



Universidad Nacional José Faustino Sánchez Carrión

Escuela de Posgrado

**Evaluación de biorremediadores sobre las aguas residuales provenientes del cultivo
de especies acuícolas, Huacho - 2024**

Tesis

Para optar el Grado Académico de Doctor en Ciencias Ambientales

Autor

Juan Eduardo Navarro Rojas

Asesor

Dr. José Vicente Nunja García

UNIV. NAC. JOSÉ F. SÁNCHEZ CARRIÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA Y METALÚRGICA
Dr. JOSÉ V. NUNJA GARCÍA
DOCENTE - DNG/595

Huacho – Perú

2025



Reconocimiento - No Comercial – Sin Derivadas - Sin restricciones adicionales

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>

Reconocimiento: Debe otorgar el crédito correspondiente, proporcionar un enlace a la licencia e indicar si se realizaron cambios. Puede hacerlo de cualquier manera razonable, pero no de ninguna manera que sugiera que el licenciante lo respalda a usted o su uso. **No Comercial:** No puede utilizar el material con fines comerciales. **Sin Derivadas:** Si remezcla, transforma o construye sobre el material, no puede distribuir el material modificado. **Sin restricciones adicionales:** No puede aplicar términos legales o medidas tecnológicas que restrinjan legalmente a otros de hacer cualquier cosa que permita la licencia.



UNIVERSIDAD NACIONAL JOSÉ FAUSTINO SÁNCHEZ CARRIÓN

LICENCIADA

(Resolución de Consejo Directivo N° 012-2020-SUNEDU/CD de fecha 27/01/2020)

ESCUELA DE POSGRADO

DOCTORADO CIENCIAS AMBIENTALES

INFORMACIÓN DE METADATOS

DATOS DEL AUTOR (ES):		
NOMBRES Y APELLIDOS	DNI	FECHA DE SUSTENTACIÓN
Juan Eduardo Navarro Rojas	15958780	03 de abril del 2025
DATOS DEL ASESOR:		
NOMBRES Y APELLIDOS	DNI	CÓDIGO ORCID
Dr. José Vicente Nunja García	15447556	0000-0002-9633-8190
DATOS DE LOS MIEMBROS DE JURADOS – PREGRADO/POSGRADO-MAESTRÍA-DOCTORADO:		
NOMBRES Y APELLIDOS	DNI	CODIGO ORCID
Dr. Teodorico Angel Villanueva Rodriguez	15611093	0000-0002-9933-6406
Dr. Angel Pedro Campos Julca	15733670	0000-0002-1418-6104
Dr. Fredesvindo Fernandez Herrera	40588728	0000-0003-2973-7973
Dr. Pedro James Vasquez Medina	16562688	0000-0001-6241-5525

Juan Eduardo Navarro Rojas 2025-016153

EVALUACIÓN DE BIORREMEDIADORES SOBRE LAS AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DEL CULTIVO DE ESPECIES AC...

 Quick Submit

 Quick Submit

 DGI_Tesis Posgrado 2025

Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid::1:3165743143

Fecha de entrega

25 feb 2025, 8:55 a.m. GMT-5

Fecha de descarga

26 feb 2025, 3:17 p.m. GMT-5

Nombre de archivo

s_aguas_residuales_provenientes_del_cultivo_de_especies-2_1.pdf

Tamaño de archivo

1.6 MB

100 Páginas

23,570 Palabras

121,776 Caracteres



Página 2 of 112 - Descripción general de integridad

Identificador de la entrega trn:oid::1:3165743143

20% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

Exclusiones

- N.º de coincidencias excluidas

Fuentes principales

20%  Fuentes de Internet

6%  Publicaciones

8%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.º de alertas de integridad para revisión

No se han detectado manipulaciones de texto sospechosas.

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.

DEDICATORIA

A Samuel Alberto, Padilla Villanueva.

Huaral -Perú 27-10-2008.

A María Emérita, Rojas Farfán

Huaral-Perú 01-12-2023.

A Johnny Alberto Padilla Rojas

Huaral-Perú 26-07-2000.

A Miriam Doris, Padilla Rojas

Huaral-Perú 24-12-2024.

Por deuda Infinita de Vida.

A mis Hijos y esposa:

Juan Eduardo, Ángel Alfonso y Susana

Motivación permanente en mi vida, amor y
responsabilidad eterna.

Juan Eduardo, Navarro Rojas

AGRADECIMIENTO

Agradecer a Dios y a todos los colegas y amigos por poner en mi vida profesional a conocedores de la materia, que fueron guías en este trabajo de investigación y que hicieron posible la culminación de este logro

Juan Eduardo Navarro Rojas

ÍNDICE

DEDICATORIA	v
AGRADECIMIENTO	vi
RESUMEN	xii
ABSTRACT	xiii

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1 Descripción de la realidad problemática	1
1.2 Formulación del problema	4
1.2.1 Problema general	4
1.2.2 Problemas específicos	4
1.3 Objetivos de la investigación	4
1.3.1 Objetivo general	4
1.3.2 Objetivos específicos	4
1.4 Justificación de la investigación	4
1.5 Delimitaciones del estudio	5
1.6 Viabilidad del estudio	6

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1 Antecedentes de la investigación	7
2.1.1 Investigaciones internacionales	7
2.1.2 Investigaciones nacionales	16
2.2 Bases teóricas	19
2.3 Bases filosóficas	29
2.4 Definición de términos básicos	31
2.5 Hipótesis de investigación	33
2.5.1 Hipótesis general	33
2.5.2 Hipótesis específicas	33
2.6 Operacionalización de las variables	34

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA

3.1 Diseño metodológico	35
3.2 Población y muestra	35
3.2.1 Población	35

3.2.2	Muestra	36
3.3	Técnicas de recolección de datos	36
3.4	Técnicas para el procesamiento de la información	38
CAPÍTULO IV		
RESULTADOS		
4.1	Análisis de resultados	39
4.2	Contrastación de hipótesis	49
CAPÍTULO V		
DISCUSIÓN		
5.1	Discusión de resultados	62
CAPÍTULO VI		
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES		
6.1	Conclusiones	65
6.2	Recomendaciones	67
REFERENCIAS		68
7.1	Fuentes documentales	68
7.2	Fuentes bibliográficas	68
7.3	Fuentes hemerográficas	73
7.4	Fuentes electrónicas	73
ANEXOS		75

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Comportamiento de la temperatura por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).....	39
Tabla 2. Comportamiento del oxígeno por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).....	40
Tabla 3. Comportamiento del pH por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).	42
Tabla 3. Comportamiento del amonio por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).....	44
Tabla 4. Comportamiento del nitrito por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).	45
Tabla 5. Comportamiento del nitrato por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).....	47
Tabla 7. Comportamiento del fosfato por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).....	48
Tabla 8. Anova del comportamiento de la temperatura por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).	49
Tabla 9. Prueba de Tukey del comportamiento de la temperatura por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).....	49
Tabla 10. Anova del comportamiento del oxígeno por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).	50
Tabla 11. Prueba de Tukey del comportamiento del oxígeno por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).	51
Tabla 12. Anova del comportamiento del pH por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).....	51

Tabla 13. Prueba de Tukey del comportamiento del pH por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).	52
Tabla 14. Anova del comportamiento del porcentaje de remoción del amonio por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).	53
Tabla 15. Prueba de Tukey del comportamiento del porcentaje de remoción del amonio por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).	53
Tabla 16. Anova del comportamiento del porcentaje de remoción del nitrito por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).	54
Tabla 17. Prueba de Tukey del comportamiento del porcentaje de remoción del nitrito por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).	54
Tabla 18. Anova del comportamiento del porcentaje de remoción del nitrato por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).	55
Tabla 19. Prueba de Tukey del comportamiento del porcentaje de remoción del nitrato por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).	55
Tabla 20. Anova del comportamiento del tiempo de remoción del amonio por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).	56
Tabla 15. Prueba de Tukey del comportamiento del tiempo de remoción del amonio por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).	56
Tabla 22. Anova del comportamiento del tiempo de remoción del nitrito por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).	57
Tabla 23. Prueba de Tukey del comportamiento del tiempo de remoción del nitrito por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).	57
Tabla 24. Anova del comportamiento del tiempo de remoción del nitrato por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).	58

Tabla 25. Prueba de Tukey del comportamiento del tiempo de remoción del nitrato por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).....	58
--	----

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Comportamiento de la temperatura por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).....	40
Figura 2. Comportamiento del oxígeno por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).....	42
Figura 3. Comportamiento del pH por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).....	43
Figura 4. Comportamiento del amonio por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).....	45
Figura 5. Comportamiento del nitrito por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).....	46
Figura 6. Comportamiento del nitrato por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).....	48

RESUMEN

La investigación tuvo por **Objetivo**; determinar el efecto de un biorremediador sobre las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024, **Metodología**, Diseño metodológico es de tipo aplicada de nivel de investigación explicativo, diseño es experimental y enfoque cuantitativo y el alcance explicativo. **Población y muestra**, estuvo conformada por 40 litros de agua de los estanques de cultivo del Centro de Investigación Acuícola de la Facultad de Pesquera de la Universidad Nacional José Faustino Sánchez Carrión, distribuidos en 40 simuladores divididos en 10 simuladores por cada tratamiento de diferentes concentraciones de biorremediador (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros). **Resultados**, en la temperatura no tienen variaciones entre tratamientos ya que el p obtenido es 0,4081, el cual es superior a 0.05, en el oxígeno y pH, el p obtenido para oxígeno es 0,0379 y 0,0240 para pH, demostrando que el mejor tratamiento es el T3 = 2 ml /10 litros con 7.45 mg/L y 8.29 respectivamente. En el porcentaje de remoción de compuestos nitrogenados para amonio, nitrito y nitrato el tratamiento T3 = 2 ml /10 litros obtuvieron 75%, 87.50% y 91.25% respectivamente. Y para el tiempo de remoción de compuestos nitrogenados para amonio, nitrito y nitrato T3 = 2 ml /10litros obtuvo 4.8, 4.9 y 4.8 días después de adicionar el biorremediador con una remoción del 50% de la concentración. **Conclusión**, El tratamiento T3(2 ml/10 litros) del biorremediador utilizado, demostró tener un eficiente nivel de efecto sobre las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024.

Palabras clave: Biorremediación, biorremediadores, aguas residuales de cultivo de peces, acuicultura

ABSTRACT

The **objective** of the research was to determine the effect of a bioremediator on wastewater from the cultivation of aquaculture species, Huacho - 2024, **Methodology**, Methodological design is of an applied type of explanatory research level, design is experimental and quantitative approach and the scope is explanatory. Population and sample, consisted of 40 liters of water from the cultivation ponds of the Aquaculture Research Center of the Fisheries Faculty of the José Faustino Sánchez Carrión National University, distributed in 40 simulators divided into 10 simulators for each treatment of different concentrations of bioremediator (0 ml / 10 liters, 0.5 ml / 10 liters, 1 ml / 10 liters and 2 ml / 10 liters). **Results**, in temperature have no variations between treatments since the p obtained is 0.4081, which is higher than 0.05, in oxygen and pH, the p obtained for oxygen is 0.0379 and 0.0240 for pH, demonstrating that the best treatment is T3 = 2 ml / 10 liters with 7.45 mg / L and 8.29 respectively. In the percentage of removal of nitrogenous compounds for ammonium, nitrite and nitrate the treatment T3 = 2 ml / 10 liters obtained 75%, 87.50% and 91.25% respectively. And for the removal time of nitrogenous compounds for ammonium, nitrite and nitrate T3 = 2 ml / 10 liters obtained 4.8, 4.9 and 4.8 days after adding the bioremediator with a removal of 50% of the concentration. **Conclusion**, The T3 treatment (2 ml/10 liters) of the bioremediator used, demonstrated to have an efficient level of effect on the wastewater from the cultivation of aquaculture species, Huacho – 2024.

Keywords: Bioremediation, bioremediators, fish farming wastewater, aquaculture

INTRODUCCIÓN

La acuicultura, considerada una de las principales fuentes de proteínas a nivel mundial, enfrenta un desafío crítico en el manejo de sus aguas residuales. Estas aguas, ricas en nutrientes como nitrógeno y otros compuestos, suelen generar problemas de eutrofización en cuerpos de agua cercanos, afectando la biodiversidad y la calidad ambiental. A nivel mundial, se estima que más del 40% de las prácticas acuícolas carecen de sistemas efectivos de tratamiento de efluentes, lo que agrava el impacto ambiental y pone en riesgo la sostenibilidad del sector. En el caso de Perú, donde la acuicultura, especialmente de trucha y tilapia, desempeña un papel crucial en la economía rural, los sistemas de tratamiento de aguas son escasos y subdesarrollados, intensificando los problemas de contaminación (Vezzulli, Moreno, Marin, & Pezzati, 2008).

El desarrollo de soluciones sostenibles para el tratamiento de estas aguas se ha convertido en una prioridad. En este contexto, la biorremediación emerge como una alternativa prometedora para mitigar el impacto ambiental de la acuicultura. Este enfoque utiliza organismos vivos, principalmente bacterias, levaduras y otros microorganismos, para reducir las concentraciones de nutrientes, metales pesados y compuestos tóxicos en el agua residual. A nivel experimental y comercial, la aplicación de biorremediadores ha demostrado una notable capacidad para restaurar la calidad del agua, al tiempo que reduce los costos operativos comparado con los sistemas convencionales de tratamiento (Shah & Shah, 2020).

El impacto positivo de la biorremediación no se limita solo al tratamiento del agua. Al reducir las concentraciones de contaminantes, se promueve un ambiente más

saludable para los organismos cultivados, mejorando su crecimiento y reduciendo la incidencia de enfermedades. Esto es particularmente relevante en Perú, donde las pequeñas y medianas empresas acuícolas representan una parte significativa del sector y podrían beneficiarse enormemente de soluciones de bajo costo y alta efectividad para el manejo del agua.

