094-0>
- Soto Corra, S. L. (2025). *Evaluación de la capacidad de depuración de la macrófita acuática (Lemna minor) para el tratamiento de aguas residuales del dren Santa Sofía, Distrito Cayaltí–2024* UNIVERSIDAD NACIONAL PEDRO RUIZ GALLO].
- Stocker, K., & Eilersdorfer, M. (2025). Simultaneous nutrient removal and selective recovery of nitrogen and phosphorus from municipal wastewater: A novel combined ion exchange–surface precipitation process from proof of concept to pilot scale. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(4), 117408. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.117408>
- Surkatti, R., Van Loosdrecht, M. C. M., & El-Naas, M. H. (2025). Enhanced biodegradation of GTL process wastewater using immobilized bacteria in PVA/TiO₂ nanoparticles hydrogel matrix. *Next Sustainability*, 5, 100137. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.nxsust.2025.100137>
- Tambat, V. S., Tseng, Y.-s., Kumar, P., Chen, C.-W., Singhanian, R. R., Chang, J.-S., Dong, C.-D., & Patel, A. K. (2023). Effective and sustainable bioremediation of molybdenum pollutants from wastewaters by potential microalgae. *Environmental Technology & Innovation*, 30, 103091. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103091>
- Taniguchi, A., Shirakashi, S., Kawagishi, T., Tanaka, A., & Eguchi, M. (2025). The biodegradable polymer poly(butylene succinate-co-adipate) modulates the community structures of actively growing bacteria in rotifer culture water. *Scientific Reports*, 15(1), 5572. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-90282-y>
- Thorfinnsdottir, L. B., García-Calvo, L., Bø, G. H., Bruheim, P., & Røst, L. M. (2023). Optimized Fast Filtration-Based Sampling and Extraction Enables Precise and Absolute Quantification of the Escherichia coli Central Carbon Metabolome. 13(2), 150. <https://www.mdpi.com/2218-1989/13/2/150>
- Trujillo, F. A., López Avilés, G., Mondragón Camarillo, L., & Calderón Alvarado, K. d. C. (2023). Bacterias tolerantes y resistentes a los metales pesados en el ambiente. *EPISTEMUS*, 17(35), 80-87. <https://doi.org/10.36790/epistemus.v17i35.287>
- Trujillo, G., & Milagros, Z. (2012). Comparación y evaluación de tres plantas acuáticas para determinar la eficiencia de remoción de nutrientes en el tratamiento de aguas residuales domésticas.
- Tufaner, F. (2020). Post-treatment of effluents from UASB reactor treating industrial wastewater sediment by constructed wetland. *Environmental Technology*, 41(7), 912-920. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1514073>
- Ullah, M. H., & Rahman, M. J. (2024). Adsorptive removal of toxic heavy metals from wastewater using water hyacinth and its biochar: A review. *Heliyon*, 10(17), e36869. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e36869>
- Vanegas Gómez, E. V. (2020a). *Eficiencia del Jacinto de Agua (Eichhornia Crassipes) en la Fitodepuración de Aguas Residuales Domésticas (ARD) y Aguas Residuales no Domésticas (ARnD)* Universidad Nacional Abierta y a Distancia UNAD].
- Vanegas Gómez, E. V. (2020b). *Eficiencia del Jacinto de Agua (Eichhornia Crassipes) en la Fitodepuración de Aguas Residuales Domésticas (ARD) y Aguas*

Residuales no Domésticas (ARnD) Universidad Nacional Abierta y A Distancia -UNAD]. mayo 2020.

