

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SANTA
FACULTAD DE CIENCIAS
ESCUELA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA EN ACUICULTURA



**Biorremediación del efluente del cultivo *Oreochromis niloticus* con
Azolla filiculoides en condiciones de laboratorio**

**TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE
BIÓLOGO ACUICULTOR**

Autor

Bach. Vigo Rivera, Estrella Zafiro

Asesor

Dr. Torres Cabrera, Luis Fernando

ORCID: 0000-0003-4662-5412

Nuevo Chimbote - Perú

2025

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SANTA

FACULTAD DE CIENCIAS

ESCUELA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA EN ACUICULTURA




UNS
UNIVERSIDAD
NACIONAL DEL SANTA

Biorremediación del efluente del cultivo de alevines de *Oreochromis niloticus* con *Azolla filiculoides* en condiciones de laboratorio

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE BIÓLOGO
ACUICULTOR**

Revisado y aprobado por el asesor



Dr. Torres Cabrera Luis Fernando
ORCID: 0000-0003-4662-5412
DNI: 26690133

Nuevo Chimbote - Perú

2025

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SANTA

FACULTAD DE CIENCIAS

ESCUELA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA EN ACUICULTURA



UNS
UNIVERSIDAD
NACIONAL DEL SANTA

Biorremediación del efluente del cultivo de alevines de *Oreochromis niloticus* con *Azolla filiculoides* en condiciones de laboratorio

Revisado y aprobado por el jurado evaluador


Dr. Merino Moya, Juan Fernando

Presidente

ORCID: 0000-0002-4848-3190

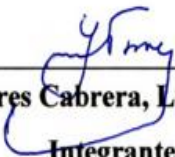
DNI: 17909299


MSc. Velásquez Guarniz Mirian Noemi

Secretaria

ORCID: 0000-0002-1789-9740

DNI: 32948162


Dr. Torres Cabrera, Luis Fernando

Integrante

ORCID: 0000-0003-4662-5412

DNI: 2669013

Nuevo Chimbote - Perú

2025

ACTA DE CALIFICACIÓN DE LA SUSTENTACIÓN DE LA TESIS

En el Distrito de Nuevo Chimbote, en la Universidad Nacional de Santa, en el
Laboratorio de Impacto Ambiental siendo las 18:00 horas del
día 24 de Junio del 2025 dando cumplimiento a la Resolución N°
161-2025-UNS-FC se reunió el Jurado Evaluador presidido por Fernando
Merino Moya, teniendo como miembros a Mirian Velásquez
Guarniz (secretario) (a), y Luis Torres Cabrera (integrante),
para la sustentación de tesis a fin de optar el título de Biólogo Acuicultor
realizado por el, (la), (los) tesista (as) Estrella Zafiro Vigo
Rivera

....., quien (es) sustentó (aron) la tesis intitulada:
"Biorremediación del efluente del cultivo de
Oreochromis niloticus con Azolla filiculoides en
condiciones de laboratorio"

Terminada la sustentación, el, (la), (los) tesista (as)s respondió (ieron) a las preguntas formuladas
por los miembros del jurado.

El Jurado después de deliberar sobre aspectos relacionados con el trabajo, contenido y
sustentación del mismo y con las sugerencias pertinentes, declara la sustentación como
Bueno asignándole un calificativo de Dieciocho (18) puntos, según
artículo 112° del Reglamento General de Grados y Títulos vigente (Resolución N° 337-2024-CU.-
R-UNS).

Siendo las 20:00 horas del mismo día se dio por terminado el acto de sustentación firmando
los miembros del Jurado en señal de conformidad

Nombre: Fernando Merino Moya
Presidente

Nombre: Mirian Velásquez Guarniz
Secretario

Nombre: Luis Torres Cabrera
Integrante

Distribución: Integrantes I.E (), tesistas () y archivo (02).





Recibo digital

Este recibo confirma que su trabajo ha sido recibido por Turnitin. A continuación podrá ver la información del recibo con respecto a su entrega.

La primera página de tus entregas se muestra abajo.

Autor de la entrega: Estrella Zafiro VIGO RIVERA
Título del ejercicio: MAESTRIA 2025
Título de la entrega: Tesis- Vigo Rivera Estrella.docx
Nombre del archivo: Tesis_Vigo_Rivera_Estrella.docx
Tamaño del archivo: 4.67M
Total páginas: 54
Total de palabras: 9,962
Total de caracteres: 56,701
Fecha de entrega: 17-sept-2025 09:14p.m. (UTC-0500)
Identificador de la entrega: 2754264932

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SANTA
FACULTAD DE CIENCIAS
ESCUELA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA EN ACUICULTURA



Bacteriología del effluente del cultivo Deschampsia altilis con
Azolla/Azobolus en condiciones de laboratorio

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE
BIÓLOGO ACUICULTOR

Autor

Ing. Vigo Rivera, Estrella Zafiro

Ayudante

Dr. Torres Cabrer, Luis Fernando

ORCID: 0000-0001-4967-5412

Sucre Chimbote - Perú
2025

INFORME DE ORIGINALIDAD

9%

INDICE DE SIMILITUD

9%

FUENTES DE INTERNET

2%

PUBLICACIONES

3%

TRABAJOS DEL
ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1

repositorio.uns.edu.pe

Fuente de Internet

3%

2

manualzz.com

Fuente de Internet

1%

3

Boyd, C.E.. "Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level", Aquaculture, 20031031

Publicación

1%

4

repositorio.unicauca.edu.co:8080

Fuente de Internet

<1%

5

repositorio.unas.edu.pe

Fuente de Internet

<1%

6

Submitted to Universidad Nacional del Santa

Trabajo del estudiante

<1%

7

apirepositorio.unu.edu.pe

Fuente de Internet

<1%

8

hdl.handle.net

Fuente de Internet

<1%

9

repositorio.unapiquitos.edu.pe

Fuente de Internet

<1%

10

cdigital.uv.mx

Fuente de Internet

<1%

11

revistas.ulima.edu.pe

Fuente de Internet

<1%

DEDICATORIA

A mis padres, Raúl Vigo Mosquera y Ada Rivera Villanueva, quienes me apoyaron en todo momento, porque son mi motivo y mi fortaleza para continuar hacia adelante. Así como mi familia, quienes me impulsaron en seguir alcanzando mis metas y pusieron toda su confianza en mi persona.

A mis hermanas Lucero y Sol, por sus consejos y por apoyarme en culminar esta etapa de mi vida y tener la confianza que seguiré teniendo éxito en mi profesión.

A mi asesor y cada uno los docentes, que me brindaron sus conocimientos, experiencias y consejos en nuestro camino como futuros profesionales.

AGRADECIMIENTO

A mis padres, Raúl Vigo Mosquera y Ada Rivera Villanueva, por darme su apoyo incondicional a través de toda esta etapa, gracias por aceptar mis decisiones y ayudarme a lograr mis objetivos.

A mi asesor el Dr. Torres Cabrera Luis Fernando por sus enseñanzas y dedicar su tiempo para las correcciones y elaboración de mi informe.

A mi amiga Francisca Peña Coello, que estuvo apoyándome y animándome siempre en la realización de la tesis. Gracias por contribuir con el desarrollo de la investigación.

A mis docentes de la Escuela Profesional de Biología en Acuicultura de la Universidad Nacional del Santa – Chimbote, por guiarme y brindarme sus conocimientos durante todo el periodo universitario.

A mis compañeros de estudio con quienes compartí buenos y malos momentos durante mis estudios universitarios.

ÍNDICE

DEDICATORIA.....	I
AGRADECIMIENTO.....	II
RESUMEN.....	VI
ABSTRACT.....	VII
I.INTRODUCCIÓN	1
1.1. Objetivos de la investigación.....	2
1.2. Formulación de Hipótesis	3
1.3. Justificación e importancia de investigación	3
II.MARCO TEÓRICO.....	5
III.MATERIALES Y MÉTODOS.....	8
3.1. Localización del experimento	8
3.2. Material experimental	- 8 -
3.2.1.Material biológico	- 8 -
3.2.2.Recolección del efluente	- 8 -
3.3.Preparación de las unidades experimentales.....	- 8 -
3.4.Evaluación de la calidad del agua de los diferentes tratamientos de cultivo de <i>O. niloticus</i> con <i>A. filiculoides</i>	9
3.4.1.Parámetros físicos	9
3.4.2.Parámetros químicos.....	9
3.4.3.Parámetros Biológicos	10
3.4.4.Peso inicial y final de <i>A. filiculoides</i> de los diferentes tratamientos	- 11 -
3.5.Análisis estadísticos	- 12 -
IV.RESULTADOS	- 12 -
4.1.Evaluación de parámetros físicos, químicos y biológicos	13
4.1.1.Parámetros físicos.....	- 13 -
4.1.2.Parámetros químicos.....	- 14 -
4.1.3.Parámetro biológico.....	20
4.2.Peso inicial y final de <i>A. filiculoides</i> de los diferentes tratamientos	21
V.DISCUSIÓN	25
VI.CONCLUSIONES.....	- 29 -
VII. RECOMENDACIONES	- 29 -
VIII.REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	30
IX. ANEXO	- 38 -

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Eficiencia de parámetros en los diferentes tratamientos con Azolla filiculoides.....	22
Tabla 2. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk	22
Tabla 3. Prueba de no paramétrica de Kruskal - Wallis	- 23 -
Tabla 4. Prueba post hoc de U de Mann de Whitney de los parámetros en los diferentes tratamientos con Azolla filiculoides	- 24 -
Tabla 5. Correlación de los parámetros físico, químico y biológicos con la prueba de Spearman	¡Error!
Marcador no definido.	

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Variación de temperatura con diferentes concentraciones de A. filiculoides ...	- 13 -
Figura 2. Variación de turbidez con diferentes concentraciones de A. filiculoides ..	- 14 -
Figura 3. Variación de Oxígeno disuelto con diferentes concentraciones de A. filiculoides	- 15 -
Figura 4. Variación de pH disuelto con diferentes concentraciones de A. filiculoides....	- 16 -
Figura 5. Variación de Sólidos Totales Disueltos con diferentes concentraciones de A. filiculoides	- 17 -
Figura 6. Variación de Nitrito con diferentes concentraciones de A. filiculoides	- 18 -
Figura 7. Variación de Nitrato con diferentes concentraciones de A. filiculoides....	- 19 -
Figura 8. Variación de fosfato con diferentes concentraciones de A. filiculoides	20
Figura 9. Variación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno con diferentes concentraciones de A. filiculoides	21
Figura 10. Peso inicial y final de Azolla en los diferentes tratamientos	21

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Biomasa de Azolla filiculoides.....	-
38 -	
Anexo 2. Recolección de efluente de Oreochromis niloticus.....	-
38 -	
Anexo 3. Preparación de las unidades experimentales de los diferentes tratamientos....	-
38 -	
Anexo 4. Evaluación de parámetros físicos " solidos totales disueltos"	-
38 -	
Anexo 5. Evaluación de parámetros físicos "turbidez"	-
39 -	
Anexo 6. Evaluación del potencial de hidrogeno.....	-
39 -	
Anexo 7. Kit de reactivos, (nitrito, nitrato y fosfato)	- 39 -
Anexo 8. Evaluación de parámetros químicos mediante colorímetro: a) nitrito b) fosfato c) nitrato.....	-
39 -	
Anexo 9. Evaluación de parámetros biológicos "Demanda bioquímica de oxígeno"	40
Anexo 10. Peso final de Azolla filiculoides.....	40
Anexo 11. Límites máximos permisibles de calidad del agua para los efluentes de las granjas acuícolas recomendados por la Global Aquaculture Alliance (Boyd y Gautier, 2000). Estados Unidos.....	40
Anexo 12. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de las actividades de cultivo acuícola. México.....	41
Anexo 13. Estándares de calidad ambiental (ECA), Categoría 4: Conservación del ambiente acuático, E1: Lagunas y lagos, E2: Ríos.....	41

RESUMEN

Se estudió la capacidad biorremediadora de *A. filiculoides* en efluente de cultivo de *Oreochromis niloticus* bajo condiciones de laboratorio. Se establecieron cuatro tratamientos con distintas densidades de *A. filiculoides* (T1 = 10, T2 = 20, T3 = 30 y T4= 50 g) y tratamiento control (0 g). En cada tratamiento, se evaluó la remoción de nutrientes durante el periodo de estudio (marzo - mayo). Semanalmente se hicieron registros de temperatura, turbidez, oxígeno disuelto, pH, sólidos totales disueltos (TDS); nitrito, nitrato y fosfato, excepto el DBO₅ se evaluó cada 15 días. Este estudio demostró que *A. filiculoides* con biomasa de 50 g generó mayor remoción de nutrientes; durante los dos meses del experimento, los parámetros físicos, químicos y biológicos fluctuaron en la temperatura de 27.8 - 21°C, la turbidez presentó una remoción de 4.87 - 0.45 NTU, oxígeno disuelto 4,1 – 7.2 mg/L, pH 6.9 - 8.17 unidades, los STD 820 - 296 mg/l, nitrito de 2.0 - 0.03 mg/l, nitrato 8.0 -1.5 mg/l, fosfato 7.0 - 0.06 mg/l y DBO₅ de 5.0 - 1.70 mg/l.