Es por ello que la biorremediación representa una herramienta clave para abordar la problemática de las aguas residuales en la acuicultura, tanto a nivel global como en el contexto peruano. Con el apoyo adecuado en investigación y tecnología, su implementación podría marcar un antes y un después en la sostenibilidad del sector acuícola, contribuyendo no solo a la conservación ambiental, sino también al desarrollo económico y social de las comunidades dedicadas a esta actividad.

En nuestra investigación, encontramos que los parámetros físicos, como la temperatura, no presentan variaciones significativas entre tratamientos, aunque es importante monitorear este parámetro para evitar elevaciones de temperatura que puedan afectar negativamente los procesos de biorremediación. Un manejo adecuado de la temperatura es esencial para garantizar la eficiencia de los microorganismos involucrados.

Asimismo, los parámetros químicos mostraron variaciones importantes entre tratamientos. El oxígeno disuelto y el pH presentaron diferencias significativas, con un p de 0,0379 y 0,0240 respectivamente. El tratamiento T3 = 2 ml/10 litros destacó por su menor consumo de oxígeno en el proceso de remoción, con un promedio de 7,45 mg/L, y un pH ajustado a 8,29, comparado con la concentración inicial de 8,96. Estos resultados reflejan un impacto positivo del biorremediador, optimizando las

condiciones químicas del agua y promoviendo un ambiente más estable para la fauna acuática.

Finalmente, el biorremediador tuvo un efecto notable en la remoción de compuestos nitrogenados. En particular, el tratamiento T3 = 2 ml/10 litros logró una reducción del 75% en amonio, 87,5% en nitrito y 91,25% en nitrato en comparación con las concentraciones iniciales. Además, este tratamiento mostró la mayor eficiencia en el tiempo de remoción, logrando un 50% de reducción en amonio, nitrito y nitrato en solo 4,8 días. Estos hallazgos subrayan el potencial del biorremediador para mejorar significativamente la calidad del agua, reforzando su aplicabilidad en sistemas acuícolas en Perú y a nivel global.

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1 Descripción de la realidad problemática

Las actividades industriales y agrícolas representan siempre una amenaza significativa para el suministro de agua a nivel mundial y nacional, tanto en términos de calidad como de cantidad. Inicialmente, los recursos hídricos se degradaron como resultado de la contaminación por desechos orgánicos y la salinización de los sistemas de riego. Sin embargo, la situación empeoró con la introducción de sólidos en suspensión, metales pesados, residuos radiactivos, nitratos, micro contaminantes orgánicos, acidificación de lagos y arroyos, así como la eutrofización de lagos y aguas costeras.

En la actualidad los sistemas de producción acuícola intensiva han dado resultados impresionantes en cuanto rendimiento se refiere, sin embargo, han tenido también efectos perjudiciales para el medio ambiente. Esto se debe principalmente a la utilización no regulada de piensos y a la producción excesiva de residuos sin tratar, lo que provoca la degradación de las masas de agua y la aparición de eutrofización (Vezzulli, Moreno, Marin, & Pezzati, 2008).

Diversos autores mencionan que la producción de desechos orgánicos y compuestos tóxicos aumenta significativamente por el efecto de los cultivos acuícolas, lo que la convierte en un contribuyente destacado a este problema (Gondwe, Guildford, & Hecky, 2012). El vertido de aguas residuales procedentes de la acuicultura supone un importante riesgo

ambiental para los ecosistemas marinos debido a su capacidad de alterar las propiedades físicas y químicas del agua. Esto incluye el agotamiento de los niveles de oxígeno disuelto y la acumulación de concentraciones excesivas de nutrientes (Claudet & Fraschetti, 2010).

La industria de la acuicultura produce efluentes o aguas residuales que contienen compuestos nitrogenados, fósforo y carbono orgánico disuelto. Estos compuestos, incluidos el amoníaco, el nitrito y el nitrato, pueden causar deterioro ambiental cuando están presentes en altas concentraciones. El amoníaco (NH_3) es un subproducto de la descomposición del exceso de materia orgánica y de la respiración de los peces, este compuesto es desdoblado por las bacterias quimioautotróficas, como *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, convierten los iones de amonio (NH_4) en nitritos (NO_2) y posterior a iones de nitrato (NO_3), los cuales son empleados por las plantas acuáticas, las algas y las bacterias que absorben estos iones y los incorporan a su biomasa como fuente de nitrógeno. Sin embargo, las cantidades excesivas de compuestos nitrogenados pueden provocar eutrofización, alterando el equilibrio del ecosistema acuático y potencialmente afectando a la fauna y la flora acuáticas (Lananan, y otros, 2014).

La optimización de la producción en la industria piscícola, tanto en términos de rentabilidad como de sostenibilidad, depende de la conservación de los recursos hídricos. Es fundamental garantizar que el agua utilizada en la piscicultura regrese en las mismas o incluso mejores condiciones que cuando se obtuvo inicialmente, cumpliendo con los estándares de calidad del agua. Los métodos convencionales de tratamiento de aguas residuales tienden a ser más costosos debido al alto valor de mercado de los productos químicos utilizados. Por tanto, existe un interés creciente en implementar tecnologías rentables y respetuosas con el medio ambiente (Cardona & García, 2008)

Afortunadamente, existe un método de tratamiento de aguas residuales llamado biorremediación que es a la vez ecológico y muy eficaz para mejorar la calidad de los residuos generados. En los últimos tiempos se han estudiado exhaustivamente varios agentes de biorremediación específicamente para el tratamiento de aguas residuales de la acuicultura.

El tratamiento de efluentes de la acuicultura ha visto el desarrollo de diversos procesos de biorremediación, como humedales, biofiltros, biopelículas, hidrófitos y microalgas. Estos procesos se han mostrado muy prometedores a la hora de tratar y restaurar eficazmente los entornos afectados por los contaminantes. La biorremediación implica el uso de hongos, bacterias, plantas (conocida como fitorremediación), así como biorreactores de membrana anaeróbicos o aeróbicos para abordar los contaminantes presentes en condiciones naturales (Dong, Sun, Qi, & Liu, 2021). Una de las ventajas clave de la biorremediación es su rentabilidad para la restauración in situ, junto con la ausencia de contaminación secundaria. Esto lo convierte en un enfoque ideal para el tratamiento de aguas residuales de la acuicultura (Shah & Shah, 2020).

Todo lo sustentado nos permitió plantear la investigación “Evaluación de biorremediadores sobre las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024” cuya pretensión fue determinar el efecto de la aplicación de biorremediadores en agua de cultivos acuícolas, llegándose a observar la capacidad de remoción de estos microorganismos de los compuestos contaminantes de la acuicultura.

1.2 Formulación del problema

1.2.1 Problema general

¿Cuál es el efecto de un biorremediador sobre las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024?

1.2.2 Problemas específicos

¿Cuál es el efecto de un biorremediador en los parámetros físicos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024?

¿Cuál es el efecto de un biorremediador en los parámetros químicos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024?

¿Cuál es el efecto de un biorremediador en el porcentaje de remoción de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024?

¿Cuál es el efecto de un biorremediador en el tiempo de remoción de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024?

1.3 Objetivos de la investigación

1.3.1 Objetivo general

Determinar el efecto de un biorremediador sobre las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024

1.3.2 Objetivos específicos

Objetivos específicos

Determinar el efecto de un biorremediador en los parámetros físicos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024

Determinar el efecto de un biorremediador en los parámetros químicos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024

Determinar el efecto de un biorremediador en el porcentaje de remoción de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024.

Determinar el efecto de un biorremediador en el tiempo de remoción de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024.

1.4 Justificación de la investigación

El desarrollo sostenible se persigue en diferentes sectores productivos a lo largo del país, incluida la acuicultura, a través del manejo eficiente y racional de nuestros recursos naturales. Es esencial ampliar la investigación, ya que la protección del medio ambiente y el desarrollo humano sostenible están intrínsecamente vinculados.

En la actualidad, varias regiones del Perú enfrentan importantes y severos desafíos ambientales, siendo uno de los más críticos la eutrofización de los cuerpos de agua. Este problema se ve agravado por la liberación de agua que contiene niveles elevados de compuestos nitrogenados. Para mitigar o prevenir el proceso de eutrofización es fundamental eliminar estos nutrientes del agua. El objetivo de este trabajo fue crear una solución para la eliminación biológica de nutrientes del agua de acuicultura que sirva simultáneamente como tratamiento biológico y que no genere problemas indirectos.

1.5 Delimitaciones del estudio

El procedimiento completo de la investigación se llevó a cabo en el Centro De Investigación Acuícola, específicamente en el Laboratorio Larval de nuestra Universidad Nacional José Faustino Sánchez Carrión-Huacho, razón por la cual nuestro estudio se limitó a la región norte chico de nuestro país.

1.6 Viabilidad del estudio

Esta investigación conto con el financiamiento de parte del investigador, así como también se contó con la infraestructura en donde se albergarán los simuladores para llevarse a cabo el experimento. Así mismo se hizo viable ya que es una necesidad imperativa el preservar el medio ambiente sin afectar las actividades productivas desde el punto de vista económico, siendo la propuesta que se planteó una alternativa viable para su aplicación sin generar efectos en ambas partes involucradas.

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1 Antecedentes de la investigación

2.1.1 Investigaciones internacionales

Dong, Sun, Qi y Liu (2021) en su investigación en la que busco la “Mejora de la eficiencia de la biorremediación microbiana de aguas residuales de acuicultura intensiva basada en el análisis cinético del metabolismo de contaminantes bacterianos” menciona cómo biorremediar eficazmente las aguas residuales de la acuicultura utilizando microbios se ha hecho un problema que urge su atención para la aplicación de microorganismos beneficiosos para la acuicultura. Las bacterias púrpuras no azufradas (PNSB) son beneficiosas para prevenir la contaminación relacionada con las aplicaciones de la acuicultura. En este estudio se empleó una PNSB autóctona, *Rhodobacter sphaeroides*, para explorar una estrategia de biorremediación eficaz de las aguas residuales de la acuicultura. La bacteria de prueba mostró un alto rendimiento en la eliminación de amonio ($97,50\% \pm 0,78\%$ de $42 \text{ mg L}^{-1} \text{ NH}_4^{+-}\text{N}$) y fosfato ($93,24\% \pm 0,71\%$ de $50 \text{ mg L}^{-1} \text{ PO}_4^{3--}\text{P}$) en las aguas residuales sintéticas, que son los dos indicadores cruciales de la biorremediación de las aguas residuales de la acuicultura. El estudio también reveló que la proporción desequilibrada de nutrientes en el agua era la principal razón para limitar la biorremediación eficiente de las aguas residuales del cultivo de camarones. Por lo tanto, se propuso una estrategia eficaz de biorremediación microbiana considerando exhaustivamente las constantes cinéticas del metabolismo de los contaminantes bacterianos, como los

rendimientos de consumo específicos de la demanda química de oxígeno (DQO)/fósforo y nitrógeno/fósforo. Finalmente, se examinaron la DQO, el nitrógeno total (NT), el fósforo total (TP) y el amonio (NH_4^+-N) en las aguas residuales, y los resultados mostraron que todos disminuyeron a los valores aceptables. En conclusión, este estudio sugirió un método novedoso para mejorar la eficiencia de la biorremediación de las aguas residuales de la acuicultura, y los hallazgos revelaron que esta estrategia es prometedora debido a sus características para ser utilizada en varios tipos de aguas residuales de la acuicultura.

Navarro, Torres y Sanchez (2019) en su trabajo de investigación “Evaluación del uso de la microalga *Chlorella vulgaris* como Biorremediadora de vertimientos de la Industria Acuícola en el Caribe Colombiano”, Hace mención que se ha observado que los vertimientos de todos los centros de producción acuícola tienen un efecto negativo al agua que se encuentra colindante cerca de estos ya que dentro de los vertimientos de estos centros de producción tienen compuestos que generan efectos nocivos en la calidad del agua es por ello que se hace necesario de que se lleve una adecuada praxis del líquido elemento, la gran mayoría de compuestos están relacionados a los alimentos que son empleados en esta industria así como también a las metodologías de fertilización que se emplean en cada cultivo acuícola. Toda esta situación llega a conducir a que se genere la eutrofización, todo ello a causa de el exceso de nutrientes que son vertidos por estos centros de producción acuícola entre los cuales se pueden Resaltar los compuestos nitrogenados y el fósforo, siendo esto lo que genera una suposición de que se pueden generar riesgos importantes de contaminación ya que esto eleva el consumo de oxígeno generando zonas muy bajas de oxígeno y cambiando el ecosistema colindante. Los procesos fisicoquímicos convencionales, que son a la vez intrincados y costosos, pueden eliminar estos nutrientes del agua (P-N) de los efluentes de los acuíferos. En este estudio se evaluó el potencial de biodegradación de estos nutrientes mediante el uso de la microalga *Chlorella vulgaris*. Los bioensayos implicaron

cuatro combinaciones diferentes de agua residual-microalgas en concentraciones de 10%, 30%, 50% y 70%, junto con una solución de control libre de contaminantes. Los resultados indican que la mayor eliminación de DQO se produjo en la concentración del 10%, logrando una tasa de eliminación del 57,7%, mientras que la tasa de eliminación más baja se observó en la concentración del 50%, que fue inferior al 1%. Las pruebas realizadas a concentraciones del 30% y 70% dieron como resultado remociones del 48,8% y 43,8%, respectivamente. Se puede concluir que la microalga *Chlorella vulgaris* es eficaz para facilitar la remoción de DQO de aguas residuales caracterizadas por altas cargas de nutrientes.