- Vásquez, L. A. H., García, F. P., Lassman, A. A., Gómez, C. R., Torres, E. A., Salinas, G. H., de Jesús Ramírez Rivera, E., Acevedo Sandoval, O. A., & Rosas, S. R. (2023). Treatment of laundry wastewater by constructed wetlands with *Eichhornia crassipes*. *Desalination and Water Treatment*, 312, 50-54. <https://doi.org/https://doi.org/10.5004/dwt.2023.30009>
- Velarde, L., Nabavi, M. S., Escalera, E., Antti, M.-L., & Akhtar, F. (2023). Adsorption of heavy metals on natural zeolites: A review. *Chemosphere*, 328, 138508. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138508>
- Vélez, J. M. B., Martínez, J. G., Ospina, J. T., & Agudelo, S. O. (2021). Bioremediation potential of *Pseudomonas* genus isolates from residual water, capable of tolerating lead through mechanisms of exopolysaccharide production and biosorption. *Biotechnology Reports*, 32, e00685. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.btre.2021.e00685>
- Vulpe, C.-B., Toplicean, I.-M., Agachi, B.-V., & Datcu, A.-D. (2025). A Review on Uses of *Lemna minor*, a Beneficial Plant for Sustainable Water Treatments, in Relation to Bioeconomy Aspects. 17(9), 1400. <https://www.mdpi.com/2073-4441/17/9/1400>
- Wang, C., li, W., Wang, D., li, D., Zhou, C., Jiang, H., Zheng, Q., Chen, S., Jia, K., Liu, Y., Yang, J., Zhou, X., & Li, Y. (2021). Turbidity maximum zone index: a novel model for remote extraction of the turbidity maximum zone in different estuaries. *Geoscientific Model Development*, 14, 6833-6846. <https://doi.org/10.5194/gmd-14-6833-2021>
- Weirich, C., Feiden, A., de Souza, C., Marchetti, C., Aleixo, V., Klosowski, É., & Sentelhas, P. (2020). Temperature influences swine wastewater treatment by aquatic plants. *Scientia Agricola*, 78, e20190325. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2019-0325>
- Xiao, Y., Chen, L., Li, C., Ma, J., Chen, R., Yang, B., Liu, G., Liu, S., & Fang, J. (2023). Role of the rhizosphere bacterial community in assisting phytoremediation in a lead-zinc area [Original Research]. *Frontiers in Plant Science*, Volume 13 - 2022. <https://www.frontiersin.org/journals/plant-science/articles/10.3389/fpls.2022.1106985>
- Xie, Y., He, N., Wei, M., Wen, T., Wang, X., Liu, H., Zhong, S., & Xu, H. (2021). Cadmium biosorption and mechanism investigation using a novel *Bacillus subtilis* KC6 isolated from pyrite mine. *Journal of Cleaner Production*, 312, 127749. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127749>
- Yang, Y., Shi, J., Wan, N., & Huang, W. (2025). Efficiency and mechanism of Moving Bed Bacterial-Algal Biofilm Reactor (MB-BA-BR) in treating simulated coal chemical wastewater. *Fuel*, 394, 135176. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fuel.2025.135176>
- Ye, D., Xie, M., Zhang, X., Huang, H., Yu, H., Zheng, Z., Wang, Y., & Li, T. (2022). Evaluation for phosphorus accumulation and removal capability of nine species in the Polygonaceae to excavate amphibious superstars used for phosphorus-phytoextraction. *Chemosphere*, 308, 136361. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136361>