Palabras claves: Biorremediación, nutriente, remoción, macrofitas acuáticas, efluente acuícola.

ABSTRACT

The bioremediation capacity of *A. filiculoides* in *Oreochromis niloticus* culture effluent was studied under laboratory conditions. Four treatments were established with different densities of *A. filiculoides* (T1 = 10, T2 = 20, T3 = 30 and T4 = 50 g) and a control treatment (0 g). In each treatment, nutrient removal was evaluated during the study period (March - May). Weekly records of temperature, turbidity, dissolved oxygen, pH, total dissolved solids (TDS); nitrite, nitrate and phosphate were made, except for BOD₅ which was evaluated every 15 days. This study demonstrated that *A. filiculoides* with a biomass of 50 g generated greater nutrient removal; During the two-month experiment, physical, chemical, and biological parameters ranged in temperature from 27.8 - 21°C, with turbidity removal of 4.87 - 0.45 NTU, dissolved oxygen 4.1 - 7.2 mg/L, pH 6.9 - 8.17 units, DST 820 - 296 mg/L, nitrite 2.0 - 0.03 mg/L, nitrate 8.0 - 1.5 mg/L, phosphate 7.0 - 0.06 mg/L, and BOD₅ 5.0 - 1.70 mg/L.

Keywords: Bioremediation, nutrient, removal, aquatic macrophyte, aquaculture effluent.

I. INTRODUCCIÓN

La acuicultura es una actividad de producción alimentaria de más rápido crecimiento, se enfrenta a importantes desafíos ambientales relacionados con la degradación de la calidad del agua provocado por los métodos de producción (Moura & Silva et al., 2020). En consecuencia, estudios científicos indican que, en los sistemas de producción piscícola, solo un 30% del alimento suministrado logra convertirse en producto final y el 70% restante se acumula en los sedimentos o se libera directamente en los efluentes (Barrientos & Pérez et al., 2022).

La producción acuícola enfrenta uno de sus mayores desafíos ambientales en el manejo de la materia orgánica, generada por las excreciones de los peces, los residuos de alimentos no consumidos y diversos insumos añadidos en los estanques de cultivo (Burbano et al., 2021). Este manejo deficiente puede tener consecuencias graves; cuando el agua de los estanques se vierte hacia fuentes naturales, provoca una reducción del oxígeno disuelto y un incremento de sólidos suspendidos, además, se eleva la demanda de oxígeno, aumentan los nutrientes y se produce una proliferación de algas que conduce a la eutrofización (Maroneze et al. 2021).

En los ambientes acuáticos, las formas de nitrógeno inorgánico más frecuentes son el amonio (NH_4), nitrito (NO_2) y nitrato (NO_3), cuya presencia se debe a escorrentía de aguas superficiales y subterráneas, y materia orgánica (Marín et al., 2022). Investigaciones revelan que en sistemas de producción con alimentación proteica, solo el 25% del nitrógeno es transformado en biomasa por los peces, mientras que el 75% restante es eliminado como amoníaco (NH_3), un subproducto derivado del metabolismo proteico (Kang et al. 2021).

Diversas tecnologías han sido empleadas para recuperar ambientes contaminados, incluyendo la biorremediación, bioestimulación y fitorremediación, estas técnicas aprovechan las actividades metabólicas de ciertos organismos para degradar, transformar o eliminar contaminantes, convirtiéndolos en productos metabólicos inocuos (Ansari et al., 2020). La biorremediación de efluentes acuícolas es un método efectivo y ecológico para el tratamiento de aguas residuales generadas por la acuicultura, el cual permite reducir los impactos ambientales y mejorar la calidad del agua (Gómez & Rodríguez, 2020). En el campo de la biorremediación, las

macrófitas acuáticas han ofrecido soluciones innovadoras y sostenibles para abordar la contaminación en ecosistemas acuáticos (Ajibade et al., 2020).

Su capacidad de absorber y acumular contaminantes, nutrientes en exceso y compuestos orgánicos tóxicos las convierten en herramientas valiosas para restaurar la calidad del agua y mantener la salud de los ecosistemas (Eid et al., 2020).

Azolla spp. se destaca entre diversas especies vegetales por su notable capacidad para absorber y acumular sustancias nocivas. Esta especie es eficaz en la purificación de aguas contaminadas, especialmente aquellas con exceso de nutrientes y compuestos orgánicos, ofreciendo ventajas en términos de costo, implementación y sostenibilidad ambiental (Leonor & Rivera, 2024). En lo que respecta a su potencial para la biorremediación, Rosado & Puccini (2022) demostraron que *Azolla* puede eliminar metales pesados de aguas contaminadas, lo que resalta su utilidad en procesos de bioacumulación. Asimismo, Mancilla & Villa et al. (2022) evidenciaron su eficiencia en el tratamiento de aguas residuales en Brasil, donde se encargó de absorber nutrientes en exceso y contribuir a la reducción de la eutrofización.

Los estudios sobre la biorremediación de *Azolla filiculoides* en efluentes acuícolas son limitados, especialmente en lo que respecta a su comportamiento y capacidad para remover nitratos, nitritos y fosfatos. El aumento de estos nutrientes en el agua puede afectar su calidad y provocar eutrofización al ser liberados en el medio ambiente; sin embargo, estos nutrientes son esenciales para el crecimiento de *Azolla*. Por lo tanto, esta investigación plantea el siguiente problema de investigación: ¿Cuál es la eficiencia biorremediadora de *Azolla filiculoides* en el efluente del cultivo de *Oreochromis niloticus* en condiciones de laboratorio?

1.1. Objetivos de la investigación

Objetivo general

Evaluar la eficiencia de biorremediación de *Azolla filiculoides* en el efluente del cultivo de *Oreochromis niloticus*.

Objetivo específico

Evaluar las características físicas, química y biológica del efluente de *O. niloticus* antes y después del tratamiento con *A. filiculoides*.

Evaluar el crecimiento en peso de *A. filiculoides* en los diferentes tratamientos.

Determinar la eficiencia biorremediadora de *A. filiculoides* en los diferentes tratamientos.

Determinar la correlación de los parámetros físicos, químicos y biológicos con *A. filiculoides*.

1.2. Formulación de Hipótesis

Al emplear 10,20,30 y 50 g de *A. filiculoides* en efluentes de cultivo de *O. niloticus*, la concentración de 30 g será la mejor en disminuir la concentración de nutrientes.

1.3. Justificación e importancia de investigación

El desarrollo de la actividad acuícola provoca impactos ambientales significativos debido a la descarga de efluentes sin tratamiento. Por esta razón, surge la necesidad de mejorar las técnicas de cultivo mediante la implementación de prácticas sostenibles (Franco et al., 2021). En este contexto, es fundamental llevar a cabo investigaciones que utilicen macrófitas acuáticas, como *Azolla filiculoides*, debido a que el objetivo de emplear *Azolla* es tratar los efluentes para que puedan ser vertidos en cuerpos receptores sin causar repercusiones negativas en los organismos acuáticos (Goyes, 2024).

En los sistemas de cultivo de peces, las excreciones generadas servirán como nutrientes para el crecimiento de *Azolla*, lo que representa un subproducto de gran valor para la acuicultura. Además, esta práctica reducirá la necesidad de renovar el agua dentro del sistema de cultivo, convirtiéndose en una técnica de remediación eficiente (Korsa et al., 2024). Este enfoque facilitará la gestión de los cultivos acuícolas, ya que los costos de producción disminuirán al desvincularse de la necesidad de una renovación constante de agua. Además, permitirá desarrollar una acuicultura sostenible, con un control exhaustivo de los residuos generados (Ahmad & Tariq, 2021).

A. filiculoides tiene la capacidad de concentrar metales pesados como; cromo, níquel, cobre, zinc o plomo (Amarre., 2017). Por lo tanto favorecerá el desarrollo de nuevas metodologías para remediar ambientes acuáticos perturbados y permitirá minimizar el exceso de nutrientes (Korsa et al., 2024).

El presente trabajo de investigación contribuye al desarrollo de nuevas tecnologías de biorremediación de efluentes en la región de Ancash y en el país, ya que hasta ahora no se han realizado cultivos de *Azolla filiculoides* enfocados en la remoción de nutrientes de efluentes acuícolas. Además, el uso de *Azolla* podría constituir un alimento potencial, ya sea directo o indirecto, en el cultivo de peces y crustáceos, gracias a su contenido nutricional (Lumsangkul et al., 2022). También se utiliza en la producción de fertilizantes para microalgas Putra et al., (2022), y maíz Maswada et al., (2020).

II. MARCO TEÓRICO

A nivel mundial, la producción de peces se ha convertido en una actividad rentable en la industria acuícola (FAO, 2020), sin embargo la producción de excretas y su disposición al medio constituye un contaminante que provoca el aumento de la concentración de fósforo y nitrógeno en las aguas y suelos (Berger, 2020). Según González et al. (2023), la descarga de efluentes sin previo tratamiento conduce a la eutrofización y proliferación de algas, lo que finalmente agota el oxígeno y reduce la calidad del agua (Sarkheil & Omid, 2020). Por ello, en el desarrollo de la acuicultura se debe incorporar, además del beneficio económico, la preservación del medio ambiente y desarrollo social, con la finalidad de emplear técnicas que permitan optimizar la producción de organismos acuáticos y mitigar los impactos (Tom et al., 2021). Por lo tanto, es necesario emplear técnicas viables para minimizar estos impactos, con una planificación respecto al uso de los recursos naturales y estrategias eficientes para el desarrollo sostenible (Naspirán et al., 2022).

Entre las actividades acuícolas, el cultivo de organismos acuáticos llama la atención no sólo por su potencial en la generación de alimentos, sino también por generar impactos ambientales (Knowler, 2020), debido a las características de los efluentes presentan amplia variación, como resultado de las formas de manejo, la tecnología empleada, las especies criadas y la intensidad de producción (Ahmad et al., 2021). Los principales impactos de los efluentes en los ambientes naturales son el aumento de las concentraciones de nutrientes en el agua y sedimentos al igual que el incremento de fitoplancton y bacterias (Burdano et al., 2021). Como consecuencia de ello se genera la eutrofización, la cual afecta de modo significativo a los sistemas de cultivo debido a la reducción de los niveles de oxígeno disuelto y el aumento de los compuestos nitrogenados tóxicos (Hossain et al., 2022).

Actualmente, la gestión integrada de los recursos hídricos, así como la restauración de áreas degradadas, han impulsado la demanda por el desarrollo de tecnologías sustentables orientadas a la remoción de contaminantes y a la minimización del impacto ambiental generado por los efluentes (Buschmann & Hernández-González, 2020).

Algunas macrofita absorben iones de amonio y nutrientes como fuente de nitrógeno, por ello; la biorremediación se puede usar como una forma de eliminación de amonio y nutrientes del agua (Chopin & Tacon, 2021). Por ello, la necesidad de aplicar un cultivo de *A. filiculoides*, ya que es una de las prácticas para biorremediación cuando los efluentes están cargados de nutrientes como nitrógeno y fosforo (Golzary et al., 2021).

A. filiculoides se ha convertido en un elemento de importancia desde el punto de vista de biorremediación, porque posee potencial para absorber nutrientes; así como capacidad para capturar metales pesados, tales como arsénico, cadmio, cromo, mercurio, entre otros, en fuentes hídricas contaminadas (Guevara, 2021).

Por lo tanto *A. filiculoides* ha sido seleccionada para biorremediación; debido a su potencial fisiológico de tolerar y asimilar sustancias tóxicas, además de su tasa de crecimiento y su capacidad para bioacumular o degradar contaminantes (Kimani et al., 2020). Entre los mecanismos de transformación o eliminación de contaminantes evidenciados en estas macrófitas se encuentran: sedimentación, precipitación, transformación química, adsorción, biodegradación del sustrato, transformación y asimilación de nutrientes (Valdivia et al., 2021). No obstante, una de las ventajas aprovechables de *Azolla* a comparación de otras macrófitas utilizadas en el tratamiento de efluentes es la generación de biomasa de alto valor nutricional, que alcanza en algunos casos niveles de proteínas totales (PT) de más de 40% ; además de reducir el nivel de contaminantes y carga orgánica de los efluentes (Medina & Mohedano, 2021). Por lo tanto; el uso de *Azolla* puede generar una biomasa rica en proteína, minimizando costos en ración animal, y generación de ahorro de costos en la producción (Lumsangkul et al., 2022).

Varios estudios han comprobado la eficiencia de plantas acuáticas para biorremediación de efluentes domésticos, Rivera (2020) realizo un estudio sobre la eficiencia de los macrófitos acuáticos flotantes *Eichhornia crassipes* y *Pistia stratiotes* en el tratamiento de efluentes de camarón (*Macrobrachium amazonicum*).