Fuentes (2019) en su trabajo de investigación “Descripción, producción y uso en un sistema de acuicultura multitrófica de una microalga extremófila y su consorcio microbiano asociado”, menciona que las microalgas se identifican como organismos fotoautotróficos capaces de proporcionar nuevas fuentes de energía y biomoléculas, lo que ha suscitado un gran interés por sus aplicaciones tanto en la nutrición humana como animal. El cultivo de estos microorganismos de rápida proliferación en tierras marginales, utilizando desechos o recursos hídricos salinos, presenta soluciones prometedoras para abordar los desafíos mundiales del suministro de alimentos. El proceso de producción de la mayoría de las especies de microalgas está intrínsecamente vinculado a la presencia de bacterias y hongos. Obtener conocimientos sobre las interacciones específicas entre las microalgas y sus microorganismos asociados podría facilitar su utilización para avances biotecnológicos. La producción eficiente a gran escala de biomasa de microalgas es esencial para la extracción de compuestos valiosos derivados de estos organismos. Las microalgas que prosperan en entornos extremos son particularmente notables como fuentes potenciales de compuestos valiosos, debido a su adaptabilidad bioquímica a condiciones de hábitat hostiles. Como ya es sabido la acuicultura se ha presentado como una alternativa sostenible para la contribución

de alimentos de origen hidrobiológico para consumo masivo, esto es debido a que en los últimos años sea incrementado la demanda de productos marinos, además a ellos se le suma la mala gestión y sobrepesca de los recursos hidrobiológicos así mismo es necesario remarcar también la importancia de la contaminación que están teniendo nuestros océanos todo ello ha afectado de manera negativa la disponibilidad de especies hidrobiológicas para captura. Es necesario mencionar que si bien es cierto la acuicultura Se presenta como una alternativa sostenible para que pueda llegar a suplir la demanda de recursos hidrobiológicos, sin embargo, existe la problemática que por las propias actividades relacionados a este sector se llegan a generar desechos o compuestos que contribuyen a una contaminación ambiental, es por ello que hoy se han hecho planteamientos de nuevas alternativas para una productividad sostenible y ecológica. En este contexto, la Acuicultura Multitrófica Integrada (IMTA) se ha presentado como una alternativa viable, la cual tiene un potencial que permite abordar la problemática que se podría generar a raíz de los contaminantes y poder maximizar su reducción empleando las microalgas. Estos microorganismos complejos desempeñan dentro del sector acuícola un papel muy importante, ya que en múltiples investigaciones ha sido empleada como una alternativa viable de alimentación para peces, ya que muchas de estas tienen un elevado nivel proteico así como una muy buena calidad de aminoácidos y otros compuestos que favorecen el desarrollo de la especie hidrobiológica, al mismo tiempo que sirve como extractores de materia inorgánica en el marco de la IMTA. Esta tecnología es ampliamente reconocida por su considerable promesa en la promoción de la sostenibilidad de las prácticas de acuicultura. Mejora la comprensión de la aplicación de microalgas de entornos ácidos en varios campos biotecnológicos, particularmente en la acuicultura, con la microalga *Coccomyxa onubensis* sirviendo como modelo de estudio. Se identificó a *C. onubensis* como una especie nueva y se examinó exhaustivamente su capacidad para adaptarse a un amplio espectro de niveles de pH ácidos y alcalinos, así como a condiciones

de alta salinidad. Los cultivos de *C. onubensis* adaptados demostraron una alta productividad de biomasa en un rango de pH de 2,5 a 9, logrando resultados óptimos a pH 4. Además, *C. onubensis* exhibió adaptabilidad a niveles elevados de salinidad, alcanzando productividades de biomasa comparables a las observadas en cultivos de control. Desde una perspectiva biotecnológica, *C. onubensis* es reconocida como un productor significativo de carotenoides valiosos, particularmente luteína. Esta microalga prospera en cultivos líquidos junto con bacterias y hongos. Los hallazgos indican una producción de biomasa estable sostenida durante un mínimo de un mes mientras se mantienen los niveles de pH dentro del rango de 2,5 a 3,0. Además, se examina el impacto de la densidad cultural y las bajas temperaturas en el crecimiento de las algas. Los peces que recibieron dietas enriquecidas con *C. onubensis* consumieron todas las dietas ofrecidas sin que se produjera ninguna mortalidad durante los ensayos centrados en la digestibilidad y el crecimiento. Se evaluó la incorporación progresiva de biomasa seca de *C. onubensis* en las dietas, comprobándose que, independientemente del nivel añadido, la eficiencia en la absorción de nutrientes y energía se mantuvo comparable a la observada en el grupo de control. Estos resultados confirman la seguridad de incluir *C. onubensis* en la alimentación de los animales estudiados. Además, se desarrolló un sistema de acuicultura multitrófica integrada (IMTA) específico para los experimentos, en el que se combinaron *Sparus aurata*, la microalga *C. onubensis* y *Ruditapes philippinarum*. Dentro de este esquema, se destacó el papel de *C. onubensis* como agente extractor de materia inorgánica, evidenciando su capacidad para crecer de forma continua en efluentes procedentes de piscicultura, lo que permitió además evaluar su potencial como fuente exclusiva de nutrientes en la dieta de los moluscos.

Blázquez (2019) en su trabajo de investigación “Evaluación de la viabilidad de estrategias de biorremediación en acuíferos contaminados por disolventes clorados” menciona que el problema mundial de la contaminación generalizada de suelos y aguas

subterráneas por organoclorados se atribuye principalmente a los riesgos para la salud que presenta. Además, esta contaminación supone una amenaza para diversos aspectos ambientales y, en consecuencia, para los servicios ecosistémicos, en particular en el contexto del cambio climático, como en escenarios de escasez de agua. En las últimas décadas, la biorremediación ha surgido como una tecnología sostenible y rentable para la descontaminación de acuíferos contaminados con disolventes clorados, ofreciendo una alternativa a los métodos fisicoquímicos tradicionales que se han utilizado durante un período prolongado. Este método se basó en la capacidad intrínseca de las bacterias para transformar contaminantes y purificar las aguas subterráneas mediante sus procesos metabólicos. Aunque se avanzó considerablemente en el estudio de la fisiología y bioquímica que sustentan estos procesos, se constató que trasladar con éxito esta técnica a aplicaciones reales seguía presentando desafíos significativos. En respuesta a estas dificultades, la tesis se centró en profundizar el conocimiento sobre la biodegradación anaeróbica que se desarrollaba in situ—tanto en condiciones naturales como cuando se aplicaban estímulos—para la eliminación de disolventes clorados en acuíferos contaminados. El objetivo principal fue establecer una base sólida que permitiera perfeccionar futuras estrategias de biorremediación en sitios afectados.

Para alcanzar este objetivo, se llevó a cabo un exhaustivo estudio en tres ubicaciones diferentes, cada una caracterizada por la presencia de distintas familias de disolventes clorados. Cada sitio representó un escenario con un grado creciente de complejidad, lo que facilitó la evaluación comparativa de los procesos de degradación y la identificación de factores críticos que condicionaban la eficacia de la biorremediación. Los hallazgos obtenidos en cada uno de estos estudios proporcionaron una perspectiva integral sobre cómo las condiciones específicas del entorno influyen en la capacidad de las bacterias para desintoxicar las aguas subterráneas. En conjunto, estos resultados no solo ampliaron la

comprensión científica sobre los mecanismos de biodegradación anaeróbica, sino que también ofrecieron recomendaciones prácticas para optimizar las intervenciones en futuros proyectos de remediación ambiental.

La evaluación de la viabilidad del tratamiento de biorremediación para el primer sitio (Sitio 1), previamente contaminado con tetracloroetileno (PCE), implicó un examen de la hidrogeoquímica del acuífero, pruebas de microcosmos, concentraciones de metabolitos relevantes, análisis de isótopos estables de carbono de los contaminantes de interés (CSIA), y la identificación de genes específicos como biomarcadores indicativos de la reacción de decloración reductiva. Los hallazgos de este estudio de laboratorio indicaron que el PCE podría sufrir una transformación natural en tricloroetileno (TCE) y cis-1,2-dicloroetileno (cis-DCE). Se comprobó la presencia de biomarcadores específicos, lo que confirmaba la existencia de bacterias nativas con la capacidad de purificar el agua subterránea. Sin embargo, los experimentos en microcosmos demostraron que la acumulación natural de cis-DCE en el acuífero se reducía de manera significativa únicamente mediante la incorporación de sustratos orgánicos fermentables. Dichos sustratos, que actuaban como donantes de electrones, propiciaron la transformación del cis-DCE en eteno (ETH), un compuesto que no representaba riesgo tóxico para el medio ambiente.

A partir de la integración de diversas evidencias obtenidas en el laboratorio, se llegó a la conclusión de que la estrategia más adecuada para desintoxicar el sitio consistía en la aplicación de la decloración reductiva biológica estimulada (ERD) utilizando lactato como donante de electrones. Este enfoque, que se fundamentaba en la activación y potenciación de procesos metabólicos bacterianos, se mostró prometedor para revertir la contaminación.

Con base en estos hallazgos, se implementó una prueba piloto de ERD in situ en el mismo sitio. Durante la fase piloto se monitorearon cuidadosamente los cambios en la

concentración de contaminantes y se verificó la eficacia del proceso, lo que permitió confirmar la viabilidad del método en condiciones reales. Además, este estudio piloto proporcionó información valiosa sobre la dinámica de la transformación del cis-DCE en eteno y sobre el comportamiento de la comunidad microbiana ante la adición de lactato, aportando datos esenciales para optimizar futuras intervenciones de biorremediación en acuíferos afectados por compuestos clorados.

Los resultados demostraron que la inyección de lactato redujo de manera significativa el potencial redox (Eh), creando condiciones que permitieron la transformación completa de los contaminantes CE a eteno (ETH) mediante un proceso de dechloración reductiva en el pozo de inyección. Este descenso en el Eh fue determinante para establecer un ambiente propicio donde la conversión química se efectuara de forma óptima.

Asimismo, se constató que la adición de lactato generó un cambio notable en la composición de la comunidad microbiana, promoviendo el crecimiento y predominio de bacterias fermentadoras. Este cambio biológico evidenció la adaptación del sistema a las nuevas condiciones ambientales y fue fundamental para acelerar el proceso de degradación de los compuestos clorados. Una vez validado el éxito de la prueba piloto in situ, se implementó a mayor escala una estrategia de dechloración reductiva biológica (RDE) utilizando lactato como agente reductor en todo el sitio afectado. Durante el transcurso de un año de tratamiento, se monitorearon de forma continua los cambios en las concentraciones de contaminantes y se realizaron análisis detallados del balance isotópico de carbono. Dichos cálculos confirmaron que la conversión de PCE a ETH se estaba llevando a cabo de manera efectiva en todos los pozos monitoreados, sin que se observara una acumulación significativa de compuestos intermedios peligrosos. Este enfoque integral no solo comprobó la eficacia del tratamiento en la remediación de contaminantes, sino que también proporcionó información esencial para el diseño de futuras intervenciones

ambientales. Los hallazgos resaltaron la importancia de utilizar estrategias basadas en procesos naturales, ya que la combinación de parámetros químicos y biológicos permitió lograr una descontaminación completa y sostenible del sitio. Además, la experiencia adquirida sentó las bases para optimizar protocolos en escenarios similares, consolidando la viabilidad y el potencial de la dechloración reductiva biológica como herramienta en la gestión de acuíferos contaminados.

En conclusión, se examinaron dos lugares intrincados (Sitio 2 y Sitio 3, diferenciados por la presencia y ausencia de una fuente de contaminación activa durante el estudio, respectivamente) debido a su contaminación por varias familias de compuestos orgánicos volátiles (VOC). Se evaluó el potencial de biorremediación de los Sitios 2 y 3, contaminados principalmente por DCM. Demostrando que el Sitio 2 logro demostrar la existencia de una mayor degradacion completa de CF, DCM y TCE. Sin embargo es necesario manifestar que una combinacion de los citio 1 y 2 deberia tener mejores resultados.

Claudet y Fraschetti (2010) en su trabajo de investigación “Impactos provocados por el hombre en los hábitats marinos: un metaanálisis regional en el mar Mediterráneo” menciona que la destrucción del hábitat es una de las principales amenazas a la integridad ambiental. Evaluar las consecuencias de los impactos humanos es crucial tanto para predecir como para prevenir cambios estructurales y funcionales de los hábitats. Sin embargo, hasta la fecha, casi todos los estudios sobre amenazas marinas, desde escalas regionales hasta globales, han sido completamente cualitativos y generalmente se han basado en poco más que la opinión de expertos. Hemos desarrollado un enfoque meta-analítico para cuantificar los efectos generales de varios factores de estrés en diferentes tipos de hábitat mediterráneos y para comparar la importancia relativa de diferentes impactos en una variedad de hábitats. Primero revisamos y sintetizamos cualitativamente 366 experimentos (ya sea manipulativos o correlativos) recopilados en la literatura. Después de un procedimiento de selección,

finalmente meta-analizamos cuantitativamente 158 experimentos. Mostramos que la pesca (destruictiva o no), la invasión de especies, la acuicultura, el aumento de la sedimentación, la degradación del agua y la urbanización tienen efectos negativos en los hábitats mediterráneos y los conjuntos de especies asociados. También exploramos la superposición entre los impactos identificados como importantes en el Mediterráneo y aquellos identificados por los expertos como importantes a nivel mundial, destacando las deficiencias de confiar únicamente en la opinión de los expertos. Por último, llamamos la atención sobre la grave falta de conocimiento empírico sobre los sistemas marinos en muchas áreas del Mediterráneo, lo que impide la implementación de medidas de conservación efectivas. Nuestro estudio es el primero en sintetizar análisis experimentales sobre los impactos provocados por el hombre en los hábitats marinos en una escala geográfica tan amplia.