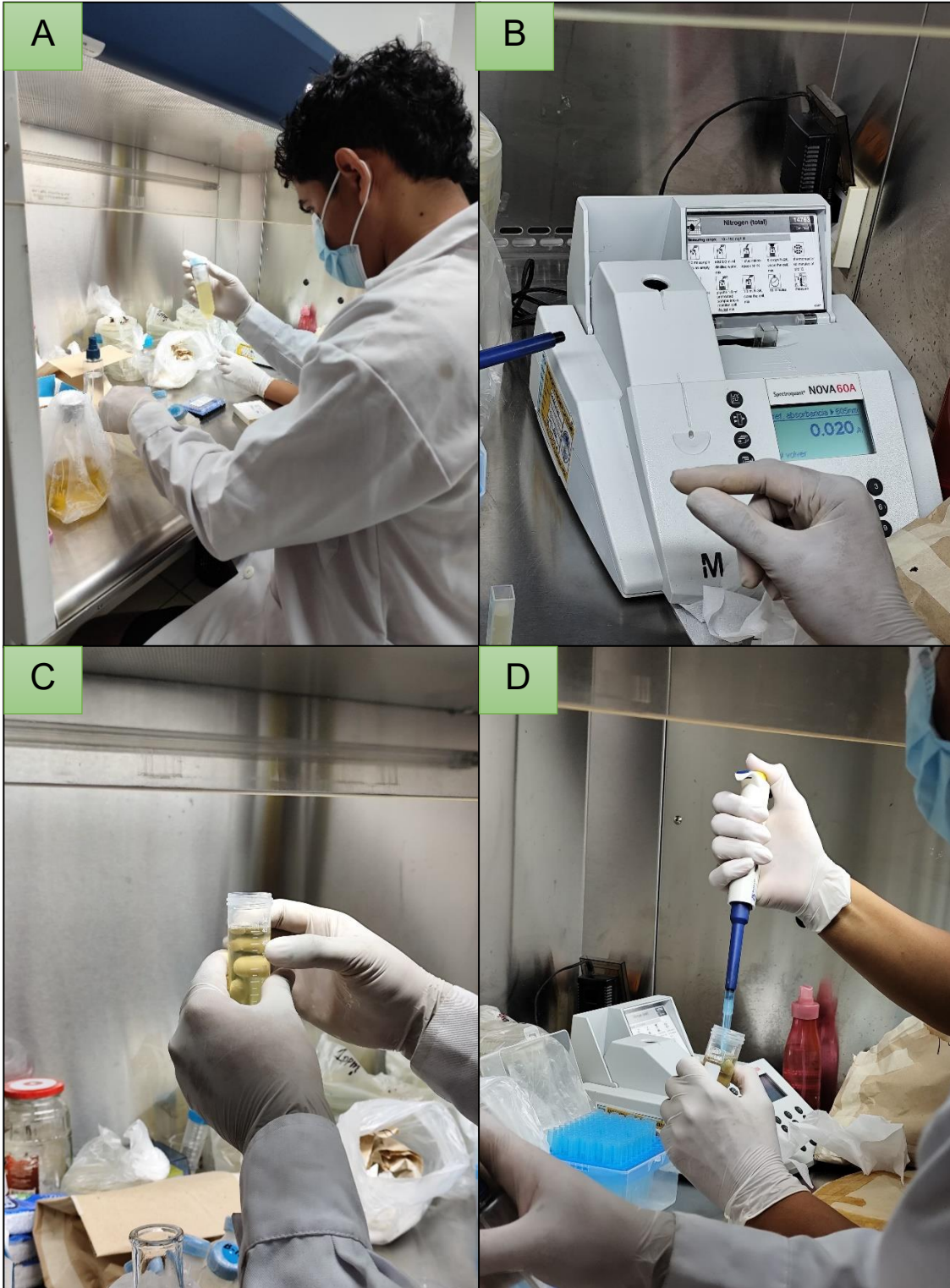
- Yirgu, Z., Leta, S., Hussen, A., & Khan, M. M. (2020). Nutrient removal and carbohydrate production potential of indigenous *Scenedesmus* sp. grown in anaerobically digested brewery wastewater [Article]. *Environmental Systems Research*, 9(1), Article 40. <https://doi.org/10.1186/s40068-020-00201-5>
- Zambrano Intriago, H. A. (2023). *Diseño de un Biofiltro utilizando Lemna Minor (Lenteja de agua) y Eichhornia Crassipes (Jacinto de agua) para la captación de metales pesados (CD, CR Y PB) del Ramal B del estero salado Guayaquil-Ecuador* UNIVERSIDAD POLITÉCNICA SALESIANA].
- Zangiabadi, I., Afarinesh, M. R., Shamsara, A., & Eftekhari-Vaghefi, S. H. (2019). Memento effects on learning and hippocampal brain-derived neurotrophic factor protein of adult male rats. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(36), 36615-36622. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06809-0>
- Zeb, B. S., Mahmood, Q., Irshad, M., Zafar, H., & Wang, R. (2025). Sustainable treatment of combined industrial wastewater: synergistic phytoremediation with *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, and *Arundo donax* in biofilm wetlands. *International Journal of Phytoremediation*, 27(1), 128-134. <https://doi.org/10.1080/15226514.2024.2403037>
- Zhang, L., Tang, X., Li, J., Deng, G., Yao, M., & Yang, F. (2024). Temperature swing solvent extraction for salt and glycerin separation from wastewater. *Microchemical Journal*, 205, 111295. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.microc.2024.111295>
- Zhao, D., Cheah, W. Y., Lai, S. H., Ng, E.-P., Khoo, K. S., Show, P. L., & Ling, T. C. (2023). Symbiosis of microalgae and bacteria consortium for heavy metal remediation in wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(3), 109943. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.109943>
- Zhu, C., Zhang, Z., Xiao, H., Wei, F., Jiang, B., Xiao, F., Zhou, Y., & Luo, X. (2025). Three-dimensionally electrochemical oxidation technology: Current advances, challenges, and prospects for wastewater treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(5), 117793. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.117793>
- Zhu, Y., Gu, H., Li, H., Lam, S. S., Verma, M., Ng, H. S., Sonne, C., Liew, R. K., & Peng, W. (2024). Phytoremediation of contaminants in urban soils: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 22(1), 355-371. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01663-6>