Liu (2021), realizo un experimento de simulación con tres plantas acuáticas, *Myriophyllum spicatum*, *Rorippa nasturtiumaquaticum* y *Mentha spp*, centrándose en masas de agua con eutrofización severa, los resultados muestran que las tres plantas sumergidas tienen efecto reductor respecto a nitrógeno, fósforo total, además de generar disminución de demanda bioquímica de oxígeno. Por otro lado, Romero-Bonilla et al., (2022) trabajo con *Azolla caroliniana* para la remoción de plomo proveniente de agua residual domestica mediante espectrofotómetro obteniendo adsorción (n) de Pb (0,122) con el reactor D (30 ppm de Pb).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Localización del experimento

El trabajo de investigación se realizó en el Laboratorio de Limnología e Impacto ambiental de la Escuela Profesional de Biología en Acuicultura de la Universidad Nacional del Santa, departamento de Ancash, Provincia del Santa, Distrito de Nuevo Chimbote, Perú.

3.2. Material experimental

3.2.1. Material biológico

A. filiculoides fue adquirido de San Juan de Lurigancho, Lima (9°28'51.92"S y 77°32'16.19"O).

3.2.2. Recolección del efluente

El efluente fue recolectado del cultivo de *O. niloticus* alimentado con harina de cáscara de papa *Solanum tuberosum* en el Laboratorio de Acuicultura Continental y Nutrición de organismos acuáticos.

3.3. Preparación de las unidades experimentales

Se utilizaron 15 tinas de plástico con un volumen efectivo de 10 litros de efluente provenientes del cultivo de *O. niloticus* del Laboratorio de Acuicultura Continental y Nutrición de Organismos Acuáticos.

Para la evaluación de la calidad del agua, se llevaron a cabo tres repeticiones para cada uno de los tratamientos: T0 (10 L de efluente), T1 (10 g de *A. filiculoides* + 10 L de efluente), T2 (20 g de *A. filiculoides* + 10 L de efluente), T3 (30 g de *A. filiculoides* + 10 L de efluente) y T4 (50 g de *A. filiculoides* + 10 L de efluente).

En cada tina se añadió 10 L de efluente, seguido de diferentes cantidades de *A. filiculoides* según el tratamiento correspondiente. Posteriormente, se proporcionó aireación e iluminación a cada tratamiento y se evaluaron los parámetros físico-químicos y biológicos a lo largo de un periodo de dos meses.

3.4.Evaluación de las características física, química y biológica del efluente de *O. niloticus* antes y después del tratamiento con *Azolla filiculoides*

3.4.1.Parámetros Físicos

3.4.1.1. Temperatura (T°)

Se registro con un termómetro digital HANNA HII9829 con sensibilidad de 0.01 en cada una de las unidades experimentales

3.4.1.2. Turbidez

Se registró con un turbímetro digital 2100Q marca HACH con sensibilidad de 0.001.

3.4.2.Parámetros Químicos

3.4.2.1. Oxígeno Disuelto (OD) (mg L⁻¹)

Se realizo con un equipo multiparámetro HANNA HI9828 con sensibilidad de 0.01, el cual se introdujo el bulbo sensor del equipo en la tina que contenía el efluente del cultivo de *O. niloticus*.

3.4.2.2. Potencial hidrogeno (pH)

Se realizó con un pHmetro Hanna HII9829 con sensibilidad de 0.01.

3.4.2.3. Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Se registro con con un multiparámetro HACH Sension 5 con sensibilidad de 0.01.

3.4.2.4. Nitrito

Se utilizó el colorímetro HACH DR900, con una sensibilidad de 0.001, programado con el código 371 N LP PP. A continuación, se colocaron 10 ml del efluente en un vial y se añadió el kit de Nitrito HACP PERMACHEM REAGENTS, agitando la mezcla durante 50 segundos, exceptuando el vial de blanco. Después de este proceso, se dejó reposar la mezcla durante 20 minutos y se realizó la lectura utilizando el colorímetro.

3.4.2.5. Nitrato (NO_3)

Se utilizó el colorímetro HACH DR900, programado con el código 355 N RA PP. Se colocaron 10 ml del efluente en un vial y se agregó el kit de Nitrato HACP PERMACHEM REAGENTS, agitando la mezcla durante 50 segundos, exceptuando el vial de blanco. Posteriormente, se dejó reposar durante cinco minutos y se procedió a realizar la lectura en el colorímetro.

3.4.2.6. Fosfato (PO_4^{3-})

Se utilizó el colorímetro HACH DR900, programado con el código 480 P reactivo Mo. A continuación, se colocaron 10 ml del efluente en un vial para cada uno de los tratamientos. Se añadió el kit de fosfato HACP PERMACHEM REAGENTS y se agitó la mezcla durante 20 segundos, exceptuando el vial de blanco. Luego, se dejó reposar durante siete minutos antes de proceder a realizar la lectura en el colorímetro.

3.4.3. Parámetro Biológico

3.4.3.1. Demanda Biológica de Oxígeno (DBO_5)

Se realizó un análisis en una escala de 0 a 35°, utilizando un volumen efectivo de muestra de 370 ml y un factor de dilución de 1.14 (Hach Company, 2010).

Se tomaron 35 ml del efluente, los cuales se colocaron en botellas de vidrio oscuro para la DBO. Cada botella se aforó hasta 420 ml con agua destilada, se añadió buffer fosfato y una barra agitadora, y luego se cerró herméticamente con un tapón. A continuación, se agregaron dos comprimidos de hidróxido de potasio en el tapón hermético para cada muestra. Las botellas fueron colocadas en el chasis del BODTrack II, asegurando la conexión del tubo correspondiente a cada botella y ajustando el tapón hermético. El equipo de DBO se situó en la incubadora a 20 °C y se configuró de la siguiente manera: en el primer campo se ingresó el mes, en el segundo el día, en el tercero el año, en el cuarto la hora, en el quinto los minutos, y en el sexto se especificaron los días de incubación.

Luego se presionó "OFF" para guardar los valores y salir del menú. Posteriormente, después de cinco días, se registraron los resultados siguiendo la fórmula indicada en el manual de Hach Company (2010, Edición 2).

Cálculo de los resultados corregidos mediante el método estándar Hach

DBO mg/L = DBO mg/L (lectura del instrumento) x factor de dilución

Lectura del instrumento= Cantidad de DBO por día

Cálculo la muestra inoculada

$$\text{BOD (mg/l)} = A - \left[B \times \left(\frac{SA}{SB} \right) \right]$$

A = DBO corregida de la muestra inoculada

B = DBO corregida del blanco de la muestra

SA = Volumen de inóculo en la muestra

SB = volumen de inóculo en el blanco

3.5. Crecimiento en peso de *Azolla filiculoides* en los tratamientos

El registro del crecimiento de *A. filiculoides* se llevó a cabo al inicio y al final del experimento, utilizando una balanza comercial marca Camry, modelo EK3252, con una precisión de 1,0 g. Este procedimiento permitió calcular el incremento de biomasa durante el periodo de estudio.

3.6. Eficiencia biorremediadora de *Azolla filiculoides* en los diferentes tratamientos

Para evaluar la eficiencia de los tratamientos con *Azolla filiculoides*, se calculó el porcentaje de remoción de nutrientes de los parámetros físico-químicos y biológico tales como; turbidez, sólidos totales disueltos (TDS), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) y fosfato (PO_4^{3-}) y demanda biológica de oxígeno (DBO_5), mediante la siguiente formula.

$$\text{Remoción \%} = \frac{\text{concentracion inicial} - \text{concentracion final}}{\text{concentracion inicial}} * 100$$

3.7. Análisis estadísticos

Para la interpretación de los resultados y determinar si existía diferencias significativas entre los tratamientos, los datos fueron analizados mediante la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk (datos < 50), utilizando un nivel de significancia del 5%, luego se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal – Wallis y la prueba post hoc de U Mann- Whitney para comparar entre grupos.

Además, se aplicó la prueba de correlación de Spearman para la comparación y correlación de los tratamientos, considerando nivel de significancia de 0.01. Todo el procesamiento estadístico se llevó a cabo utilizando el programa estadístico SPSS, versión 25 para Windows.

IV. RESULTADOS

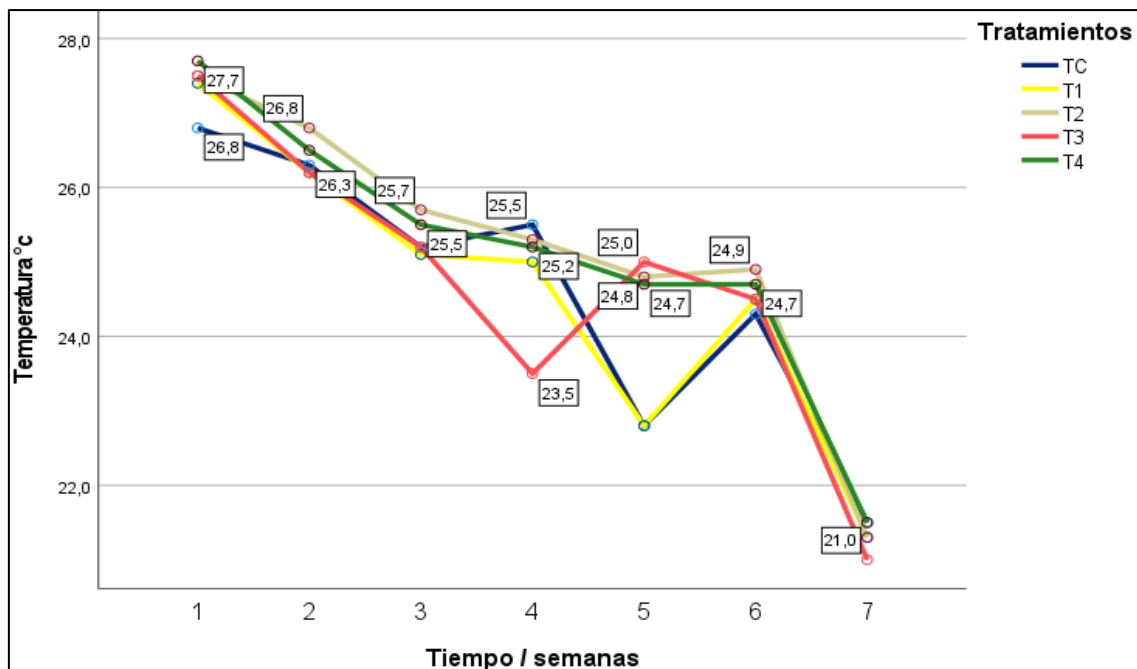
4.1. Evaluación de las características físicas, químicos y biológicos del efluente de *O. niloticus* antes y después del tratamiento con *A. filiculoides*

4.1.1. Parámetros Físicos

4.1.1.1. Temperatura (°C)

La temperatura inicial del efluente de cultivo sin tratamiento con *A. filiculoides* fue de 27,8 °C. Al finalizar el experimento, se observará una disminución generalizada de la temperatura en todos los tratamientos: el tratamiento control y T4 registraron 21.5 °C, T1 y T2 mostraron 21.3 °C, y T3 presentó la temperatura más baja con 21 °C. Estos valores finales cumplieron con los Estándares de Calidad Ambiental en el Perú (categoría 4 - conservación del ambiente acuático), tanto en E1 (lagos y lagunas) como en E2 (ríos, costa y sierra), que establecieron una variación máxima de 3 °C ($\Delta 3$) por debajo del promedio.

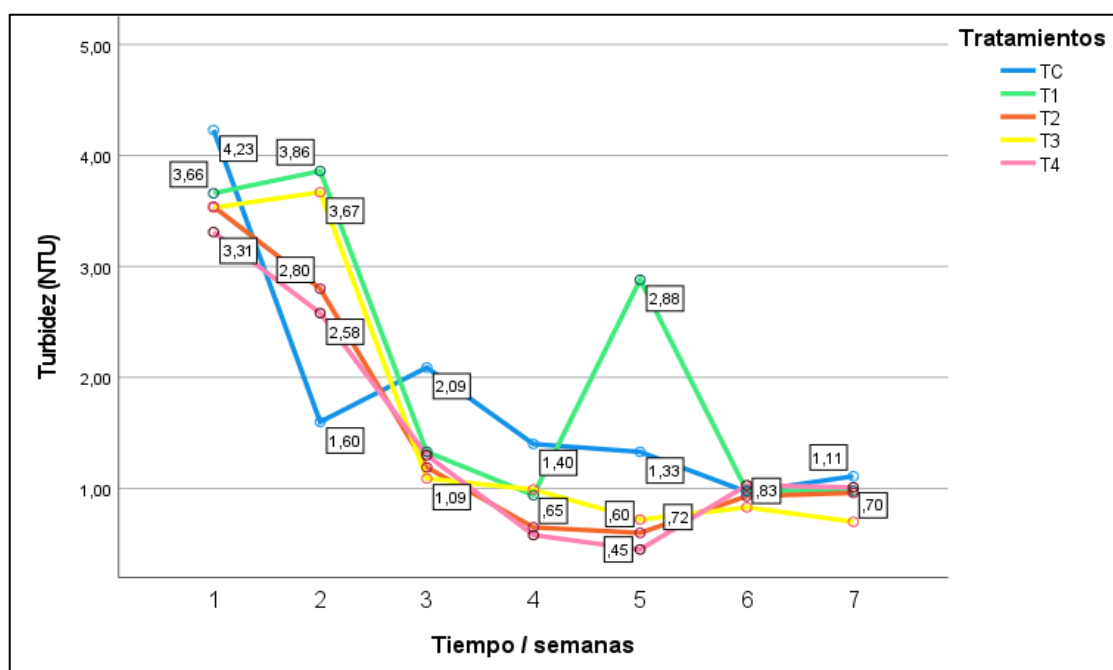
Figura 1. Variación de temperatura con diferentes concentraciones de *A. filiculoides*



4.1.1.2. Turbidez

La turbidez inicial del efluente de cultivo sin tratamiento con *A. filiculoides* fue de 4,87 NTU. Al finalizar el experimento, se evidenció una reducción significativa en todos los tratamientos: el tratamiento control registró 1.11 NTU, T1 alcanzó 0.98 NTU, T2 presentó 0.96 NTU, T3 mostró el valor más bajo con 0.70 NTU, y T4 registró 1.01 NTU.