2.1.2 Investigaciones nacionales

Zapata (2023) en su trabajo de investigación “Evaluación de un probiótico EM (microorganismos eficaces) sobre la calidad de agua y parámetros productivos en la tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*)” el cual manifiesta que el uso de la tecnología de microorganismos eficientes (ME) abarca la aplicación de microorganismos específicos, principalmente bacterias lácticas como *Lactobacillus plantarum* y *Lactobacillus casei*, bacterias fototróficas como *Rhodospseudomonas palustris* y levaduras como *Saccharomyces cerevisiae*. Esta tecnología actuó como un probiótico al desplazar de manera eficaz a los patógenos y mejorar la calidad del agua en las piscinas, y en el estudio se evaluó el impacto que tuvieron los microorganismos eficientes sobre la calidad del agua y diversos parámetros productivos en alevines de tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*), aplicándose dichos microorganismos directamente en el medio acuático durante un periodo de 60 días. Se

estructuró el experimento en tres grupos: en el primer grupo no se aplicó ningún tratamiento; en el segundo se administró una dosis mínima de 8 ml/50 L del producto activado, con una concentración igual o superior a $1,9 \times 10^5$ UFC/ml; y en el tercer grupo se utilizó una concentración mayor, recibiendo 16,5 ml/50 L del producto activado, alcanzando al menos $3,9 \times 10^5$ UFC/ml, todo ello en un sistema cerrado sin recambio de agua. Los resultados demostraron que la mayor concentración de microorganismos influyó de forma positiva en el peso final de los alevines, mientras que la menor concentración resultó ser más eficaz en la reducción de los niveles de nitritos, lo que contribuyó a una notable mejora en la calidad del agua, evidenciando así el potencial de esta estrategia probiótica para generar un entorno más propicio para el desarrollo y crecimiento de los organismos acuáticos en sistemas de producción acuícola sostenibles.

Chaverra (2022) en su investigación “Acumulación de sólidos, un aspecto crítico en los sistemas acuícolas intensivos: alternativas para una gestión sostenible”

El estudio indica que asegurar la calidad del agua en sistemas de producción acuícola intensiva plantea desafíos importantes en relación con los criterios de sostenibilidad.

Un problema primordial que enfrenta la acuicultura contemporánea es la rápida acumulación de residuos sólidos y sustancias inorgánicas. Se presenta aquí una revisión actualizada de las estrategias que se están empleando actualmente para aliviar los efectos de la acumulación de residuos orgánicos e inorgánicos en sistemas intensivos cerrados, como los sistemas de recirculación acuícola (RAS) y la tecnología de biofloc (BFT), con el objetivo de mejorar la economía circular dentro del sector acuícola. Entre las tecnologías ambientalmente sostenibles, se destaca la utilización de microorganismos como agentes de biorremediación, en particular las funciones de las bacterias oxidantes de amonio y nitrito, junto con las bacterias fotosintéticas. Se incorporaron bacilos y poliquetos en el manejo de sedimentos, lo que demostró en

múltiples ocasiones su notable eficacia en dichos procesos. Se implementaron sistemas multitróficos en los que se combinaban múltiples especies acuáticas las cuales cumplían con una relevancia desde la perspectiva nutricional como producto así como también comercial, entre todo este esquema se consideraron algas, así como también crustáceos y equinodermos y por último moluscos. Al hacer la revisión de este esquema se pudo constatar que esta estrategia producía resultados favorables demostrando que los compuestos generados podrían ser tratados de manera sostenible. En el caso específico para los sistemas marinos en los cuales su efluente se maneja de distinta forma se implementó plantas halófitas del género *Sarcocornia*, la cual fue la mejor opción ya que se pudo evidenciar que es un prometedor producto con múltiples potencialidades para el sector agrícola y la generación de biocombustibles. A pesar de todo lo evidenciado se debe reconocer que las tecnologías como esta deben ser profundizadas en investigaciones que abordan su aplicación a gran escala. Ya que estas pueden ser empleadas como mecanismos que accionan sistemas que llegan a valorizar los subproductos para ser biorremediados distintos compuestos empleando un microsistema que garantiza una sostenibilidad y resiliencia con el medio ambiente y la acuicultura. Además, se enfatizaba la imperiosa necesidad de estrechar la colaboración entre las organizaciones dedicadas a la acuicultura y aquellas vinculadas al medio ambiente, ya que se creía que este esfuerzo conjunto permitiría alcanzar un impacto más significativo en la reducción de la contaminación y en la gestión responsable de los recursos naturales.

2.2 Bases teóricas

2.2.1. Biorremediación

La bioaumentación y la bioestimulación son estrategias complementarias de biorremediación que se utilizan para eliminar ciertos metales, oxianiones y contaminantes orgánicos. En la bioestimulación, se crean condiciones ambientales óptimas que favorecen el crecimiento y la reproducción de los microorganismos nativos, aumentando la disponibilidad de nutrientes como nitrógeno y fósforo logrando de esta forma asegurar una presencia adecuada de oxígeno. Estos ajustes facilitan que los microorganismos degraden de manera más eficiente los contaminantes orgánicos presentes en el entorno. Por otro lado, la bioaumentación implica la introducción directa de cepas microbianas especializadas, capaces de descomponer estos contaminantes a un ritmo acelerado, complementando así la actividad de la comunidad microbiana local. Además, se observa que la aplicación conjunta de ambas estrategias permite abordar una amplia diversidad de contaminantes en escenarios complejos. Este enfoque integral potencia la actividad metabólica natural de los microorganismos y, al mismo tiempo, incorpora agentes biológicos especializados que aceleran la transformación de compuestos tóxicos en sustancias inofensivas. En estudios de campo, este método demuestra ser prometedor, ya que facilita la colonización de ambientes contaminados por microorganismos eficientes y robustos. Los resultados obtenidos en diversos proyectos de biorremediación evidencian que la combinación de bioaumentación y bioestimulación conduce a una remediación más rápida y completa del sitio afectado. Asimismo, se constata que la implementación de estos procesos en condiciones controladas contribuye a establecer las bases para el desarrollo de técnicas más avanzadas en el tratamiento de áreas impactadas por contaminantes. En resumen, la experiencia acumulada en estas intervenciones optimiza las estrategias de biorremediación y consolida el uso de la

bioaumentación y la bioestimulación como herramientas esenciales en la restauración ambiental (Alonso, Palacios, & Guadalupe, 2023).

Biorremediación por Bacterias

El tratamiento de aguas residuales industriales ha utilizado ampliamente la biorremediación a través de bacterias. Para este fin se han empleado diversas bacterias endofíticas, incluidas especies de *Pseudomonas* y *Bacillus*. Ciertas bacterias son cruciales para el ciclo del nitrógeno y participan en procesos como la amonificación, la nitrificación, la desnitrificación y la fijación de nitrógeno. En particular, la nitrificación y ocasionalmente la desnitrificación involucran principalmente a *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* (Alonso, Palacios, & Guadalupe, 2023).

Las bacterias heterótrofas son cruciales para la descomposición de la materia orgánica, ya que utilizan fuentes de carbono tanto orgánicas como inorgánicas para su crecimiento. Entre los diversos tipos, las bacterias del género *Bacillus* han sido ampliamente investigadas en relación con las aguas residuales de la acuicultura, demostrando principalmente su capacidad para reducir los compuestos nitrogenados. Por el contrario, las bacterias moradas sin azufre poseen la capacidad de metabolizar los excrementos animales de la acuicultura, los residuos de piensos, el nitrógeno inorgánico y el sulfuro de hidrógeno, lo que les permite reproducirse rápidamente (Alonso, Palacios, & Guadalupe, 2023).

La investigación ha aislado *Rhodobacter sphaeroides* de cultivos de camarón, lo que revela su importante eficacia para eliminar amonio y fosfato. Se llevó a cabo una evaluación de las capacidades de biorremediación de *Marichromium gracile* YL28, una bacteria procedente de manglares marinos. Esta bacteria eliminó con éxito niveles significativos de amonio y nitrito al tiempo que minimizó la pérdida de nitrógeno mediante la desnitrificación, así como mediante la asimilación de nitratos y amonio. La eliminación de contaminantes

nitrogenados inorgánicos quedó demostrada tanto en tanques de laboratorio que contenían *Oryzias melastigma* como en estudios de campo con *Penaeus vannamei* (Alonso, Palacios, & Guadalupe, 2023).

Microorganismo Biorremediadores

Bacterias Acido lácticas

Lactobacillus plantarum

Lactobacillus plantarum es una bacteria Gram-positiva, anaerobia facultativa y no formadora de esporas, que se encuentra en diversos ambientes ricos en carbohidratos, como alimentos fermentados de origen vegetal y animal. Es conocida por su capacidad para producir ácido láctico, lo que contribuye a la conservación de alimentos al reducir el pH y prevenir el crecimiento de microorganismos patógenos. Esta bacteria ha sido aislada de productos como vegetales fermentados, quesos, carnes y bebidas fermentadas (González et al., 2007). Su importancia radica en su versatilidad metabólica, que le permite adaptarse a una amplia gama de condiciones ambientales y sustratos (Ceron, Bolaños, & Jurado, 2023).

Lactobacillus casei

Lactobacillus casei es una bacteria Gram-positiva, anaerobia facultativa, que se encuentra principalmente en el tracto gastrointestinal de humanos y animales, así como en productos lácteos fermentados. Es reconocida por su capacidad para sobrevivir en condiciones ambientales adversas, como fluctuaciones de pH y la presencia de sales biliares, lo que le permite ejercer un efecto probiótico en el intestino (Ceron, Bolaños, & Jurado, 2023). Esta especie contribuye a la salud intestinal, fortaleciendo la microbiota beneficiosa y ayudando a reducir el riesgo de infecciones gastrointestinales (Usca, Peña, Brito, & Arévalo, 2020).

Beneficios de las bacterias Ácido lácticas

Lactobacillus plantarum y *Lactobacillus casei* son bacterias ácido lácticas que han demostrado ser beneficiosas en la mejora de la calidad del agua en sistemas de acuicultura. Su capacidad para producir ácido láctico a partir de la fermentación de carbohidratos contribuye a la reducción del pH en el medio acuático, creando un ambiente menos favorable para microorganismos patógenos y mejorando la salud general de los organismos acuáticos. Además, estas bacterias pueden competir con patógenos por nutrientes y espacio, inhibiendo su proliferación y promoviendo un equilibrio microbiano saludable en el agua (Rondon, Añez, Salvatierra, Meneses, & Heredia, 2020).

La aplicación de *L. plantarum* y *L. casei* en acuicultura también se asocia con la degradación de materia orgánica y compuestos nitrogenados en el agua, lo que disminuye la acumulación de sustancias tóxicas como el amoníaco y los nitritos. Esta acción no solo mejora la calidad del agua, sino que también reduce el estrés en los organismos cultivados, favoreciendo su crecimiento y supervivencia. Estudios han demostrado que la introducción de estas bacterias probióticas en sistemas de cultivo acuático puede resultar en una mayor eficiencia en la producción y en la sostenibilidad ambiental de las prácticas acuícolas (Roldan, y otros, 2019).

Bacterias fototróficas

Rhodopseudomonas palustris

Rhodopseudomonas palustris es una bacteria fototrófica facultativa perteneciente al grupo de las bacterias púrpuras no del azufre. Se caracteriza por su notable versatilidad metabólica, ya que puede utilizar diversas fuentes de carbono y energía, incluyendo la luz solar, compuestos orgánicos e inorgánicos. Esta adaptabilidad le permite sobrevivir en una

amplia gama de ambientes, como suelos, aguas dulces y marinas, y sedimentos. Además, *R. palustris* posee la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico, contribuyendo así al ciclo del nitrógeno en los ecosistemas donde habita (Microbewiki, microbewiki, 2024).

Una de las aplicaciones más destacadas de *R. palustris* es su uso en procesos de biorremediación. Gracias a su capacidad para degradar compuestos aromáticos y otros contaminantes orgánicos, esta bacteria se emplea en la limpieza de suelos y aguas contaminadas con sustancias tóxicas, como hidrocarburos y metales pesados. Además, su habilidad para producir hidrógeno bajo ciertas condiciones la convierte en un organismo de interés para la producción de biocombustibles. La versatilidad metabólica y las aplicaciones biotecnológicas de *R. palustris* la posicionan como un microorganismo de gran relevancia en estudios ambientales y energéticos (Microbewiki, 2025).

Beneficios de las bacterias fototróficas

***Rhodopseudomonas palustris* es una bacteria fotosintética que ha demostrado ser beneficiosa en la mejora de la calidad del agua en sistemas de acuicultura. Su capacidad para descomponer compuestos orgánicos complejos y reducir la concentración de nutrientes en el agua contribuye a mantener un ambiente más limpio y estable para los organismos acuáticos. Por ejemplo, en estudios realizados en cultivos intensivos de camarón (*Litopenaeus vannamei*), la aplicación de mezclas de microorganismos eficientes que incluyen *R. palustris* ha resultado en una regulación significativa del pH y en la reducción de concentraciones de nitrato en el agua, mejorando así las condiciones del cultivo (Melgar, Barba, Alvarez, Tovilla, & Sánchez, 2019).**

Levadura

Saccharomyces cerevisiae

Saccharomyces cerevisiae es una levadura unicelular perteneciente al filo Ascomycota, ampliamente reconocida por su papel fundamental en la fermentación alcohólica y en la producción de pan, cerveza y vino. Este microorganismo ha sido utilizado por la humanidad desde tiempos antiguos en la elaboración de alimentos y bebidas fermentadas, debido a su capacidad para convertir azúcares en etanol y dióxido de carbono. Además, S. cerevisiae es considerada un organismo modelo en estudios de biología molecular y genética, debido a su facilidad de cultivo y manipulación genética, así como a la similitud de muchos de sus procesos celulares con los de células eucariotas más complejas (Suarez, Garrido, & Guevara, 2016).