VII. Anexos

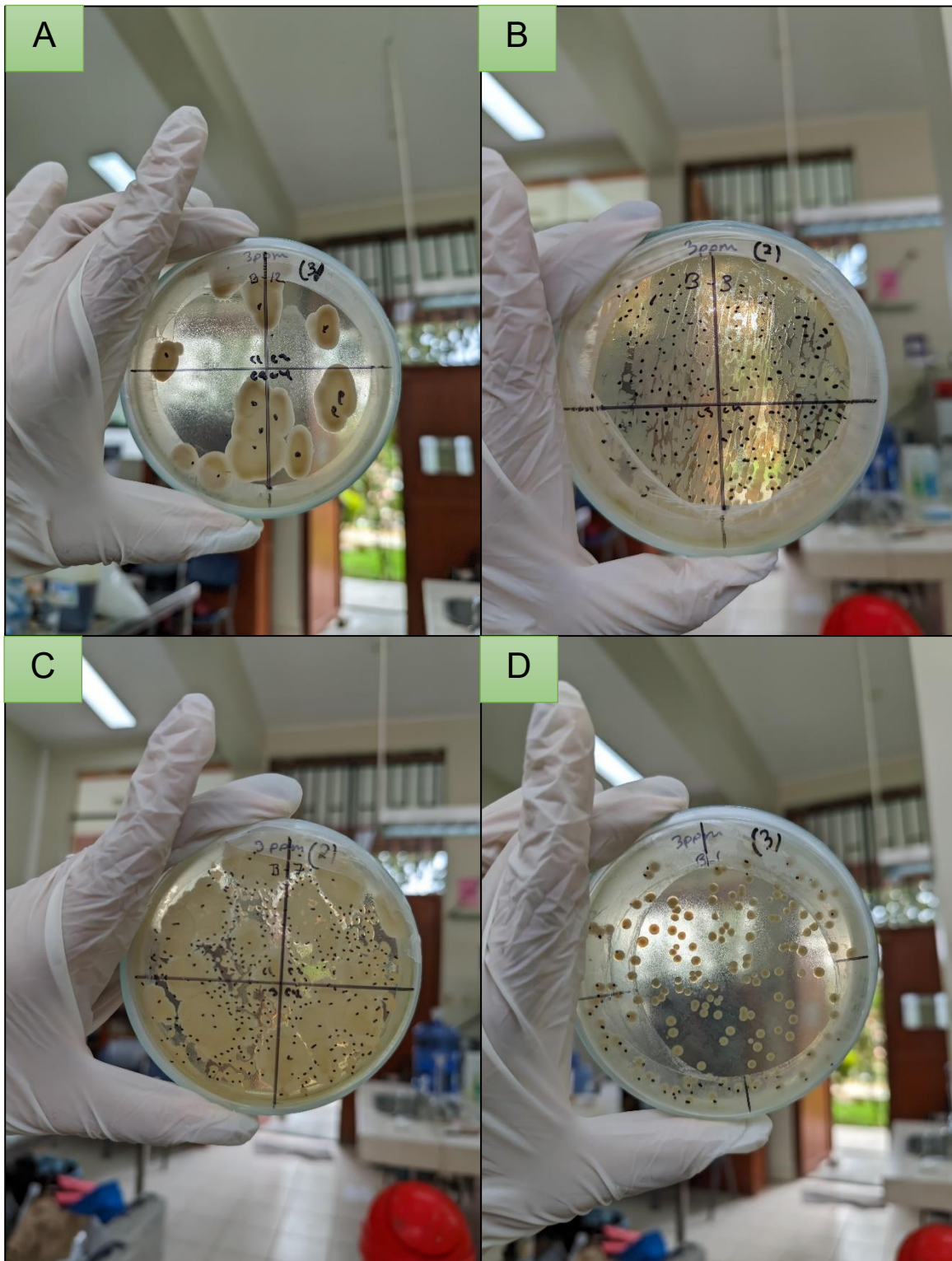
Anexo 1. Valores iniciales de los parámetros evaluados en el agua residual