Figura 2. Variación de turbidez con diferentes concentraciones de *A. filiculoides*



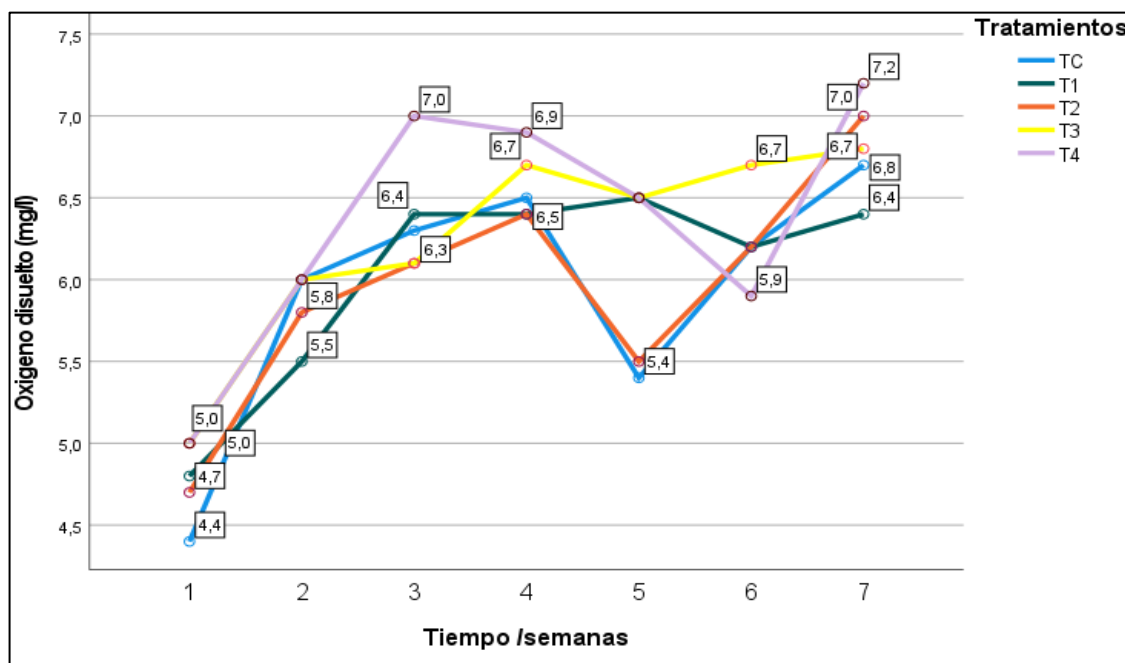
4.1.2. Parámetros Químicos

4.1.2.1. Oxígeno disuelto

Al inicio del experimento, el efluente de cultivo sin tratamiento con *A. filiculoides* presentó un valor de oxígeno disuelto de 4.1 mg/L, encontrándose por debajo del valor mínimo (5 mg/L) establecido por los Límites Máximos Permisibles Acuícolas de Estados Unidos (2003). Sin embargo, al finalizar el experimento, todos los tratamientos mostraron una mejora: el tratamiento control alcanzó 6.7 mg/L, T1 registró 6.4 mg/L, T2 logró 7.0 mg/L, T3 alcanzó 6.8 mg/L y T4 presentaron el valor más alto con 7.2 mg/L.

Estos resultados finales cumplieron con los Estándares de Calidad Ambiental en el Perú (categoría 4 - conservación del ambiente), tanto en E1 (lagos y lagunas) como en E2 (ríos, costa y sierra), que establecieron un valor mínimo de 5 mg/l.

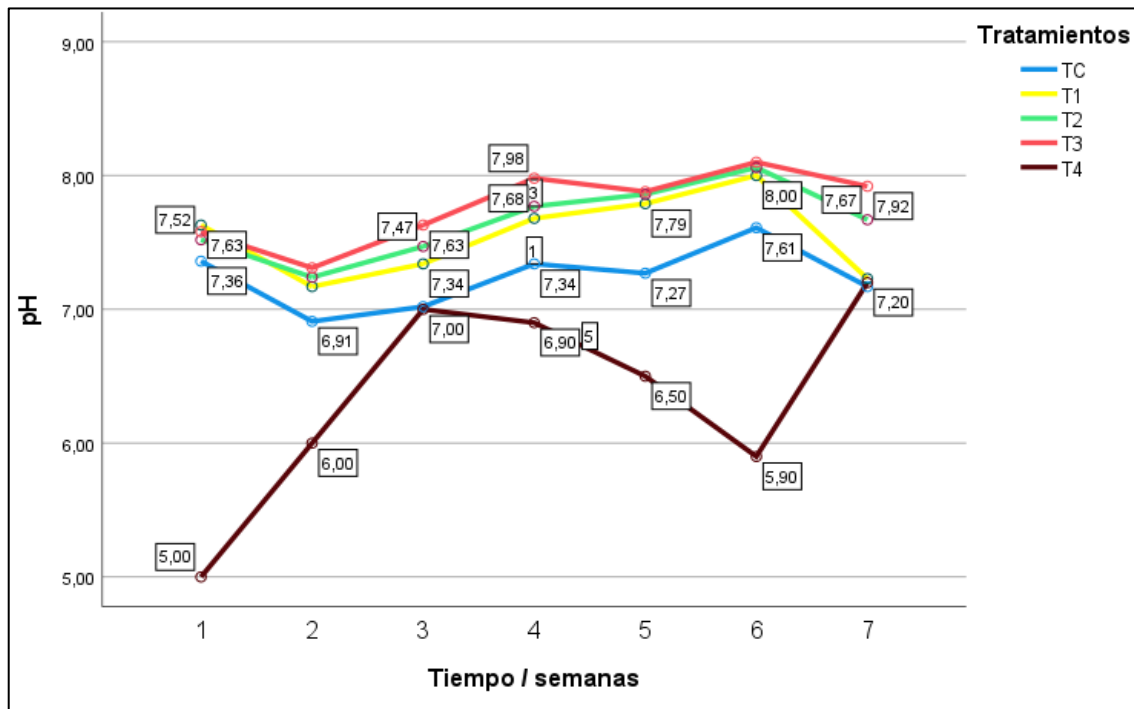
Figura 3. Variación de Oxígeno disuelto con diferentes concentraciones de *A. filiculoides*



4.1.2.2. Potencial de hidrogeno (pH)

El pH inicial del efluente de cultivo sin tratamiento con *A. filiculoides* fue de 6.90 unidades, valor que cumple con los Límites Máximos Permisibles acuícolas establecidos por México (1994) y Estados Unidos (2003) (rango 6-9 unidades). Al finalizar el experimento, los valores de pH registrados fueron: 7.17 tratamiento control, 7.23 T1, 7.67 unidades T2, 7.92 unidades T3 y 7.94 T4. Todos los tratamientos se mantuvieron dentro de los Estándares de Calidad Ambiental en el Perú (categoría 4 - conservación del ambiente acuático), tanto en la categoría E1 (lagos y lagunas) como en la E2 (ríos costa y sierra), que establecieron un rango permisible de 6.5 a 9 unidades.

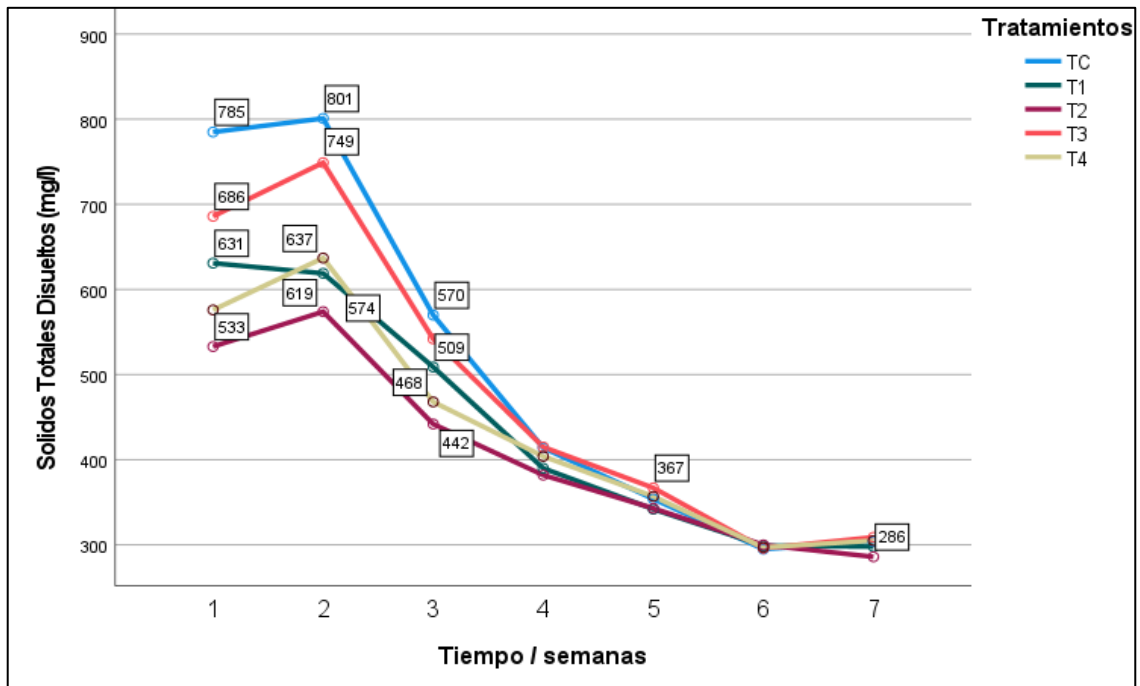
Figura 4. Variación de pH disuelto con diferentes concentraciones de *A. filiculoides*



4.1.2.3. Sólidos totales disueltos

Los sólidos totales disueltos en el efluente de cultivo sin tratamiento con *A. filiculoides* presentaron inicialmente un valor de 820 mg/L, superando significativamente los Límites Máximos Permisibles acuícolas establecidos por México (1994) y Estados Unidos (2003) (50-60 mg/L). Al finalizar el experimento, aunque se observó una reducción considerable, los valores continuaron excediendo los límites permitidos: el tratamiento control registró 304 mg/L, T1 mostró 298 mg/L, T2 alcanzó 286 mg/L, T3 presentó 309 mg/L y T4 registró 305 mg/L. Estos resultados finales sobrepasaron los Estándares de Calidad Ambiental en el Perú (categoría 4 – conservación del ambiente acuático), tanto en E1 (lagos y lagunas) como en E2 (ríos, costa y sierra), que establecieron un rango permisible de (≤ 25 -100 mg /L).