Se reproduce principalmente de forma asexual mediante un proceso conocido como gemación, aunque también puede llevar a cabo reproducción sexual bajo ciertas condiciones ambientales. Esta levadura es capaz de crecer en condiciones tanto aeróbicas como anaeróbicas, lo que le permite adaptarse a diversos entornos (Suarez, Garrido, & Guevara, 2016).

Beneficios de las levaduras

Saccharomyces cerevisiae, comúnmente conocida como levadura de cerveza, ha demostrado ser beneficiosa en la mejora de la calidad del agua en sistemas de acuicultura. Su capacidad para fermentar azúcares y producir metabolitos como enzimas y vitaminas contribuye a la descomposición de materia orgánica en el agua, reduciendo la acumulación de compuestos nitrogenados y mejorando parámetros como el pH y la concentración de oxígeno disuelto. Por ejemplo, en un estudio realizado por Álvarez-Sánchez et al. (2013), se evaluó el efecto de una mezcla comercial de microorganismos eficientes, incluyendo S. cerevisiae, en cultivos

intensivos de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*), observándose una mejora en la calidad del agua y en los parámetros productivos del cultivo (Melgar, Barba, Alvarez, Tovilla, & Sánchez, 2019).

Además, la incorporación de *S. cerevisiae* en sistemas acuícolas puede actuar como probiótico, mejorando la salud y el crecimiento de las especies cultivadas. Su presencia en el medio acuático puede inhibir el desarrollo de microorganismos patógenos mediante la competencia por nutrientes y la producción de sustancias antimicrobianas. Asimismo, *S. cerevisiae* puede contribuir a la estabilidad del ecosistema acuático al participar en la degradación de desechos orgánicos, favoreciendo un ambiente más saludable para los organismos en cultivo. Estos beneficios hacen de *S. cerevisiae* una herramienta valiosa en la gestión sostenible de la acuicultura (Bioaquafloc, 2024).

Aguas residuales

Las aguas residuales se refieren al agua contaminada por diversos contaminantes provenientes de actividades domésticas, urbanas, industriales o agrícolas, que ha sido degradada en calidad y composición debido al impacto humano (Fundacion Ecomar, 2024).

Aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas

La rápida expansión de la acuicultura ha despertado importantes alarmas entre los gobiernos, las organizaciones ambientalistas y la sociedad en general sobre su potencial daño ambiental. A medida que esta actividad continúa creciendo, es esencial actuar con cautela en su implementación y ubicación, ya que puede afectar la calidad del agua e influir negativamente en los ecosistemas tanto de los ríos como de los océanos, que se ven gravemente alterados por los desechos (Ovando, 2013).

Para evaluar los efectos de los efluentes de la acuicultura, es esencial tener en cuenta que los sistemas de acuicultura se clasifican principalmente en dos tipos: Sistemas cerrados y Sistemas abiertos.

En los sistemas cerrados, una parte del agua se recicla siguiendo tratamientos particulares destinados a reducir los niveles de sólidos y nutrientes disueltos y en los sistemas abiertos, el agua utilizada para el cultivo de peces, camarones u otras especies acuáticas se libera nuevamente al medio ambiente después de fluir por la granja, transportando una cantidad significativa de sólidos y nutrientes. Entre los principales efectos de las aguas residuales resultantes de las actividades de acuicultura incluyen; La liberación de efluentes ricos en nutrientes, en particular fósforo y nitrógeno, los cuales puede provocar la eutrofización de los cuerpos de agua, lo que resulta en toxicidad para la vida acuática, así mismo fomenta la proliferación de algas, cambia los hábitats y contribuye a la reducción de especies específicas o silvestres (Lujan, 2024).

En las diversas interacciones que tienen lugar entre las empresas productoras de organismos hidrobiológicos y el medio ambiente, están involucrados procesos de producción, distribución y comercialización. Para ejecutar estos procesos son esenciales las materias primas, la energía y el agua, siendo el agua un recurso natural finito y un bien escaso. Durante la producción se generan una serie de residuos contaminantes, estableciéndose una relación de dependencia entre los sistemas de producción y la generación de residuos (Luna, 2011).

Es ampliamente reconocido que minimizar las descargas de aguas residuales es una tarea desafiante. Estos vertidos suelen ser ricos en materia orgánica, que contiene niveles elevados de nitrógeno y fósforo, procedentes de alimentos no consumidos y de desechos producidos por organismos cultivados. En consecuencia, esto conduce a un enriquecimiento de nutrientes, que puede influir en vastas regiones cercanas a áreas agrícolas y en la

biodiversidad presente en los cuerpos de agua receptores, como lagunas, ríos, estuarios y marismas. El alcance del impacto ambiental está claramente influenciado por varios factores, incluidas las especies involucradas, los métodos de cultivo, la densidad de población, los tipos de alimentación y las condiciones hidrográficas (Ovando, 2013).

Entre los problemas que se presentan esta la eutrofización que surgen cuando los humanos introducen un exceso de nutrientes en lagos y ríos, lo que acelera el proceso y conduce a una rápida proliferación de algas, lo que resulta en la desaparición de peces y otras formas de vida acuática y, en última instancia, crea ambientes anaeróbicos. Este fenómeno se debe a la aplicación de fosfatos y nitratos como fertilizantes en la agricultura, la presencia de desechos orgánicos de la basura y el uso de detergentes a base de fosfatos que se lavan o se desechan en los cuerpos de agua y sumado a ello está la acuicultura, la cual suma compuestos generados por su propio proceso productivo, pero que afecta negativamente al medio ambiente (Luna, 2011).

Dentro de este marco, el desarrollo debe buscar un equilibrio para abordar objetivos interconectados, como alterar los patrones de producción y consumo, aliviar la pobreza y moderar el crecimiento económico y la productividad, todo ello en consonancia con los recursos naturales disponibles y su capacidad de regeneración y reposición (Ovando, 2013).

Compuestos de contaminantes de la acuicultura

Nitrógeno

En los ecosistemas acuáticos, el amonio (NH_4), el nitrito (NO_2) y el nitrato (NO_3) son las formas predominantes de nitrógeno inorgánico, que se producen de forma natural debido a factores como la deposición atmosférica, la escorrentía de aguas superficiales y subterráneas, la disolución de depósitos geológicos ricos en nitrógeno, la fijación de

nitrógeno por ciertos procariotas y la descomposición de la materia orgánica. Sin embargo, las concentraciones de estos compuestos suelen aumentar debido a las prácticas de acuicultura intensiva.

Las investigaciones indican que en los sistemas que utilizan alimentos para peces ricos en proteínas, sólo alrededor del 25% del nitrógeno ingerido por los peces se transforma en biomasa, mientras que el resto se libera como amoníaco (NH_3), un subproducto del metabolismo de las proteínas. Debido a sus características fisicoquímicas, el amoníaco existe principalmente en el agua como amonio (NH_4^+), y la proporción de cada forma está influenciada por el pH, la temperatura y la salinidad. Incluso en niveles bajos, el amonio plantea un riesgo de toxicidad para los peces; puede ser convertido en nitrito (NO_2) por bacterias oxidantes de amonio, que posteriormente pueden ser oxidados a nitrato (NO_3) por bacterias oxidantes de nitrato en condiciones aeróbicas (Lananan, y otros, 2014).

A través del proceso de desnitrificación, el nitrato se puede convertir en gas nitrógeno, principalmente en ambientes anóxicos, y la acuicultura contribuye significativamente a las emisiones de N_2O inducidas por el hombre. En los ecosistemas marinos y de agua dulce, los niveles de nitrato son elevados en comparación con los de amonio y nitrito debido a la oxidación. El nitrito se considera el compuesto nitrogenado más peligroso resultante de procesos metabólicos, que provocan una toxicidad aguda caracterizada por un metabolismo energético alterado y daños a los tejidos en los organismos acuáticos (Dong, Sun, Qi, & Liu, 2021). Si bien el nitrato es menos tóxico que el amonio y el nitrito, desencadena la oxidación de la hemoglobina a metahemoglobina, una condición conocida como metahemoglobinemia, que disminuye la capacidad de los glóbulos rojos para transportar oxígeno a los tejidos (Huang, y otros, 2020).

En ambientes de acuicultura, los peces poseen varios mecanismos de defensa para hacer frente a los niveles de compuestos de nitrógeno; sin embargo, cuando se expone excesivamente a amonio, nitrito y nitrato en concentraciones que superan sus límites protectores, surge toxicidad (Alonso, Palacios, & Guadalupe, 2023).

2.3 Bases filosóficas

La biorremediación, como una estrategia para la recuperación de ambientes contaminados, se ha consolidado no solo como una técnica ambientalmente sostenible, sino también como una práctica con profundas raíces filosóficas que reflejan una visión holística del mundo natural. Muchos puntos de vista exploran las bases filosóficas de la biorremediación, vinculando principios éticos, epistemológicos y ecológicos que subyacen a esta tecnología emergente.

Ética Ambiental y la Responsabilidad Humana

La biorremediación se fundamenta en un principio ético esencial: la responsabilidad humana de restaurar los ecosistemas afectados por la actividad antropogénica. Desde una perspectiva ética, se reconoce que el deterioro ambiental es una consecuencia de las acciones humanas, lo que impone un deber moral de corregir los daños causados (White, 1967). En este contexto, la biorremediación no solo se considera una herramienta técnica, sino también un acto de justicia ecológica. La ética ambiental postula que los seres humanos tienen la obligación de mantener la integridad de los sistemas naturales, y la biorremediación se presenta como una manifestación concreta de este deber moral.

Filosofía Ecológica y la Interdependencia de los Sistemas Naturales

La filosofía ecológica, que subraya la interdependencia y la complejidad de los sistemas naturales, es otro pilar fundamental de la biorremediación. Este enfoque filosófico se basa en la idea de que todos los componentes del ecosistema están interconectados, y que

cualquier intervención en un elemento tiene repercusiones en todo el sistema (Leopold, 1949). La biorremediación, al utilizar organismos vivos para restaurar la salud ambiental, respeta y aprovecha esta interdependencia, alineándose con una visión ecológica profunda que busca armonizar la intervención humana con los procesos naturales.

Epistemología de la Biorremediación

Desde el punto de vista epistemológico, la biorremediación se apoya en un conocimiento profundo de los procesos biológicos y su interacción con los contaminantes. La aplicación de microorganismos, plantas o enzimas en la remediación de suelos y aguas contaminadas se basa en una comprensión detallada de la ecología microbiana y la bioquímica del medio ambiente. Esta perspectiva refleja una confianza en el conocimiento científico para resolver problemas ambientales, al mismo tiempo que reconoce los límites de dicho conocimiento en la comprensión completa de los sistemas naturales (Caldwell, 1996). Además, la biorremediación pone de relieve la necesidad de un enfoque interdisciplinario, combinando la biología, la química, la ingeniería y la ecología para abordar los desafíos ambientales.

Sostenibilidad y Pragmatismo

El pragmatismo, como corriente filosófica, también tiene un lugar en la biorremediación. Esta filosofía sostiene que el valor de una idea radica en sus resultados prácticos y en su capacidad para resolver problemas reales. La biorremediación, en este sentido, es una solución pragmática a la contaminación ambiental, ofreciendo un método eficaz y sostenible para la gestión de residuos y la restauración de ecosistemas dañados (Thompson, 2010). La sostenibilidad, un principio central en la biorremediación, se refleja en su capacidad para operar de manera eficiente sin agotar los recursos naturales ni causar daños colaterales significativos.

Las bases filosóficas de la biorremediación reflejan una profunda conexión entre la ética, la epistemología y la filosofía ecológica. La biorremediación no es simplemente una técnica para limpiar el medio ambiente; es una manifestación de principios filosóficos que reconocen la responsabilidad humana hacia el planeta, la interdependencia de los sistemas naturales, y la necesidad de soluciones sostenibles. En un mundo cada vez más consciente de la crisis ambiental, la biorremediación representa una convergencia de ciencia y filosofía en la búsqueda de un futuro más equilibrado y respetuoso con la naturaleza.

2.3 Definición de términos básicos

Biorremediación ex situ: La biorremediación ex situ implica la remoción de suelos, aguas o sedimentos contaminados del sitio original para ser tratados en otro lugar, como en un biorreactor o una planta de tratamiento. Este método permite un mayor control sobre las condiciones del proceso de biorremediación (Nyer & Gatliff, 1996).

Biodegradación: La biodegradación es el proceso mediante el cual los microorganismos descomponen compuestos orgánicos en productos más simples y menos tóxicos. Este proceso es fundamental para la biorremediación, ya que permite la transformación de contaminantes en sustancias que pueden ser asimiladas o neutralizadas por el medio ambiente (Alexander, 1999).

Biorreactor: Un biorreactor es un sistema controlado diseñado para facilitar la biorremediación de contaminantes en un ambiente confinado. Dentro de un biorreactor, los microorganismos se cultivan bajo condiciones óptimas para maximizar la biodegradación de sustancias tóxicas. Estos sistemas pueden ser utilizados para tratar aguas residuales, lodos y otros desechos contaminados (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003).

Bioestimulación: La bioestimulación implica la modificación del entorno de un sitio contaminado para fomentar la actividad de los microorganismos autóctonos que tienen la capacidad de degradar contaminantes. Esto se logra mediante la adición de nutrientes, oxígeno u otros compuestos que optimizan las condiciones para el crecimiento microbiano (Boopathy, 2000).