Parámetros	Unidad	Valor inicial
Oxígeno disuelto	mg/L	3,95
pH	-	7,3
Turbidez	UNT	103
Conductividad eléctrica	μS/cm)	525
Temperatura	°C	28,7
Salinidad	‰	0,2
Solidos totales	mg/L	3602
Solidos suspendidos	mg/L	104,9
Solidos sedimentables	mL/L	0
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	302,542
Fosfatos	mg/L	16,22
Nitratos	mg/L	11,24
Coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	11

Anexo 2. A. Crecimiento bacteriano en luria bertani **B.** Lectura de cepas bacterianas en el espectrofotómetro NOVA 60A **C.** Caldo luria Bertani en tubos falcón de 50mL **D.** Inoculación de 10ml de cepas bacterianas en caldo luria Bertani.



Anexo 3. Crecimiento de 3 mg/L de solución multielemental: **A.** Cepa bacteriana B-12, **B.** Cepa bacteriana B-3 **C.** cepa bacteriana B-7, **D.** cepa bacteriana B-1.



Anexo 4. Acondicionamiento de planta acuática Jacinto de agua **A.** Recolección, **B.** Selección de mejores individuos, **C.** Eliminación de impurezas, **D.** Acondicionamiento.



Anexo 5. Vista lateral del crecimiento de biomasa de lenteja de agua,



Anexo 6. Preparación de los tratamientos **A.** Vertimiento de agua residual **B.** Colocación de cerco de protección



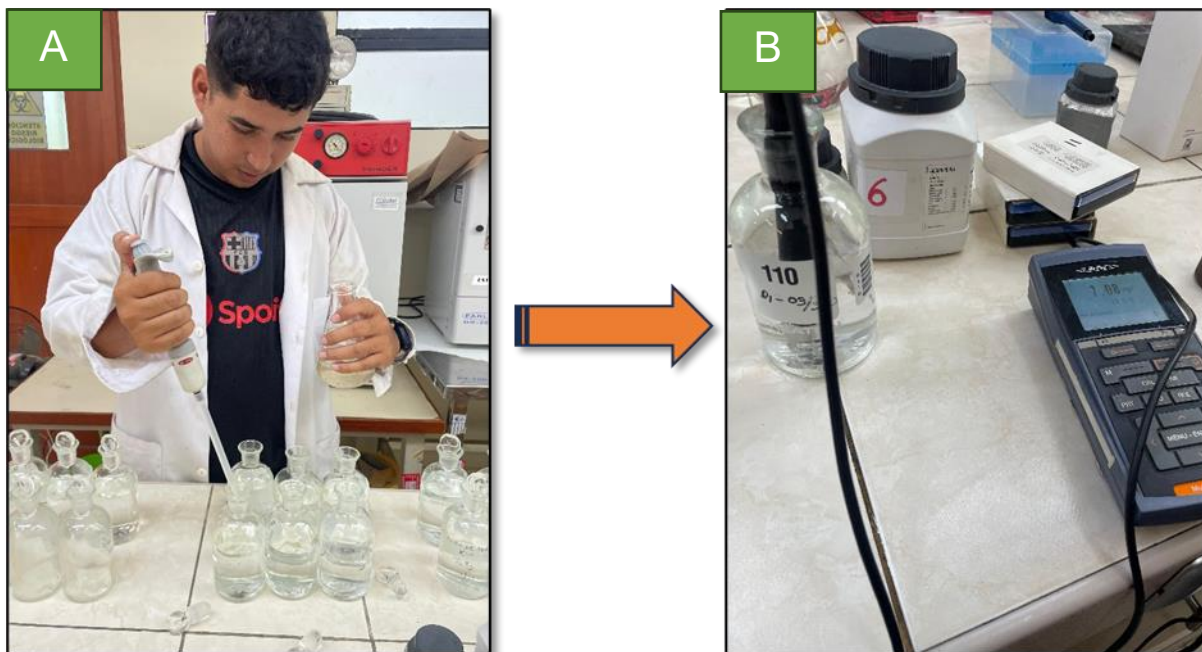
Anexo 7. Inoculación de cepas bacterianas al sistema de biofiltros