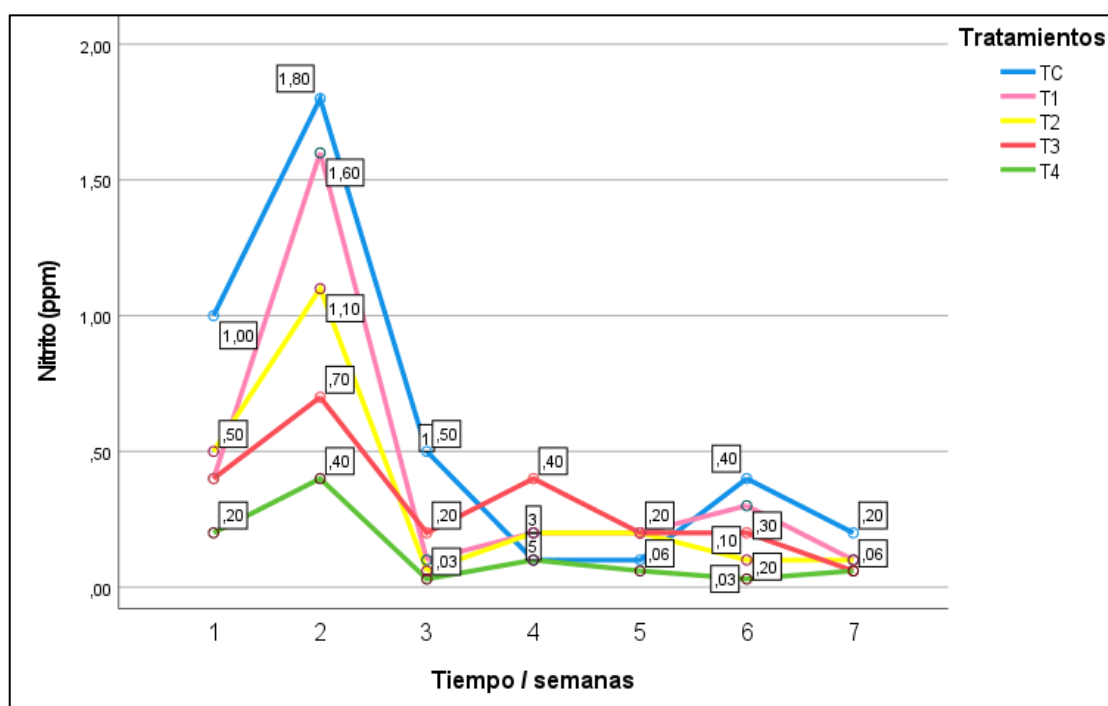
Figura 5. Variación de Solidos Totales Disueltos con diferentes concentraciones de *A. filiculoides*



4.1.2.4. Nitrito

El nivel inicial de nitrito en el efluente de cultivo sin tratamiento con *A. filiculoides* fue de 2.0 mg/L. Al finalizar el experimento, se obtuvo una reducción significativa en todos los tratamientos: el tratamiento control registró 0.2 mg/L, T1 y T2 mostraron valores de 0.1 mg/L, mientras que T3 y T4 presentaron los niveles más bajos con 0.06 mg/L.

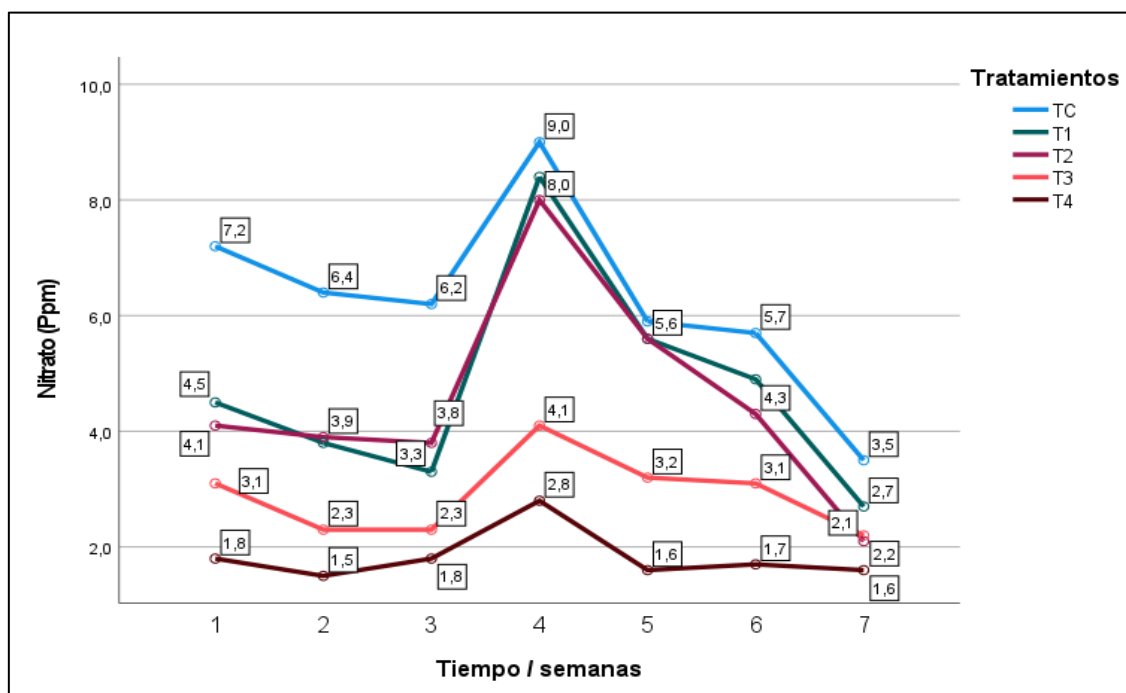
Figura 6. Variación de Nitrito con diferentes concentraciones de *A. filiculoides*



4.1.2.5. Nitrato

El nivel inicial de nitrato en el efluente de cultivo sin tratamiento con *A. filiculoides* fue de 8.0 mg/L. Después de siete semanas de tratamiento, se observó una reducción significativa en los tratamientos: el tratamiento control registró 3.5 mg/L, T1 alcanzó 2.7 mg/L, T2 mostró 2.1 mg/L, T3 presentó 2.2 mg/L y T4 logró la mayor reducción con 1,6 mg/L. Todos estos valores finales cumplieron con los Estándares de Calidad Ambiental en el Perú (categoría 4 - conservación del ambiente acuático), tanto para E1 (lagos y lagunas) como para E2 (ríos, costa y sierra), que establecieron un límite máximo de (13 mg/l).

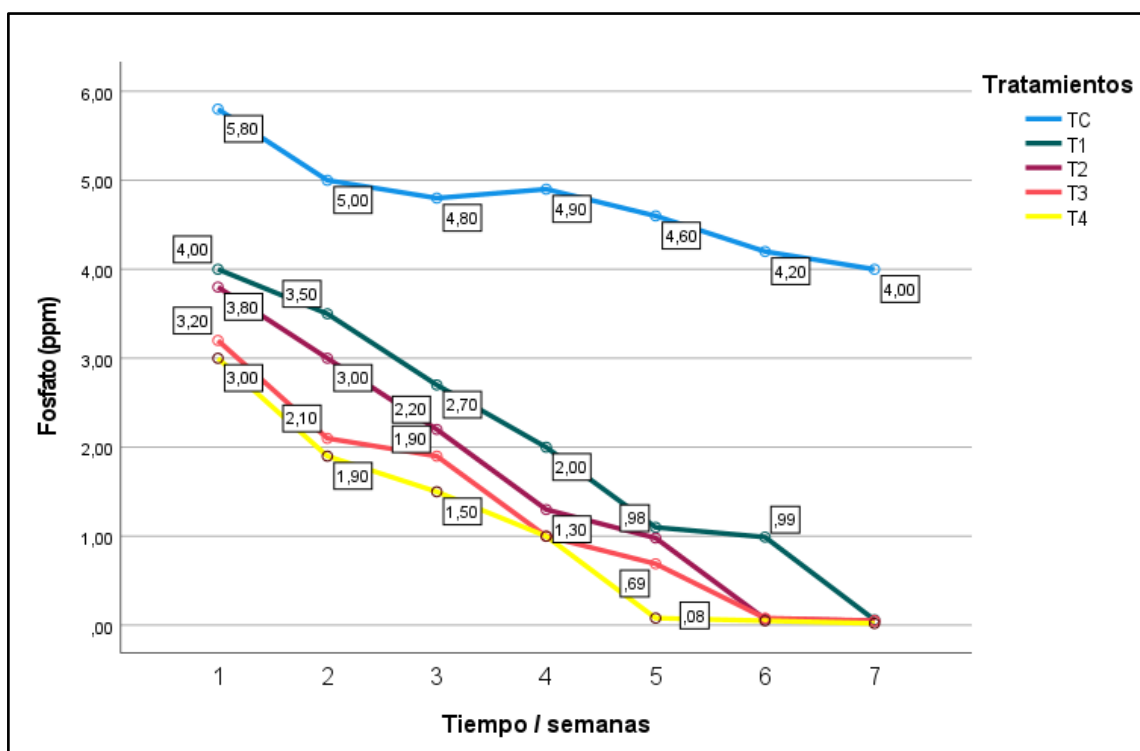
Figura 7. Variación de Nitrato con diferentes concentraciones de *A. filiculoides*



4.1.2.6. Fosfatos

El nivel inicial de fosfato en el efluente de cultivo sin tratamiento con *A. filiculoides* fue de 7.0 mg/L, superando los Límites Máximos Permisibles Acuícolas establecidos por México 1994 (0.2 mg/L) y Estados Unidos 2003 (<0.3 mg. /L). Al finalizar el experimento, se observó una reducción, el tratamiento control registró 4.0 mg/L, T1 alcanzó 0.09 mg/L, T2 y T3 mostraron 0.05 mg/L cada uno, y T4 logró la mayor reducción. con 0.06 mg/L. Al comparar estos resultados con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua en el Perú (categoría 4 - conservación del ambiente acuático), los tratamientos T2 y T3 cumplieron con el límite establecido para E2 (ríos, costa y sierra) de 0,05 mg/L, mientras que T4 alcanzó niveles incluso por debajo del límite de E1 (lagos y lagunas) de 0.035 mg/L.

Figura 8. Variación de fosfato con diferentes concentraciones de *A. filiculoides*

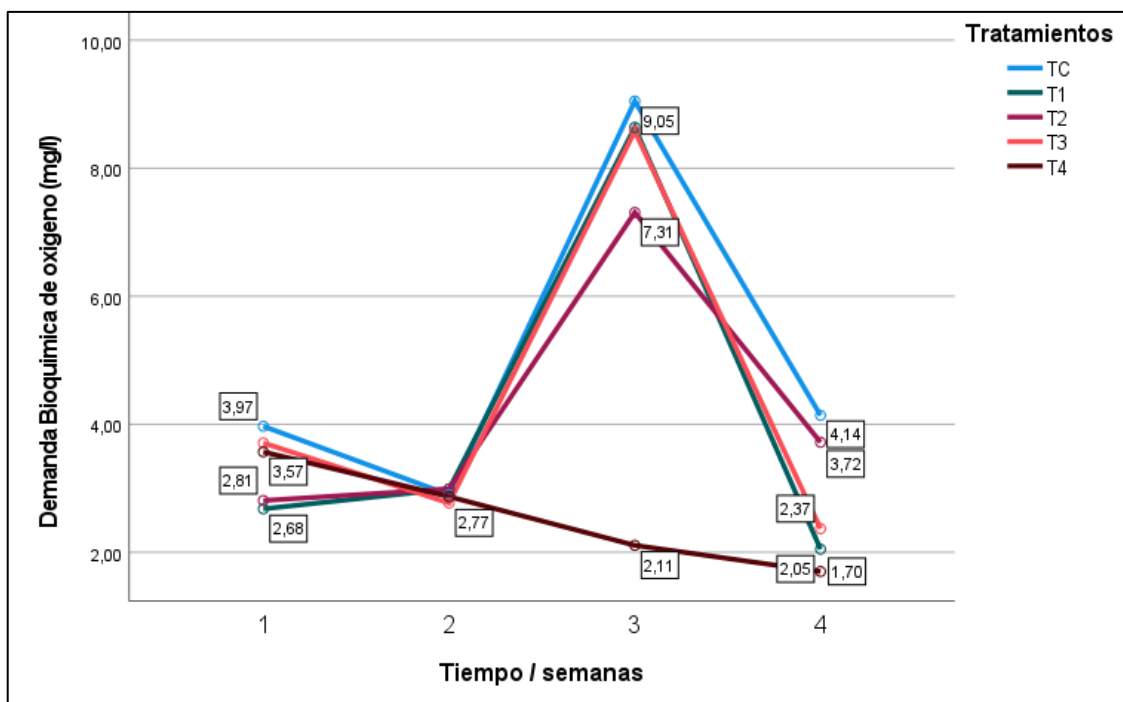


4.1.3. Parámetro Biológico

4.1.3.1. Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅)

La Demanda Biológica de Oxígeno inicial en el efluente de cultivo sin tratamiento con *A. filiculoides* fue de 5.0 mg/L, valor que se encontraba dentro de los Límites Máximos Permisibles Acuícolas de México (1994) y Estados Unidos (2003) (30 mg/ L en ambos casos). Al finalizar el experimento, todos los tratamientos mostraron una reducción: el tratamiento control registró 4.14 mg/L, T1 alcanzó 2.05 mg/L, T2 presentó 3.72 mg/L, T3 mostró 2.37 mg/L y T4 logró el valor más bajo con 1,70 mg/L. Estos resultados finales cumplieron con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua en el Perú (categoría 4 - conservación del ambiente acuático), manteniéndose por debajo de los límites establecidos tanto para E1 (lagos y lagunas - 5 mg/L) como para E2 (ríos, costa y sierra - 10 mg/L)