Bioaumentación: La bioaumentación es la introducción de un conjunto específico de microorganismos en un ambiente contaminado para acelerar la degradación de contaminantes. Estos microorganismos pueden ser nativos o exógenos y están seleccionados por su alta eficiencia en la degradación de sustancias específicas (Gentry, Wickham, & Sayler, 2004).

Biorremediación: La biorremediación es el proceso mediante el cual los organismos vivos, como bacterias, hongos o plantas, se utilizan para neutralizar o eliminar contaminantes en suelos, aguas y otros ambientes afectados. Este enfoque aprovecha la capacidad natural de ciertos organismos para descomponer sustancias tóxicas en compuestos menos dañinos (Vidali, 2001).

Aguas Residuales de Acuicultura: Las aguas residuales de acuicultura se refieren a los efluentes generados por las actividades de cría y cultivo de peces, mariscos, y otras especies acuáticas. Estos efluentes pueden contener una variedad de contaminantes, como nutrientes, sólidos suspendidos, productos químicos utilizados en el tratamiento de enfermedades, y materia orgánica, que deben ser gestionados adecuadamente para evitar impactos negativos en el medio ambiente (Boyd, 2013).

Carga de Nutrientes: La carga de nutrientes en las aguas residuales de acuicultura se refiere a la cantidad de compuestos de nitrógeno y fósforo presentes en los efluentes. Estos nutrientes provienen principalmente del alimento no consumido y de los desechos

metabólicos de los organismos acuáticos. Un exceso de nutrientes en cuerpos de agua receptores puede conducir a la eutrofización, un proceso que disminuye la calidad del agua y afecta la biodiversidad (Piedrahita, 2003).

Eutrofización: La eutrofización es un proceso de enriquecimiento excesivo de nutrientes en un cuerpo de agua, generalmente debido a la entrada de aguas residuales ricas en nitrógeno y fósforo. En acuicultura, la eutrofización puede ser causada por la descarga de efluentes no tratados o mal gestionados, lo que resulta en el crecimiento excesivo de algas y la reducción del oxígeno disuelto en el agua, afectando negativamente la vida acuática (Smith, Tilman, & Nekola, 1999).

Biofiltración: La biofiltración es una técnica utilizada en el tratamiento de aguas residuales de acuicultura que aprovecha la actividad de microorganismos para eliminar nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo. Los biofiltros contienen medios, como grava o materiales plásticos, que proporcionan un hábitat para las bacterias que descomponen los contaminantes en productos menos dañinos (Malone & Pfeiffer, 2006).

2.4 Hipótesis de investigación

2.4.1 Hipótesis general

Existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador sobre las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024

2.4.2 Hipótesis específicas

Existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en los parámetros físicos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024

Existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en los parámetros químicos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024

Existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en el porcentaje de remoción de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024

Existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en el tiempo de remoción de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024

2.5 Operacionalización de las variables

VARIABLES	DEFINICION CONCEPTUAL	DIMENSIONES	INDICADORES	ESCALA
(X) Biorremediador	La biorremediación es el proceso mediante el cual los organismos vivos, como bacterias, se utilizan para neutralizar o eliminar contaminantes en suelos, aguas y otros ambientes afectados (Vidali, 2001).	Composición del biorremediador	Dosis para la aplicación	g/l
		Porcentaje de remoción	Nivel alto Nivel medio Nivel bajo	% % %
(Y) Aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas	Las aguas residuales de acuicultura se refieren a los efluentes generados por las actividades de cría y cultivo de peces, mariscos, y otras especies acuáticas. (Boyd, 2013).	Parámetros físicos	Temperatura	°C
		Parámetros químicos	Oxígeno disuelto	mg/l
			Amonio	mg/l
			Nitrito	mg/l
			Nitrato	mg/l
			pH.	Escala
			Fosfato	ppm
		Tiempo de remoción de compuestos.	Amonio	mg/l x día
			Nitrito	mg/l x día
			Nitrato	mg/l x día

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA

3.1 Diseño metodológico

3.1.1 Tipo de investigación

La presente investigación fue de tipo aplicada

3.1.2 Nivel de investigación

El nivel de investigación fue explicativo relacional

3.1.3 Diseño

El diseño fue cuasi experimental

3.1.4 Enfoque

El enfoque fue cuantitativo y el alcance explicativo.

3.2 Población y muestra

3.2.1 Población

Estuvo conformada por las aguas de los estanques de cultivo del Centro de Investigación Acuícola de la Facultad de Pesquera de la Universidad Nacional José Faustino Sánchez Carrión.

3.2.2 Muestra

Se empleó 40 litros de agua de los estanques de cultivo del Centro de Investigación Acuícola de la Facultad de Pesquera de la Universidad Nacional José Faustino Sánchez Carrión, distribuidos en 40 simuladores divididos en 10 simuladores por cada tratamiento del biorremediador Sindrog L. Aqua (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

3.3 Técnicas de recolección de datos

Se emplearon la observación directa y medición, cartilla de evaluación y fotografías, midiéndose:

Porcentaje de remoción: se evaluó que tratamiento tuvo el mayor porcentaje de remoción en los compuestos nitrogenados.

Tiempo de remoción: se evaluó cuál de los tratamientos logro obtener el menor tiempo en días de la remoción de los compuestos nitrogenados (amonio, nitrito, nitrato) en un 50% en el transcurso de los 15 días de evaluación que duro la investigación.

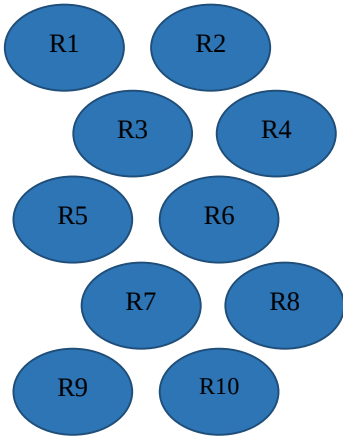
Parámetros físicos: se evaluó si la adición del biorremediador tuvo un efecto en la temperatura.

Parámetros químicos: se evaluó si el oxígeno, pH, fosfato, amonio, nitrito y nitrato tuvieron cambios en su comportamiento por efecto del biorremediador.

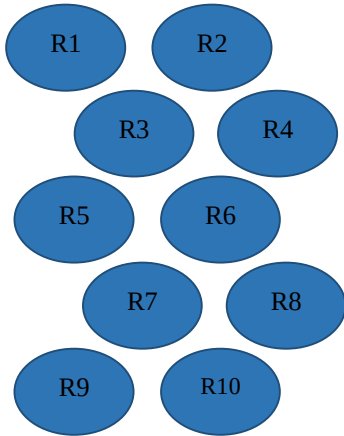
Procedimiento: Se colecto 40 litros de agua de un estanque de cultivo de Tilapia, los cuales se distribuyeron en tratamiento control T0 con ninguna adición del biorremediador, el segundo tratamiento T1 con 0.5 ml de biorremediador por cada 10 litros de agua de cultivo acuícola, el tratamiento T2 con 1 ml de biorremediador por

cada 10 litros de agua de cultivo acuícola y el tratamiento T3 con 2 ml de biorremediador por cada 10 litros de agua de cultivo acuícola. Cada tratamiento tuvo 10 recipientes de 1 litro (simuladores), todos ellos fueron del mismo material para simular las condiciones ambientales similares del agua de uso acuícola, el tiempo de evaluación fue de 15 días para determinar el efecto de los biorremediadores.

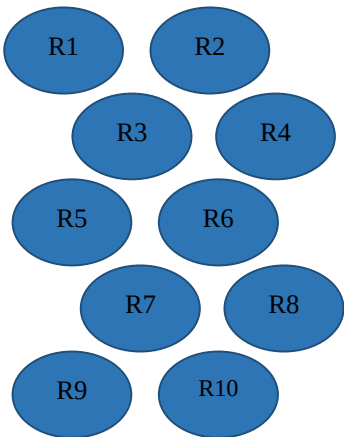
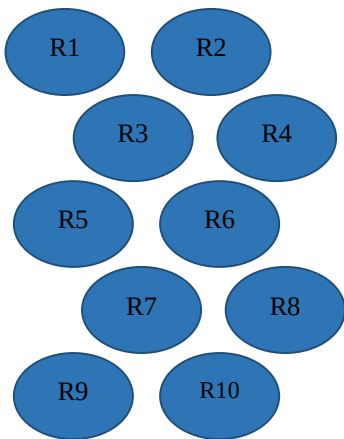
Se evaluó cómo evoluciona la remoción de los compuestos nitrogenados (amonio, nitrito y nitrato), su porcentaje y su tiempo de remoción, así como también los parámetros físico-químico relacionados con el proceso de remoción.



Tratamiento T0.



Tratamiento T1: 0.5ml de Biorremediador



Tratamiento T3: 1 ml de Biorremediador Tratamiento T4: 2 ml de Biorremediador

3.4 Técnicas para el procesamiento de la información

Los datos fueron procesados y analizados estadísticamente mediante la prueba estadística de análisis de varianza (ANOVA) de un factor usando el programa estadístico InfoStat versión 2020. Posteriormente de encontrarse diferencia en los tratamientos se evaluaron las diferencias entre cada par de medias de cada uno de los tratamientos, empleando la prueba de Tukey. Finalmente se estableció un análisis estadístico de los valores obtenidos y se presentaron en tablas y figuras.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS

4.1 Análisis de resultados

Parámetros físicos

Tabla 1. Comportamiento de la temperatura por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Días	Fechas	0 ml/10 litros	0.5 ml/10 litros	1 ml/10 litros	2 ml /10 litros
Día 1	11/12/2024	19.96	19.40	19.41	19.30
Día 2	12/12/2024	19.72	19.53	19.52	19.34
Día 3	13/12/2024	19.32	19.43	19.47	19.44
Día 4	14/12/2024	19.24	19.38	19.52	19.47
Día 5	15/12/2024	19.35	19.61	19.48	19.32
Día 6	16/12/2024	19.25	19.41	19.51	19.51
Día 7	17/12/2024	19.37	19.50	19.36	19.43
Día 8	18/12/2024	19.46	19.42	19.57	19.51
Día 9	19/12/2024	19.15	19.53	19.36	19.29
Día 10	20/12/2024	19.19	19.29	19.43	19.32
Día 11	21/12/2024	19.33	19.52	19.43	19.26
Día 12	22/12/2024	19.19	19.20	19.38	19.34
Día 13	23/12/2024	19.47	19.46	19.47	19.28
Día 14	24/12/2024	19.72	19.70	19.35	19.54
Día 15	25/12/2024	19.51	19.37	19.26	19.40

Nota: Elaboración propia

Como se observa en la tabla en la columna "0 ml/10 litros", los valores de temperatura oscilan entre 19.15 °C (Día 9) y 19.96 °C (Día 1). Aunque hay ligeras fluctuaciones, no parecen ser cambios significativos en el contexto general. En la columna "0.5 ml/10 litros", las temperaturas oscilan entre 19.20 °C (Día 12) y 19.70 °C (Día 14). También presentan ligeros cambios diarios, pero sin una tendencia clara hacia el aumento o

disminución. Así también la columna "1 ml/10 litros", aquí las temperaturas varían entre 19.26 °C (Día 15) y 19.57 °C (Día 8). Las fluctuaciones son pequeñas, y no se identifica un patrón claro de cambio. Y por último la columna "2 ml/10 litros", los valores están entre 19.26 °C (Día 11) y 19.54 °C (Día 14). Al igual que en los otros tratamientos, las variaciones son leves y no hay un cambio significativo o consistente.

Para una mejor observación y entendimiento se muestra la siguiente figura

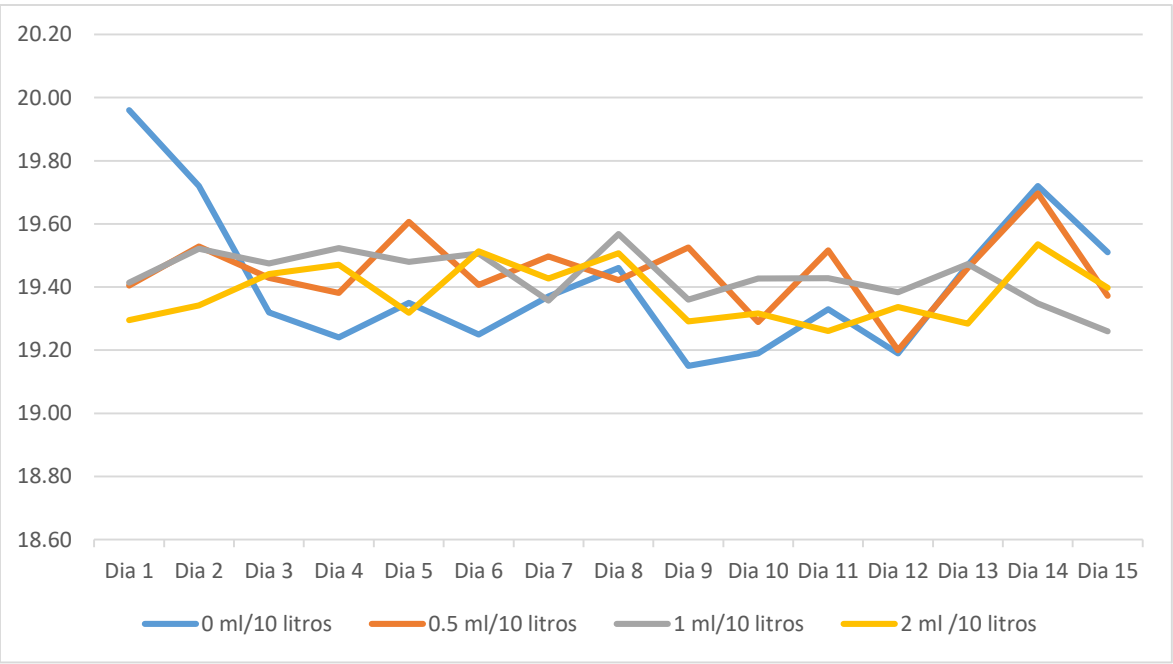


Figura 1. Comportamiento de la temperatura por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Fuente: Elaboración propia.