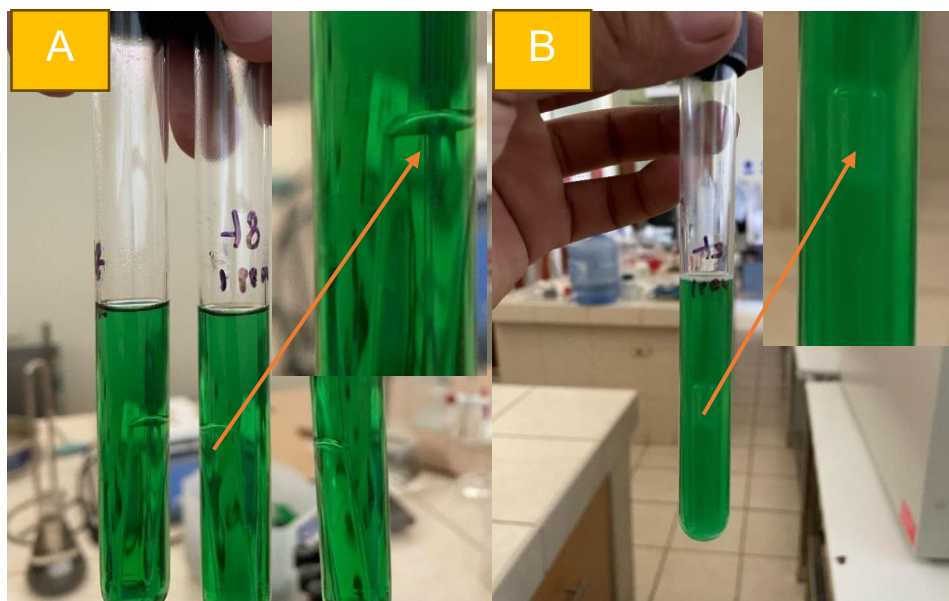
Anexo 8. Determinación de parámetros de campo



Anexo 9. Determinación de la DBO **A.** Siembra del inoculo **B.** Medición de la DBO5 final



Anexo 10. Determinación de coliformes termotolerantes: **A.** Negativo **B.** Positivo



Anexo 11. Determinación de nitratos: **A.** Muestreo inicial, **B.** Muestreo final



Anexo 12. Determinación de fosfatos: **A.** Muestreo inicial, **B.** Muestreo final



Anexo 13. Elementos metales pesados ICP multi-element standard IV



Specification

Certipur® Certified Reference Material

Manufacturer:	Merck KGaA, Frankfurter Str. 250, 64293 Darmstadt, Germany
Description of CRM:	ICP multi-element standard IV
Art. No.:	1.11355.0100
Traceability:	Element standard solutions are measured applying high precision ICP-OES and are directly traceable to the corresponding NIST SRM® . <i>NIST: National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, USA.</i>
Minimum shelf life:	3 years
Matrix:	HNO ₃ 6%
Nominal value:	See table below
Specification:	See table below

The effective element mass fractions are measured lot specifically.
The certified effective mass concentrations and the measurement uncertainties are calculated and shown in the table below.

Element	Specification mg/l	Uncertainty** mg/l	NIST Standard Reference Material
Ag	990 - 1100	± 5	SRM 3151
Al	990 - 1100	± 5	SRM 3101a
B	990 - 1100	± 5	SRM 3107
Ba	990 - 1100	± 5	SRM 3104a
Bi	990 - 1100	± 5	SRM 3106
Ca	990 - 1100	± 5	SRM 3109a
Cd	990 - 1100	± 5	SRM 3108
Co	990 - 1100	± 5	SRM 3113
Cr	990 - 1100	± 5	SRM 3112a
Cu	990 - 1100	± 5	SRM 3114
Fe	990 - 1100	± 5	SRM 3126a
Ga	990 - 1100	± 5	SRM 3119a
In	990 - 1100	± 5	SRM 3124a
K	990 - 1100	± 5	SRM 3141a
Li	990 - 1100	± 5	SRM 3129a
Mg	990 - 1100	± 5	SRM 3131a
Mn	990 - 1100	± 5	SRM 3132
Na	990 - 1100	± 5	SRM 3152a
Ni	990 - 1100	± 5	SRM 3136
Pb	990 - 1100	± 5	SRM 3128
Sr	990 - 1100	± 5	SRM 3153a
Tl	990 - 1100	± 5	SRM 3158
Zn	990 - 1100	± 5	SRM 3168a

****The measurement uncertainty can vary depending on the primary reference material.**

Merck KGaA – Frankfurter Straße 250, 64293 Darmstadt, Germany: +49 6151 72-0
EMD Millipore Corp. – 290 Concord Road, Billerica, MA 01821, USA: (781) 533-6000