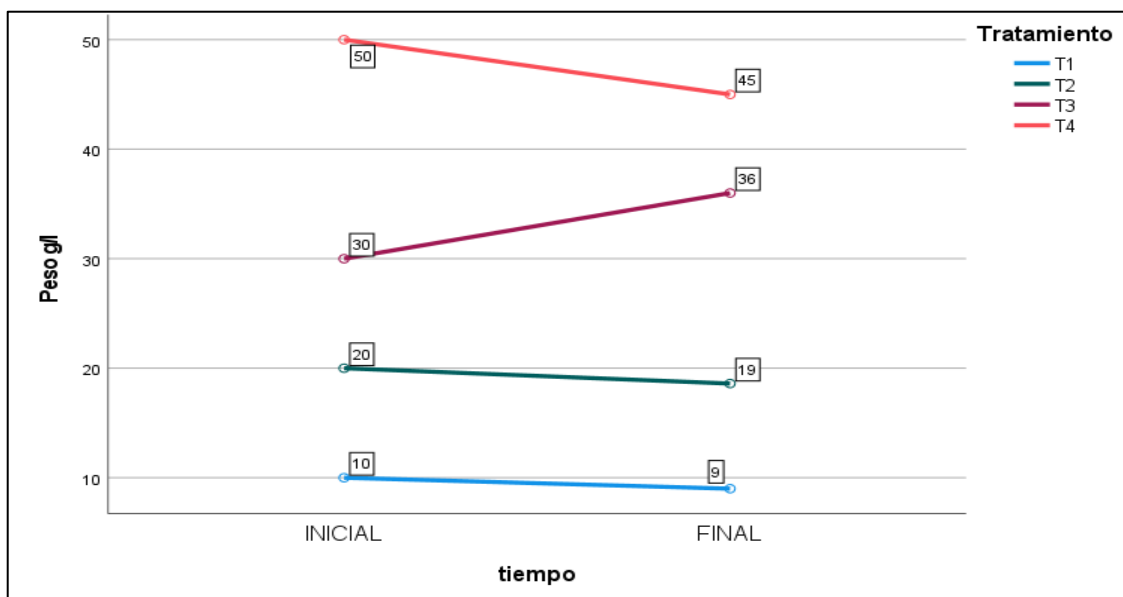
Figura 9. Variación de la Demanda Biológica de Oxígeno con diferentes concentraciones de *A. filiculoides*



4.2. Peso inicial y final de *A. filiculoides* de los diferentes tratamientos

Al finalizar el experimento, el tratamiento T1 mostró una disminución de peso de 1 g, mientras que el T2 experimentó una reducción de 1.4 g. sin embargo el T3 registró un incremento de peso de 6 g, y el T4 presentó una disminución de 5 g.

Figura 10. Peso inicial y final de *Azolla* en los diferentes tratamientos



4.3. Eficiencia de los parámetros en los diferentes tratamientos con *A. filiculoides*

Los tratamientos con *Azolla filiculoides* demostraron eficiencia en la remoción de parámetros físico-químicos y biológico. El tratamiento T3 fue el más eficiente en la reducción de turbidez, alcanzando una remoción del 86%, mientras que el tratamiento T2 mostró mayor efectividad en la eliminación de sólidos totales disueltos con un 65% de remoción. En cuanto al nitrato, el tratamiento T4 destacó por su capacidad de remoción, logrando reducir 97%, el nitrito en 80%, fosfato 99% y 66% de demanda biológica de oxígeno. Estos resultados evidencian la capacidad de *A. filiculoides* como agente biorremediador en el efluente del cultivo de *O. niloticus*.

Tabla 1. Eficiencia de los parámetros en los diferentes tratamientos con *A. filiculoides*

Tratamientos	NTU %	STD %	NO2 %	NO3 %	PO ₄ ³ %	DBO ₅ %
TC	77	63	90	56	43	17.2
T1	80	64	95	66	98	59
T2	80	65	95	74	98	26
T3	86	62	97	73	99	53
T4	79	63	97	80	99	66

4.4. Prueba de normalidad de los parámetros físico, químico y biológicos

Los parámetros físicos, químicos y biológicos no mostraron una distribución normal, según lo analizado mediante la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk ($p > 0.05$), ya que todos los valores obtenidos fueron inferiores a 0.05.

Tabla 2. Prueba de normalidad Shapiro will

	Shapiro Will		
	Estadístico	gl	Sig.
Temperatura	0.921	35	0.016
Turbidez	0.814	35	0.001
Oxígeno	0.932	35	0.033
pH	0.847	35	0.001
Sólidos totales	0.883	35	0.001
Nitrito	0.692	35	0.001
Nitrato	0.924	35	0.018
Fosfato	0.920	35	0.014
DBO ₅	0.758	35	0.001

4.5. Prueba no paramétrica de Kruskal - Wallis de los parámetros físico, químico y biológicos

Dado que no se obtuvieron valores normales, se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($p < 0.05$). Los resultados indicaron que si hay diferencias significativas en el pH y el nitrato. Por lo tanto, se procede a realizar la prueba post hoc para determinar si existe diferencia significativa entre los parámetros de los tratamientos.

Tabla 3. Prueba de no paramétrica de Kruskal - Wallis

Kruskal - Wallis		
	gl	sig.
Temperatura	3	0.821
Turbidez	3	0.586
Oxígeno	3	0.536
pH	3	0.001
Sólidos totales	3	0.880
Nitrito	3	0.132
Nitrato	3	0.001
Fosfato	3	0.533
DBO ₅	3	0.483

4.6. Prueba post hoc de U Mann- Whitney de los parámetros entre los diferentes tratamientos con *A. filiculoides*

Los parámetros físicos, químicos y biológico mostraron diferencias significativas entre las medianas de los tratamientos mediante la prueba de U Mann- Whitney ($p < 0.05$), en el T4 ya que todos los valores obtenidos fueron menores a 0.05.

Tabla 4. Prueba post hoc de U Mann – Whitney

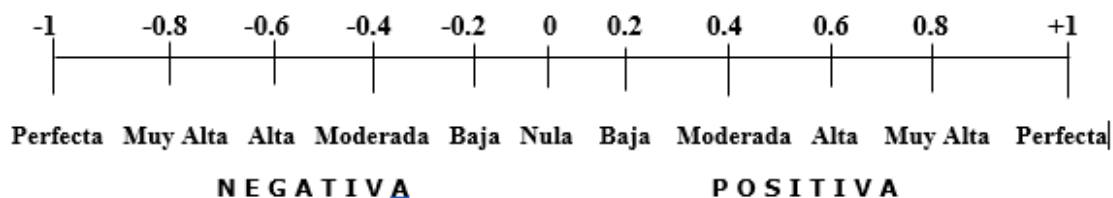
	Temperatura	Turbidez	Oxígeno	pH	S. totales	Nitrito	Nitrato	Fosfato	DBO
U de Mann-Whitney									
TC	0.08	0.11	0.08	0.05	0.12	0.06	0.09	0.07	0.09
T1	0.07	0.10	0.05	0.04	0.10	0.05	0.08	0.06	0.07
T2	0.06	0.08	0.04	0.03	0.08	0.04	0.05	0.05	0.06
T3	0.05	0.05	0.03	0.03	0.05	0.02	0.04	0.04	0.05
T4	0.04	0.04	0.02	0.02	0.03	0.01	0.02	0.02	0.04

4.7. Correlación de los parámetros físicos, químicos y biológico

Tabla 5. *Correlación de los parámetros físicos, químicos y biológico con la prueba de Spearman*

[illegible]

Leyenda



Para analizar la relación entre los parámetros físico, químicos y biológicos del efluente de *Oreochromis niloticus* y *Azolla filiculoides* se aplicó la prueba no paramétrica de correlación de Spearman, dado que los parámetros no mostraron una distribución normal (Tabla 5). Se observó una correlación positiva moderada para temperatura, muy alta para oxígeno, y correlaciones perfectas con el pH, nitrito, nitrato y fosfato. Estos resultados sugieren que *Azolla* se desarrolla de manera óptima cuando estos parámetros se encuentran en niveles adecuados.

Además, se encontró correlaciones negativas que revelan las limitaciones para el desarrollo de *Azolla*. Se encontró una relación inversa muy alta con la turbidez, moderada con los sólidos suspendidos totales, y baja con la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅). Estas correlaciones negativas indican que un incremento en estos parámetros podría inhibir significativamente el crecimiento de la especie, evidenciando su sensibilidad a condiciones ambientales adversas.

V. DISCUSIÓN

En cuanto a la turbidez al inicio del experimento fue de 4.87 NTU. El tratamiento tres con Azolla mostro una reducción significativa al finalizar el estudio, demostrando mayor eficiencia en comparación con el estudio de Gomes et al., (2024), quienes reportaron una turbidez de 19.90 NTU. Esta reducción se atribuye al sistema radicular de Azolla, el cual tiene la capacidad de absorber las partículas suspendidas en el agua. Estas partículas son posteriormente almacenadas en células de lignina, donde son degradadas mediante un proceso que combina la acción de bacterias endofíticas y el sistema enzimático propio de Azolla (Nogueira et al., 2022). Sin embargo, se observó un incremento en la turbidez durante la semana seis. De acuerdo con De Vasconcelos et al., (2021), este aumento está relacionado con la pérdida de macrófitas, ya que al morir liberan materia orgánica al agua, generando partículas en suspensión producto de su descomposición.

El oxígeno disuelto (OD) al inicio del experimento fue de 4.1 mg/L. Durante las siete semanas, los tratamientos con Azolla mostraron un incremento del OD hasta 7.2 mg/L en tratamiento cuatro, valores que resultaron inferiores a los 10.39 mg/L reportados por Farah & Abdul, (2019) en su trabajo con *A. pinnata* en efluente de acuicultura. Según Muvea et al., (2019), este aumento en el OD se debe a la presencia de algas y otros microorganismos que contribuyen a la producción de oxígeno. Sin embargo, se observaron disminuciones del OD durante las semanas cuatro, cinco, seis. Esta reducción se atribuye a factores como la baja difusión del oxígeno y su consumo por microorganismos durante la respiración aeróbica al descomponer la materia orgánica y las raíces durante la remoción de DBO₅ y Nitrógeno Amoniacal (Ayu & M. Hanafiah, 2018). Asimismo, Amare et al., (2018) relacionan esta reducción con la descomposición de la materia orgánica adherida al sistema radicular de la macrofita.

Respecto a los sólidos totales disueltos, se observó una reducción de 820 mg/L a 286 mg/L en la última semana. Al comparar estos resultados con el estudio realizado por Ayu & Hanafiah, (2018), quienes trabajaron con *Azolla pinnata* en efluentes acuícolas lograron una reducción de TDS de 119.9 mg/L a 44.1 mg/L, nuestro estudio mostró una mejor eficiencia. La reducción observada en los TDS puede explicarse por el mecanismo de biofiltración característico de las macrófitas acuáticas.

De acuerdo con Amare et al., (2018), este proceso se debe al desarrollo de microorganismos en la raíz de *Azolla*, los cuales crean una zona aeróbica que facilita el procesamiento de la materia orgánica, contribuyendo así a la disminución de los sólidos disueltos en el agua. No obstante, se registró un incremento en los niveles de TDS durante la semana dos. Según Jayasundara, (2022), este aumento está directamente relacionado con la liberación de nutrientes, ya que *Azolla* acumula estos elementos en su biomasa y, durante su proceso de descomposición, libera nutrientes como nitrógeno y fósforo que se disuelven en el agua, resultando en un incremento en la concentración de sólidos disueltos.

En relación al nitrito, se registró una remoción de 0.06 mg/L, que resulta ser menor al valor encontrado por Salazar (2018) en su estudio sobre *Azolla caroliniana* en el tratamiento de efluentes acuícolas de tilapia, obteniendo una concentración de 0.76 mg/L. Según Nizam et al. (2020), esta disminución de nitrito está asociada con el proceso de mineralización de amoníaco llevado a cabo por los macrófitos acuáticos, que a su vez contribuyen a la producción de oxígeno en la zona radicular de las plantas.

Respecto al nitrato, se observó una remoción de 1.6 mg/L al finalizar el experimento en el T4 siguiendo la tendencia de que a mayor densidad de plantas la eliminación de nitrogenados en el agua es mayor, este resultado supera el valor reportado por Gomes et al. (2024), que fue de 0.648 mg/L. Todos los tratamientos mostraron valores decrecientes a excepción de la cuarta semana donde se mostró valores elevados en todos los tratamientos. Nizam et al. (2020) mencionan que ecológicamente *Azolla* es responsable del aumento sustancial de nitrógeno del ambiente porque durante su vida fija nitrógeno y cuando se muere, lo confiere al agua. Esto es similar al indicado por Ng & Chan (2017), quienes argumentan que la concentración de nitrato se encuentra influenciada por los procesos de nitrificación y desnitrificación, así como por la absorción de agua y la actividad de los microorganismos asociados a las raíces de las plantas.