Parámetros químicos

Tabla 2. Comportamiento del oxígeno por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Días	Fechas	0 ml/10 litros	0.5 ml/10 litros	1 ml/10 litros	2 ml /10 litros
Día 1	11/12/2024	7.47	7.47	7.47	7.47
Día 2	12/12/2024	7.21	7.56	7.52	7.39

Dia 3	13/12/2024	7.21	7.45	7.50	7.53
Dia 4	14/12/2024	7.31	7.57	7.59	7.33
Dia 5	15/12/2024	7.70	7.55	7.65	7.68
Dia 6	16/12/2024	7.59	7.57	7.44	7.52
Dia 7	17/12/2024	7.25	7.44	7.51	7.03
Dia 8	18/12/2024	7.17	7.57	7.53	6.80
Dia 9	19/12/2024	7.17	7.38	7.52	6.51
Dia 10	20/12/2024	7.92	7.59	7.33	6.29
Dia 11	21/12/2024	7.47	7.44	7.66	6.47
Dia 12	22/12/2024	7.21	7.43	7.52	7.04
Dia 13	23/12/2024	7.21	7.35	7.02	7.25
Dia 14	24/12/2024	7.31	7.33	6.78	7.48
Dia 15	25/12/2024	7.47	7.30	6.49	7.43

Nota: Elaboración propia

En la tabla se observa que en la columna "0 ml/10 litros", muestra la concentración fluctúa entre 7.17 mg./L (Días 8 y 9) y 7.92 mg./L (Día 10). Aunque hay pequeñas variaciones diarias, los valores tienden a mantenerse en un rango relativamente estrecho, alrededor de 7.2-7.5 mg./L. Así también en la columna "0.5 ml/10 litros", aquí, los valores oscilan entre 7.30 mg./L (Día 15) y 7.59 mg./L (Día 6). Las fluctuaciones son más sutiles que en otros tratamientos, y no parece haber una tendencia clara hacia un aumento o disminución significativa. En la columna "1 ml/10 litros", la concentración comienza en 7.41 mg./L (Día 1) y termina en 6.49 mg./L (Día 15), mostrando una tendencia descendente general. Entre los días 13 y 15, se observa una caída más marcada, llegando al valor mínimo. Y por último la columna "2 ml/10 litros", esta columna muestra las mayores variaciones, comenzando en 7.45 mg./L (Día 1) y alcanzando su punto más bajo en 6.29 mg./L (Día 10). A partir del Día 8, la concentración desciende de manera constante hasta estabilizarse ligeramente entre los Días 12 y 15.

Para una mejor observación y entendimiento se muestra la siguiente figura

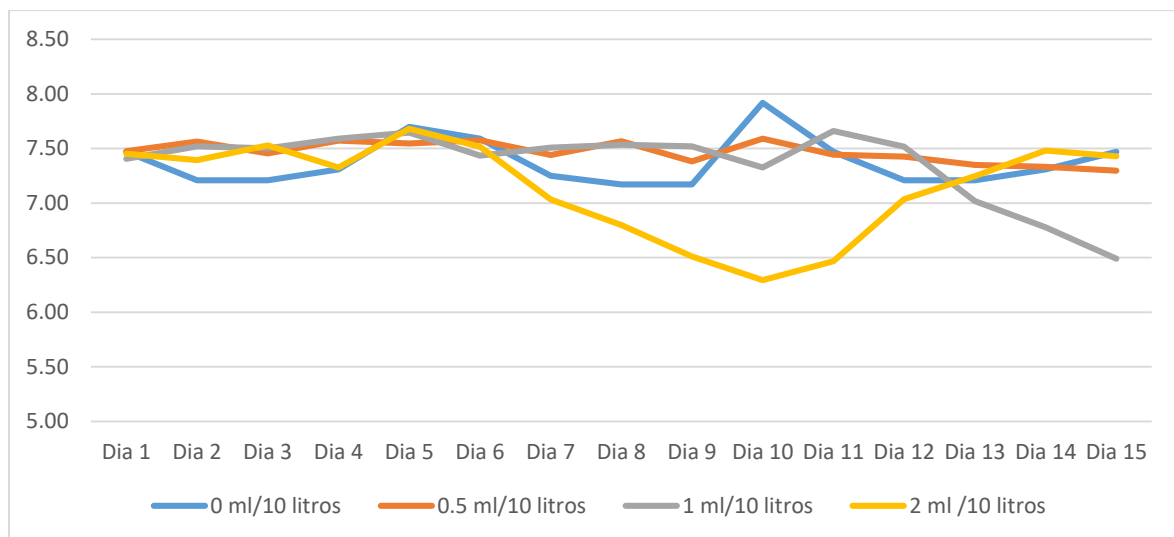


Figura 2. Comportamiento del oxígeno por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 3. Comportamiento del pH por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Días	Fechas	0 ml/10 litros	0.5 ml/10 litros	1 ml/10 litros	2 ml /10 litros
Dia 1	11/12/2024	8.96	8.96	8.96	8.96
Dia 2	12/12/2024	8.72	8.53	8.61	8.41
Dia 3	13/12/2024	8.32	8.50	8.48	8.56
Dia 4	14/12/2024	8.07	8.57	8.61	8.48
Dia 5	15/12/2024	8.11	8.61	8.55	8.56
Dia 6	16/12/2024	8.25	8.41	8.57	8.59
Dia 7	17/12/2024	8.37	8.50	8.48	8.50
Dia 8	18/12/2024	8.46	8.59	8.65	8.63
Dia 9	19/12/2024	8.15	8.54	8.42	8.30
Dia 10	20/12/2024	8.83	8.36	8.56	8.10
Dia 11	21/12/2024	8.33	8.68	8.46	8.00
Dia 12	22/12/2024	8.89	8.66	8.50	8.00
Dia 13	23/12/2024	8.47	8.52	8.48	7.91
Dia 14	24/12/2024	8.72	8.76	8.38	7.77
Dia 15	25/12/2024	8.58	8.45	8.21	7.62

Nota: Elaboración propia

Como se observa en la tabla, en la columna "0 ml/10 litros", los valores de pH fluctúan ligeramente, oscilando entre 8.07 (Día 4) y 8.96 (Día 1). Esto indica que, en ausencia del biorremediador, el nivel de pH se mantiene relativamente constante con pequeñas variaciones naturales. En la columna "0.5 ml/10 litros", el pH presenta una oscilación moderada entre 8.36 (Día 10) y 8.76 (Día 14). Aunque hay ligeras variaciones a lo largo de los días, no se observa una tendencia descendente o ascendente clara. En la columna "1 ml/10 litros", los valores fluctúan más que en los tratamientos anteriores, con un rango entre 8.21 (Día 15) y 8.65 (Día 8). Aunque el pH desciende gradualmente hacia el final del período, las variaciones son más pronunciadas. Por último, en la columna "2 ml/10 litros", se observa una disminución más marcada en los niveles de pH, comenzando en 8.96 (Día 1) y terminando en 7.62 (Día 15). Este tratamiento muestra una reducción constante, siendo el más efectivo en alterar el pH entre los cuatro tratamientos.

Para una mejor observación y entendimiento se muestra la siguiente figura

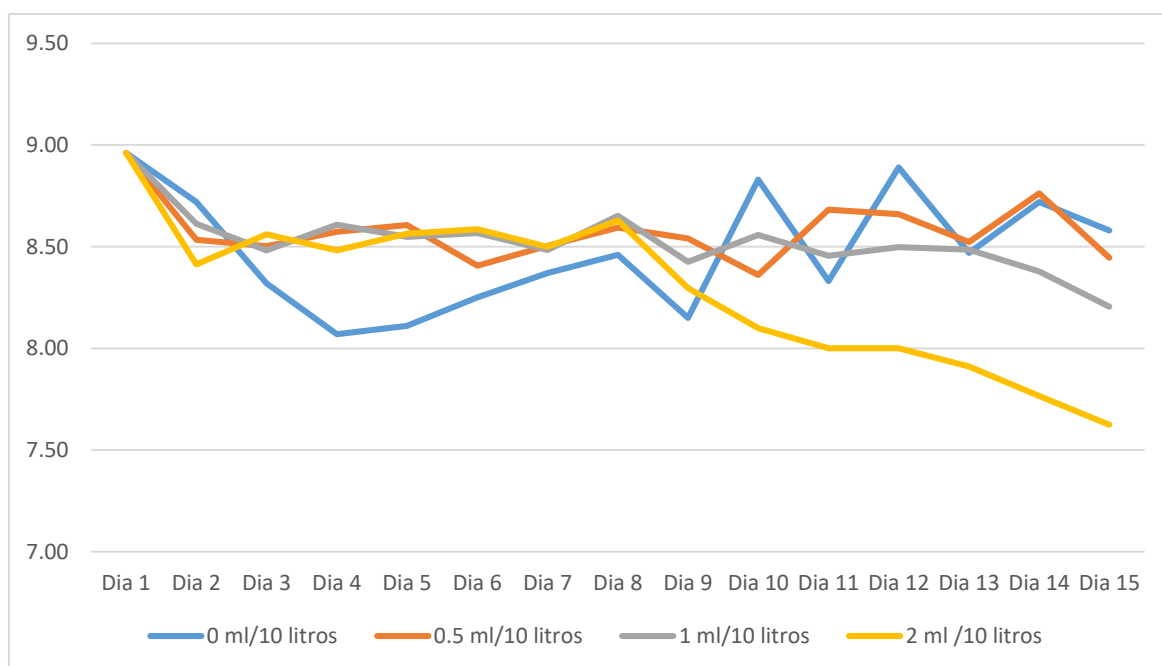


Figura 3. Comportamiento del pH por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 4. Comportamiento del amonio por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Días	Fechas	0 ml/10 litros	0.5 ml/10 litros	1 ml/10 litros	2 ml /10 litros
Día 1	11/12/2024	1.00	1	1	1
Día 2	12/12/2024	1.00	1	1	1
Día 3	13/12/2024	1.00	1	1	1
Día 4	14/12/2024	1.00	1	1	0.75
Día 5	15/12/2024	1.00	1	1	0.65
Día 6	16/12/2024	1.00	1	1	0.4
Día 7	17/12/2024	1.00	1	0.85	0.375
Día 8	18/12/2024	1.00	1	0.75	0.325
Día 9	19/12/2024	1.00	1	0.7	0.3
Día 10	20/12/2024	1.00	0.9	0.65	0.25
Día 11	21/12/2024	1.00	0.8	0.6	0.25
Día 12	22/12/2024	1.00	0.65	0.55	0.25
Día 13	23/12/2024	1.00	0.5	0.5	0.25
Día 14	24/12/2024	1.00	0.5	0.5	0.25
Día 15	25/12/2024	1.00	0.5	0.5	0.25

Nota: Elaboración propia

En la tabla se observa que en la columna "0 ml/10 litros", los valores permanecen constantes en 1.00 mg/L durante todo el período de 15 días. Esto sugiere que no hay cambios en la concentración de amonio cuando no se aplica ningún tratamiento. En la columna "0.5 ml/10 litros", la concentración se mantiene en 1.00 mg/L desde el Día 1 hasta el Día 9. A partir del Día 10, comienza a disminuir gradualmente, alcanzando un valor mínimo de 0.5 mg/L desde el Día 13 hasta el Día 15. En la columna "1 ml/10 litros", se observa los valores empiezan en 1.00 mg/L y permanecen constantes hasta el Día 6. Desde el Día 7, comienzan a disminuir progresivamente, alcanzando 0.5 mg/L en los últimos días (Días 13 al 15). Y por último la columna "2 ml/10 litros", este tratamiento muestra la mayor variación. Comienza en 1.00 mg/L y ya en el Día 4 se reduce a 0.75. La concentración sigue

disminuyendo de forma progresiva, alcanzando 0.25 mg/L a partir del Día 10 y permaneciendo constante hasta el Día 15.