En el fosfato, se observó remoción 0.06 mg/l en el T4 siendo menor al obtenido por Ariffin et al. (2019) que trabajó con *Azolla pinnata* en efluentes acuícolas obteniendo 1,22 mg/L. La disminución y degradación del fósforo se debe a la absorción de nutrientes por parte de las plantas para su crecimiento y desarrollo indicado por Porello et al. (2019) así mismo el aumento es debido a la mortalidad de *Azolla* que es causada por el hacinamiento en los estanques, tal como menciona Sarkheil & Safari (2020).

En relación a la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅), los resultados mostraron el valor de 1.70 mg/L en el T4, siendo un valor menor al reportado por Ariffin et al. (2019) en su investigación con *Azolla pinnata*, donde obtuvieron 1,75 mg/L. Esta reducción en la DBO puede explicarse según lo planteado por Carlozzi & Padovani (2016), quienes sostienen que la disminución se debe a la relación inversa entre el oxígeno requerido por los microorganismos para la elaboración de la materia orgánica y el incremento del oxígeno disuelto en el agua, resultado de la actividad fotosintética de *Azolla*. Asimismo, se presentó un aumento en los valores en TC y T2 esto es generada por la naturaleza del efluente piscícola, lo cual es indicado por Luiwei et al. (2020) compuesta por plancton, restos de alimento y algas que no alcanzan a ser degradadas en los cinco días que dura el ensayo de DBO₅.

La temperatura inicial del efluente acuícola fue de 27.8°C, al finalizar se observó una reducción a 21°C, valores que superaron los 22°C reportados por Carlozzi & Padovani (2016), en su trabajo con *Azolla pinnata* en efluentes similares. Esta disminución de temperatura se atribuye a la cobertura que forma *Azolla* en la superficie del agua, la cual genera un efecto de sombreado que reduce la absorción de luz solar (Nogueira et al., 2022). Esta disminución de temperatura resulta beneficiosa, ya que según Muvea et al., (2019), las temperaturas más bajas en el efluente favorecen un mejor rendimiento de las macrófitas en la remoción de nutrientes.

El pH inicial del experimento fue de 6.90, posteriormente los tratamientos con *Azolla* presentaron variaciones el experimento finalizando con 7.20 en el tratamiento control. Estos resultados son superiores a las 6.6 unidades reportadas por Gomes et al. (2024) en su estudio sobre *A. filiculoides* en efluentes de acuicultura. Este aumento en el pH se puede atribuir a la relación simbiótica entre el género *Azolla* y la cianobacteria *Anabaena azollae*, que incrementa el contenido de nitrógeno en forma

de nitritos y nitratos, generando reacciones químicas que alcalinizan el medio acuático (Ayu & Hanafiah, 2018). Sin embargo, se observó una disminución del pH en la semana dos. Según Nogueira et al., (2022), esta reducción se debe a la absorción de iones y a la retención de materia orgánica por las raíces de las plantas, lo que previene la descomposición y la liberación de compuestos que podrían incrementar el pH del efluente. Por otro lado, Triyono et al., (2022) sugieren que la descomposición de macrófitas durante el proceso de biorremediación también puede contribuir a la acidificación del medio. De Vasconcelos et al., (2021) añaden que la reducción del pH puede ser el resultado de procesos biológicos de oxidación, provocados por el aumento de materia orgánica que es descompuesta por organismos heterótrofos.

Los análisis del crecimiento de *A. filiculoides* mostraron una disminución de 110 g a 108,6 g al finalizar el experimento. De acuerdo con Farah & Abdul, (2019), esta reducción puede atribuirse a la disminución de nutrientes disponibles en el medio, así como a la respuesta de la planta ante factores ambientales, específicamente la temperatura y la intensidad lumínica. Aunque *A. filiculoides* presentó una fase inicial de crecimiento favorable, se identificó un punto de inflexión crítica de la semana cuatro hasta la semana siete en donde se observó una tendencia negativa respecto a la biomasa en las unidades experimentales. Los indicadores de estrés en la planta fueron evidentes y consistentes con lo descrito por Silva, (2022), quien señala que el estrés ambiental impacta directamente en la producción de biomasa. El principal indicador de este estrés fue el cambio de coloración rojizo en las hojas, una respuesta típica ante condiciones adversas como exceso de luminosidad o temperaturas desfavorables. Miranda, (2020) explica este fenómeno desde una perspectiva bioquímica: en condiciones de estrés, la planta experimenta una sustitución de clorofila por antocianina, un pigmento que puede manifestarse en tonalidades que varían entre rojo, naranja, azul y púrpura, dependiendo del pH del medio. Rivera, (2017) menciona factores que desencadenan la producción de antocianina, incluyendo la exposición a radiación UV-B, deficiencia de nutrientes, temperaturas elevadas, reducción del nivel de agua. Las observaciones de Rivera (2017) coinciden con los resultados obtenidos en la presente investigación, ya que una limitación metodológica fue la ausencia de un cálculo previo de la evaporación del efluente para prevenir la pérdida de agua durante la ejecución del proyecto, factor que afectó significativamente la producción de Azolla.

VI. CONCLUSIONES

La mayor remoción de nutrientes con *Azolla filiculoides* se logró en el tratamiento T4, utilizando una biomasa de 50 g. Los resultados obtenidos indican concentraciones de 0.06 mg/l de nitrito, 1.6 mg/l de nitrato y 0.06 mg/l de fosfato, lo que demuestra la efectividad de *Azolla* en la reducción de nutrientes en el efluente. Asimismo, se realizó el análisis estadístico post hoc de U Mann- Whitney donde se demostró la eficiencia del T4 ya que todos los valores obtenidos fueron menores a 0.05

Al finalizar el experimento, se observó una disminución en la biomasa de *Azolla filiculoides*, lo cual puede atribuirse a condiciones de estrés, deficiencia de nutrientes y una reducción en los niveles de agua.

Los parámetros físico-químicos (temperatura, oxígeno), no mostraron una correlación significativa con la remoción de nutrientes. Sin embargo, se observó que pH, nitrato, nitrito y fosfato sí tienen relación positiva perfecta, lo que sugiere que estas variables pueden influir en la remoción de nutrientes durante el tratamiento y una relación negativa presentaron DBO₅, turbidez y sólidos totales disueltos.

Se ha encontrado una relación directa entre la biomasa de *Azolla filiculoides* y la remoción de nutrientes, evidenciando que a medida que aumenta la biomasa de la planta, se produce una disminución en el porcentaje de remoción de nutrientes, evidenciado en el T4 (50g) obteniendo 97% NO₂, 80% NO₃ y 99 % PO₄³.

VII. RECOMENDACIONES

Continuar el presente estudio a mayor cantidad (g), tiempo y tamaño de los recipientes a los presentados en la investigación teniendo en cuenta la evaporación del efluente.

Realizar un cálculo de la evaporación del efluente para implementar medidas que minimicen la pérdida de agua durante la ejecución del proyecto.

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahmad, N., & Tariq, H. (2021). The effectiveness of Azolla as a Waste Decomposer and Bio-fertilizer. *Journal of Applied Research in Plant Sciences*, 2(1), 108–116. <https://doi.org/10.38211/joarps.2021.2.1.14>
- Ajibade, F. O., Adelodun, B., Lasisi, K. H., Fadare, O. O., Ajibade, T. F., Nwogwu, N. A., Sulaymon, I. D., Ugya, A. Y., Wang, H. C., & Wang, A. (2020). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821199-1.00025-0>. In *Microbe Mediated Remediation of Environmental Contaminants*. INC. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821199-1.00025-0>
- Amare, E., Kebede, F., & Mulat, W. (2018). Tratamiento de aguas residuales por Lemna minor y Azolla filiculoides en regiones tropicales semiáridas de Etiopía. *Ecological Engineering*, 120(May), 464–473. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.005>
- Ani, J. S., Manyala, J. O., Masese, F. O., & Fitzsimmons, K. (2022). Effect of stocking density on growth performance of monosex Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) in the aquaponic system integrated with lettuce (*Lactuca sativa*). *Aquaculture and Fisheries*, 7(3), 328–335. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2021.03.002>
- 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/10.1016/j.ejar.2020.03.002>
- Ariffin, F. D., Abdul Halim, A., Mohd Hanafiah, M., & Ramlee, N. A. (2019). Kebolehpayaan Fitoremediasi oleh Azolla pinnata dalam Merawat Air Sisa Akuakultur. *Sains Malaysiana*, 48(2), 281–289. <https://doi.org/10.17576/jsm-2019-4802-03>
- Ayu Hazmi, N. I., & M. Hanafiah, M. (2018). Phytoremediation of livestock wastewater using azolla filiculoides and lemna minor. *Environment & Ecosystem Science*, 2(1), 13–16. <https://doi.org/10.26480/ees.01.2018.13.16>

- Barrera, Ó., & Zafra, C. (2018). *Key Factors in Bioremediation Processes for the Wastewater Treatment. a Review*.
<https://doi.org/10.31910/rudca.v21.n2.2018.1037>
- Barrientos-pérez, A. A., Castillo, M. M., Mendoza-carranza, M., Jarquín-sánchez, A., Colegio, E., Frontera, D., & Villahermosa, U. (2022). *Developing nutrient criteria for the grijalva basin, México*. 493–510.
- Bezerra, G. D. S. (2022). *Tratamiento de efluentes de acuicultura con macrófitos flotantes : revisión sistémica y metanálisis. 11*, 1–19.
- Burbano-Gallardo, E., Duque-Nivia, G., Imues-Figueroa, M., Gonzalez-Legarda, E., Delgado-Gómez, M., & Pantoja-Díaz, J. (2021). Effect of fish farming on sediments and the proliferation of nitrifying bacterial communities in Lake Guamuez, Colombia. *Ciencia Tecnologia Agropecuaria*, 22(2).
https://doi.org/10.21930/RCTA.VOL22_NUM2_ART:1581
- Carlozzi, P., & Padovani, G. (2016). The aquatic fern Azolla as a natural plant-factory for ammonia removal from fish-breeding fresh wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(9), 8749–8755.
<https://doi.org/10.1007/s11356-016-6120-8>
- Company, H. (2010). BODTrak™ II. *MANUAL DE USUARIO, Edicion 2 © Hach Company, 2008, 2010*.
- De Almeida Fernandes, L., Pereira, A. D., Leal, C. D., Davenport, R., Werner, D., Filho, C. R. M., Bressani-Ribeiro, T., de Lemos Chernicharo, C. A., & de Araújo, J. C. (2020). Effect of temperature on microbial diversity and nitrogen removal performance of an anammox reactor treating anaerobically pretreated municipal wastewater. *Bioresource Technology*, 258(February), 208–219. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.02.083>
- De Vasconcelos, V. M., de Morais, E. R. C., Faustino, S. J. B., Hernandez, M. C. R., Gaudêncio, H. R. da S. C., de Melo, R. R., & Bessa Junior, A. P. (2021). Floating aquatic macrophytes for the treatment of aquaculture effluents. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(3), 2600–2607.
<https://doi.org/10.1007/s11356-020-11308-8>

- Dixit, R., Wasiullah, Malaviya, D., Pandiyan, K., Singh, U. B., Sahu, A., Shukla, R., Singh, B. P., Rai, J. P., Sharma, P. K., Lade, H., & Paul, D. (2015). Bioremediation of heavy metals from soil and aquatic environment: An overview of principles and criteria of fundamental processes. *Sustainability (Switzerland)*, 7(2), 2189–2212. <https://doi.org/10.3390/su7022189>
- 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>
- Farah Ariffin, Azhar Abdul, M. H. (2019). Phytoremediation Capability by Azolla pinnata in Aquaculture Wastewater Treatment. *Sains Malaysiana*, 48(2), 281–289. <https://doi.org/10.17576/jsm-2019-4802-03>
- Fernandez, J. (2014). Tratamiento de efluentes piscícolas (tilapia roja) en lagunas con azolla pinnata. *Tratamiento de Efluentes Piscícolas (Tilapia Roja) En Lagunas Con Azolla Pinnata*, 11(2), 46–56.
- Golzary, A., Hosseini, A., & Saber, M. (2021). Azolla filiculoides as a feedstock for biofuel production: cultivation condition optimization. *International Journal of Energy and Water Resources*, 5(1), 85–94. <https://doi.org/10.1007/s42108-020-00092-3>
- Gomes, A. C. C., Silva, A. F., & Tonizza-Pereira, M. C. (2024). Ecotechnologies for Aquaculture Wastewater Treatment in a Water-Scarce Region. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 67. <https://doi.org/10.1590/1678-4324-2024220827>
- Gomez, B., & Rodríguez, V. (2020). Tolerancia al cromo en tres especies de macrófitas flotantes libres (Lemna sp., Salvinia sp. y Azolla sp.). *Instituto Nacional Del Agua - Centro de Tecnología Del Uso Del Agua*, 1, 7–15.
- González, R., Romero, O., Vidal, M., & Trinidad, J. (2023). *Alternativas Ecotecnológicas En La Depuración De Aguas Residuales Derivadas De La Acuicultura Y La Producción Animal*.

- Goyes, D. F. V. (2024). *Planteamiento de biorremediación y prácticas ancestrales en la laguna de Colta, Chimborazo-ecuador para mejorar la calidad de agua que sale del sistema lacustre*.
- Guevara, J. (2020). Revisión sistemática sobre la fitorremediación de cadmio en aguas residuales mediante Azolla (Azolla filiculoides) y Jacinto de agua (Eichhornia crassipes). *Universidad Andina Del Cusco*, 1–118.
- Hakan, & Manzoni, S. (2020). Improving productivity in integrated fish-vegetable farming systems with recycled fish pond sediments. *Agronomy*, 10(7). <https://doi.org/10.3390/agronomy10071025>
- Henry-Silva, G. G., & Camargo, A. F. M. (2018). Treatment of shrimp effluents by free-floating aquatic macrophytes. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 37(2), 181–188. <https://doi.org/10.1590/s1516-35982008000200002>
- Hossain, A., Senff, P., & Glaser, M. (2022). Lessons for Coastal Applications of IMTA as a Way towards Sustainable Development: A Review. *Applied Sciences*.
- Huang, Y., Ciais, P., Goll, D. S., Sardans, J., Peñuelas, J., Cresto-Aleina, F., & Zhang, H. (2020). The shift of phosphorus transfers in global fisheries and aquaculture. *Nature Communications*, 11(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-14242-7>
- Ibers, J. A., & Schomaker, V. (2013). The structure of oxygen fluoride. *Journal of Physical Chemistry*, 57(7), 699–701. <https://doi.org/10.1021/j150508a023>
- Jayasundara, P. (2022). Wastewater Treatment by Azolla: A review. *Diyala Agricultural Sciences Journal*, 14(1), 40–46. <https://doi.org/10.52951/dasj.22140105>
- Kang, Y., Kim, H. J., & Moon, C. H. (2021). Eutrophication driven by aquaculture fish farms controls phytoplankton and dinoflagellate cyst abundance in the southern coastal waters of Korea. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(4). <https://doi.org/10.3390/jmse9040362>

- Kim, J. H., Kang, Y. J., Kim, K. Il, Kim, S. K., & Kim, J. H. (2019). Toxic effects of nitrogenous compounds (ammonia, nitrite, and nitrate) on acute toxicity and antioxidant responses of juvenile olive flounder, *Paralichthys olivaceus*. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 67(August 2018), 73–78. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.02.001>
- Korsa, G., Alemu, D., & Ayele, A. (2024). Azolla Plant Production and Their Potential Applications. *International Journal of Agronomy*, 2024, 1–12. <https://doi.org/10.1155/2024/1716440>
- Leonor, D., & Rivera, M. (2024). *Estudio Descriptivo del Potencial Fitorremediador de Azolla, Lemna Minor Y Eichhornia Crassipes en Ambientes Contaminados*.
- Liu, W. (2021). Treatment Technology of Microbial Landscape Aquatic Plants for Water Pollution. *Advances in Materials Science and Engineering*, 2021. <https://doi.org/10.1155/2021/4409913>
- Liuwei Wang et al. (2020). Field trials of phytomining and phytoremediation: A critical review of influencing factors and effects of additives. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 50(24): 1-51, 2020 ISSN: 1064-3389
- Mancilla-Villa, O. R., Gómez-Villaseñor, L., Olguín-Lopez, J. L., Guevara-Gutiérrez, R. D., Hernández-Vargas, O., Ortega-Escobar, H. M., Flores-Magdaleno, H., Can-Chulim, Á., Sánchez-Bernal, E. I., Cruz-Crespo, E., Palomera-García, C., & Raúl Mancilla Villa, O. (2022). Contaminación orgánica por coliformes, Nitrógeno y Fósforo en los ecosistemas acuáticos de la cuenca Ayuquila-Armería, Jalisco, México. *Revista de Ciencias Biológicas y de La Salud*, 5(14), 1–14. <http://biotecnia.unison.mx>
- María del Rocío Franco, Sandra Karina Medici, Elena Okada, & Débora Jesabel Pérez. (2021). *Biorremediación de aguas contaminadas por actividades agropecuarias: Uso de la planta acuática Typha spp. (totorá) como organismo fitorremediador*. 40–43.

- Marín-Leal, J. C., Rojas-Romero, J. E., & Polo-Vallejo, C. A. (2022). Ecologic risk assessment by potentially toxic elements in coastal sediments of a tropical hypereutrophic estuary. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 38, 335–349. <https://doi.org/10.20937/RICA.54504>
- Medina, L., & Mohedano, R. (2021). *Evaluación del uso de Landoltia punctata a escala mesocosmos en el tratamiento complementario de aguas residuales proveniente de sistema RBC a escala laboratorio*. 12(1), 32–41.
- Mehana, E., Rahmani, A., & Aly, S. (2015). Immunostimulants and Fish Culture: An Overview. *Annual Research & Review in Biology*, 5(6), 477–489. <https://doi.org/10.9734/arrb/2015/9558>
- Mendez, Pérez, V. (2019). *Effect of the inclusion of Azolla filiculoides meal on the growth and survival of red tilapia small fish (Oreochromis mossambicus)*. 53(2), 289–298.
- Mignucci, A., Bourjea, J., Forget, F., Allal, H., Dutto, G., Gasset, E., & McKenzie, D. J. (2021). Cardiac and behavioural responses to hypoxia and warming in free-swimming gilthead seabream, Fish. *Journal of Experimental Biology*, 224(14). <https://doi.org/10.1242/jeb.242397>
- Milena, A., & Fernández, A. (2023). *Biorremediación en Aguas Residuales Acuícolas : Una Revisión*. 8538–8568.
- Miranda, R. K. (2020). *Aquatic Plants, Landoltia punctata, and Azolla filiculoides as Bio-Converters of Wastewater to Biofuel*. 1–18.
- Mosquera Lenti, J., & Calderón Rodríguez, A. (2016). Evaluacion de parámetros Bioquimicos y Morfogeneticos en la simbiosis Azolla Filiculoides – Anabaena Azollae como respuesta a la Interacción de la calidad de luz y dos niveles de Nitrógeno. *Ecología Aplicada*, 1(1–2), 89. <https://doi.org/10.21704/rea.v1i1-2.235>
- Moura e Silva, M. S. G., Graciano, T. S., Losekann, M. E., & Luiz, A. J. B. (2020). Avaliação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em produção de tilápia-do-Nilo com uso de coletores com substrato artificial. *Brazilian Journal of Biology*, 76(3), 735–742. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.02815>

- Muvea, F. M., Ogendi, G. M., & Omondi, S. O. (2019). Nutrient removal efficiency by floating macrophytes *Lemna minor* and *Azolla pinnata* in a constructed wetland. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 5(4), 415–430. <https://doi.org/10.22034/gjesm.2019.04.02>
- Nogueira, G. dos S., Bezerra, G. de S., & Piana, P. A. (2022). Tratamento de efluente de aquicultura com macrófitas flutuantes: revisão sistêmica e metanálise. *Research, Society and Development*, 11(4), e36811426533. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i4.26533>
- Palomar, Y. (2022). *Diseño de gráficos de control no paramétricos para el coeficiente de correlación de Spearman*. <https://riunet.upv.es/handle/10251/185973>
- Papera, J., Araújo, F., & Becker, V. (2021). Sediment phosphorus fractionation and flux in a tropical shallow lake. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 33, 1–12. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X9020>
- Paredes-trujillo, A., & Mendoza-carranza, M. (2022). *Sobre el cultivo de tilapia: relación entre enfermedades y calidad del agua*.
- Rivera, L. M. (2017). Comportamiento de la azolla bajo diferentes condiciones ambientales y de manejo. *Cumbres*, 3(2), 95–105. <https://doi.org/10.48190/cumbres.v3n2a9>
- Robles-Porchas, G. R., Gollas-Galván, T., Martínez-Porchas, M., Martínez-Cordova, L. R., Miranda-Baeza, A., & Vargas-Albores, F. (2020). The nitrification process for nitrogen removal in biofloc system aquaculture. *Reviews in Aquaculture*, 12(4), 2228–2249. <https://doi.org/10.1111/raq.12431>
- Romero-Bonilla, H., Luque Vera, J. C., Castillo Sánchez, A., Espinoza Ramón, W., & Olivera Montenegro, L. (2022). Comparación de modelos cinéticos isotérmicos durante la adsorción de plomo mediante *Azolla caroliniana*. *Ingeniería Industrial*, 42, 99–114. <https://doi.org/10.26439/ing.ind2022.n42.5792>

- Salazar, N. M. (2018). *Gestión del agua en unidades de producción Acuícola en Los Valles Centrales de Oaxaca Bajo un enfoque solidario*. 1–86.
- Sandrelli, R. M., & Gamperl, A. K. (2023). The upper temperature and hypoxia limits of Atlantic salmon (*Salmo salar*) depend greatly on the method utilized. *Journal of Experimental Biology*, 226(18). <https://doi.org/10.1242/jeb.246227>
- Sarkheil, M., & Omid, S. (2020). *Tecnología e innovación ambiental Fitorremediación de nutrientes del agua por lenteja de agua flotante acuática (Lemna en la cría de cíclidos africanos (Labidochromis lividus) alevines Mehrdad Sarkheil , Safari y.*
- Silva, Lebani Oarabile Joy, H. N. (2022). *Optimal Growth Conditions for Azolla pinnata R. Brown: Impacts of Light Intensity, Nitrogen Addition, pH Control, and Humidity. April 2014*, 37–41.
- SUMOHARJO, S., MA'RUF, M., & BUDIARTO, I. (2018). Biomass production of *Azolla microphylla* as biofilter in a recirculating aquaculture system. *Asian Journal of Agriculture*, 2(01), 14–19. <https://doi.org/10.13057/asianjagric/g020103>
- Taghilou, S., Peyda, M., & Mehrasbi, M. R. (2021). Modeling of wastewater treatment by *Azolla filiculoides* using response surface methodology. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 19(2), 1723–1733. <https://doi.org/10.1007/s40201-021-00727-5>
- Tello Zevallos, W., Loureiro, D. B., Reeves, M. C., Yujnovsky, F., Salvatierra, L. M., & Perez, L. M. (2016). Evaluación de macrófitas autóctonas de flotación libre para su empleo en el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados. *Energeia*, 14(14), 31–36. <https://repositorio.uca.edu.ar/handle/123456789/5741>
- Zahid, R., Ali, A., & Suthar, S. (2017). Chemosphere Effect of thermal pre-treatment on co-digestion of duckweed (*Lemna gibba*) and waste activated sludge on biogas production. *Chemosphere*, 174, 754–763. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.133>

IX. ANEXO

Anexo 1. Biomasa de *Azolla filiculoides*



Anexo 2. Recolección de efluente de *Oreochromis niloticus*



Anexo 3. Preparación de las unidades experimentales de los diferentes tratamientos



Anexo 4. Evaluación de parámetros físicos "solidos totales disueltos".



Anexo 5. Evaluación de parámetros físicos “turbidez”.



Anexo 6. Evaluación del potencial de hidrogeno



Anexo 7. Kit de reactivos, (nitrito, nitrato y fosfato)



Anexo 8. Evaluación de parámetros químicos mediante colorímetro: a) nitrito b) fosfato c) nitrato



Anexo 9. Evaluación de parámetros biológicos "Demanda bioquímica de oxígeno".



Anexo 10. *Peso final de Azolla filiculoides.*



Anexo 11. Límites máximos permisibles de calidad del agua para los efluentes de las granjas acuícolas recomendados por la Global Aquaculture Alliance (Boyd y Gautier, 2003). Estados Unidos

Variable	Target standard
pH (standard units)	6.0–9.0
Total, suspended solids (mg/l)	50 or less
Total, phosphorus (mg/l)	0.3 or less
Total, ammonio nitrogen (mg/l)	3 or less
5-Day biochemical oxygen demand (mg/l)	30 or less
Dissolved oxygen (mg/l)	5 or more

Anexo 12. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de las actividades de cultivo acuícola.

México 1994

Parámetros	Promedio diario	Instantáneo
pH (unidades de pH)	6-9	6-9
Demanda bioquímica de oxígeno (mg/L)	30	50
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	35	60
Fósforo total (mg/L)	0.2	0.5
Nitrógeno total (mg/L)	2.0	4.0

Anexo 13. Estándares de calidad ambiental (ECA), Categoría 4: Conservación del ambiente acuático, E1: Lagunas y lagos, E2: Ríos

Parámetro	E1: Laguna y lagos	E2: Ríos	
		Costa y sierra	Selva
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	5	10	10
Fosforo	0.035	0.05	0.05
Nitratos	13	13	13
Nitrógeno	0.315	*	*
Oxígeno disuelto	≥5	≥5	≥5
Potencial de hidrogeno	6.5 a 9.0	6.5 a 9.0	6.5 a 9.0
Solidos suspendidos totales	≤25	≤100	≤400
Temperatura	Δ3	Δ3	Δ3