Para una mejor observación y entendimiento se muestra la siguiente figura

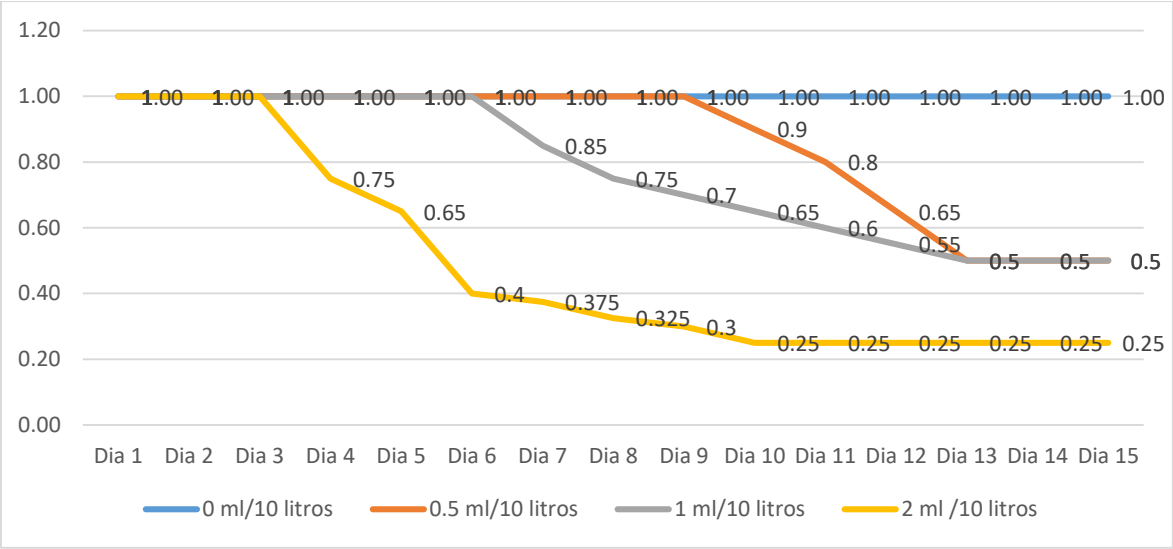


Figura 4. Comportamiento del amonio por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 5. Comportamiento del nitrito por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Días	Fechas	0 ml/10 litros	0.5 ml/10 litros	1 ml/10 litros	2 ml /10 litros
Dia 1	11/12/2024	2.00	2	2	2
Dia 2	12/12/2024	2.00	2	2	2
Dia 3	13/12/2024	2.00	2	2	2
Dia 4	14/12/2024	2.00	2	2	1.5
Dia 5	15/12/2024	2.00	2	2	1.3
Dia 6	16/12/2024	2.00	2	2	0.8
Dia 7	17/12/2024	2.00	2	1.6	0.75
Dia 8	18/12/2024	2.00	1.8	1.4	0.65
Dia 9	19/12/2024	2.00	1.8	1.2	0.6
Dia 10	20/12/2024	2.00	1.7	1.2	0.5
Dia 11	21/12/2024	2.00	1.6	1.1	0.475
Dia 12	22/12/2024	2.00	1.3	0.9	0.45
Dia 13	23/12/2024	2.00	1.1	0.625	0.35
Dia 14	24/12/2024	2.00	1.1	0.625	0.25

Día 15	25/12/2024	2.00	1.1	0.475	0.25
--------	------------	------	-----	-------	------

Nota: Elaboración propia

Como se observa en la tabla en la columna "0 ml/10 litros", los valores son constantes en 2.00 mg/L durante todo el período de 15 días. Esto indica que, en ausencia del biorremediador, la concentración de nitrito no cambia. En la columna "0.5 ml/10 litros", la concentración se mantiene en 2.00 mg/L durante los primeros 7 días. A partir del Día 8, comienza a disminuir gradualmente, alcanzando un valor de 1.1 mg/L desde el Día 13 al Día 15. En la columna "1 ml/10 litros", los valores permanecen constantes en 2.00 mg/L hasta el Día 6. Desde el Día 7, se observa una reducción progresiva, alcanzando un mínimo de 0.475 mg/L el Día 15. Y por último en la columna "2 ml/10 litros", Este tratamiento muestra una reducción más temprana, comenzando en el Día 4 (1.5 mg/L). La concentración sigue disminuyendo consistentemente hasta llegar a un mínimo de 0.25 mg/L a partir del Día 14.

Para una mejor observación y entendimiento se muestra la siguiente figura

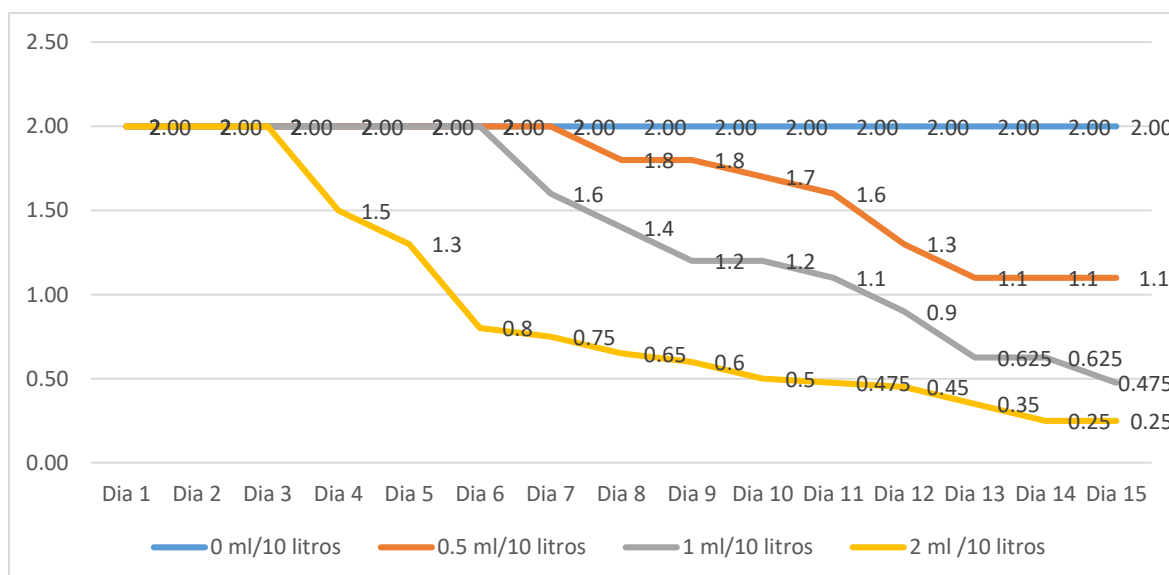


Figura 5. Comportamiento del nitrito por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 6. Comportamiento del nitrato por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Días	Fechas	0 ml/10 litros	0.5 ml/10 litros	1 ml/10 litros	2 ml /10 litros
Día 1	11/12/2024	80	80	80	80
Día 2	12/12/2024	80	80	80	80
Día 3	13/12/2024	80	80	80	80
Día 4	14/12/2024	80	80	80	60
Día 5	15/12/2024	80	80	80	52
Día 6	16/12/2024	80	80	80	32
Día 7	17/12/2024	80	80	64	30
Día 8	18/12/2024	80	72	56	26
Día 9	19/12/2024	80	72	48	24
Día 10	20/12/2024	80	68	48	20
Día 11	21/12/2024	80	64	44	19
Día 12	22/12/2024	80	52	36	18
Día 13	23/12/2024	80	44	25	14
Día 14	24/12/2024	80	44	25	8.5
Día 15	25/12/2024	80	40	19	7

Nota: Elaboración propia

Como se observa en la tabla, en la columna "0 ml/10 litros", los valores son constantes en 80 mg/L durante todo el período de 15 días. Esto indica que, en ausencia del biorremediador, no hay cambios en el parámetro medido. En la columna "0.5 ml/10 litros", los valores se mantienen constantes en 80 mg/L desde el Día 1 hasta el Día 6. A partir del Día 7, comienzan a disminuir progresivamente, alcanzando un valor de 40 mg/L al Día 15. En la columna "1 ml/10 litros", los valores también permanecen constantes en 80 mg/L hasta el Día 6. Desde el Día 7, se observa una disminución gradual, llegando a 19 mg/L al Día 15. Y, por último, en la columna "2 ml/10 litros", se observa una reducción más temprana, iniciando en el Día 4 con un valor de 60 mg/L. La concentración sigue disminuyendo consistentemente hasta llegar a un mínimo de 7 al Día 15.

Para una mejor observación y entendimiento se muestra la siguiente figura

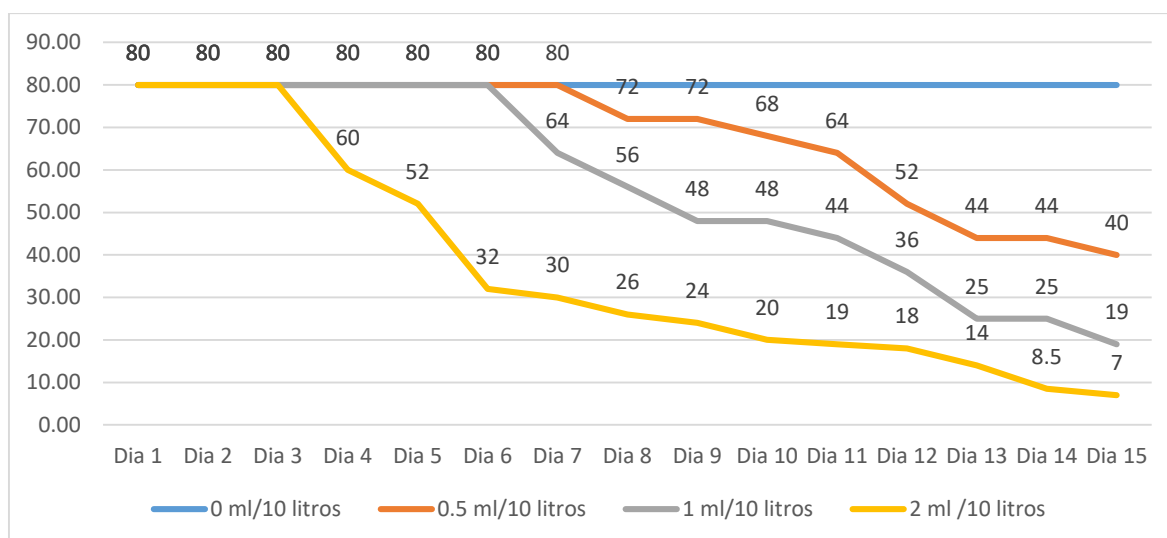


Figura 6. Comportamiento del nitrato por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 7. Comportamiento del fosfato por tratamientos (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Días	Fechas	0 ml/10 litros	0.5 ml/10 litros	1 ml/10 litros	2 ml /10 litros
Dia 1	11/12/2024	1.00	1.00	1.00	1.00
Dia 2	12/12/2024	1.00	1.00	1.00	1.00
Dia 3	13/12/2024	1.00	1.00	1.00	1.00
Dia 4	14/12/2024	1.00	1.00	1.00	1.00
Dia 5	15/12/2024	1.00	1.00	1.00	1.00
Dia 6	16/12/2024	1.00	1.00	1.00	1.00
Dia 7	17/12/2024	1.00	1.00	1.00	1.00
Dia 8	18/12/2024	1.00	1.00	1.00	1.00
Dia 9	19/12/2024	1.00	1.00	1.00	1.00
Dia 10	20/12/2024	1.00	1.00	1.00	1.00
Dia 11	21/12/2024	1.00	1.00	1.00	1.00
Dia 12	22/12/2024	1.00	1.00	1.00	1.00
Dia 13	23/12/2024	1.00	1.00	1.00	1.00
Dia 14	24/12/2024	1.00	1.00	1.00	1.00
Dia 15	25/12/2024	1.00	1.00	1.00	1.00

Nota: Elaboración propia

Como se observa en la tabla, en la columna "0 ml/10 litros", "0.5 ml/10 litros", "1 ml/10 litros" y "2 ml/10 litros" los valores son constantes en 1 ppm. durante todo el período de 15 días.

4.2 Contrastación de hipótesis

Hipótesis específica 1:

H₀: No existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en los parámetros físicos medidos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024

H₁: Si existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en los parámetros físicos medidos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024

Tabla 8. Anova del comportamiento de la temperatura por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Fuente de variación	Grados Libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados Medios	Fcal	p-valor
Tratamientos	3	15.71	5.24	0.98	0,4081
Error	56	298.90	5.34		
Total	59	314.61			

Nota: Elaboración propia

Al observar la tabla podemos evidenciar que el p-valor nos da un valor mayor a 0,05 lo cual nos permite afirmar que no hay un efecto en la temperatura por parte del biorremediador $p < 0,4081$, y que ninguno de los tratamientos es diferente entre sí.

Tabla 9. Prueba de Tukey del comportamiento de la temperatura por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Tratamiento	N	Media	Agrupación
T2 = 1 ml/10 litros	15	18.23	A
T3 = 2 ml /10 litros	15	19.38	A
T0 = 0 ml/10 litros	15	19.42	A
T1 = 0.5 ml/10 litros	15	19.43	A

Como se observa en la tabla existe diferencia numérica entre los tratamientos estando en primer lugar T2 = 1 ml/10 litros obtuvieron 18.23 °C en promedio, en segundo lugar, T3 = 2 ml /10 litros obtuvieron 19.23 °C en promedio, en tercer lugar, T0 = 0 ml/10 litros con 19.42 °C y por último T1 = 0.5 ml/10 litros 19.43 °C, sin embargo, de acuerdo con la prueba de Tukey no existe diferencia significativa entre los tratamientos.

En concordancia con los resultados se puede evidenciar que No existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en los parámetros físicos medidos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024, ya que el p obtenido es 0,4081, el cual es superior a 0.05, lo cual nos indica que no existe diferencia significativa entre tratamientos, por ende, se rechaza la hipótesis alterna y se acepta la hipótesis nula.

Hipótesis específica 2:

H₀: No existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en los parámetros químicos medidos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024.

H₁: Si existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en los parámetros químicos medidos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024.

Tabla 10. Anova del comportamiento del oxígeno por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Fuente de variación	Grados Libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados Medios	Fcal	p-valor
Tratamientos	3	0.83	0.28	3.01	0,0379
Error	56	5.14	0.09		
Total	59	5.97			

Nota: Elaboración propia

Al observar la tabla podemos evidenciar que el p-valor nos da un valor menor a 0,05 lo cual nos permite afirmar que si hay un efecto en el oxígeno por parte del biorremediador $p > 0,0379$, ya que uno de los tratamientos es diferente.

Tabla 11. Prueba de Tukey del comportamiento del oxígeno por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Tratamiento	N	Media	Agrupación
T3 = 2 ml/10 litros	15	7.45	A
T2 = 1 ml/10 litros	15	7.37	A B
T0 = 0 ml/10 litros	15	7.38	A B
T1 = 0.5 ml /10 litros	15	7.15	B

Como se observa en la tabla existe diferencia entre los tratamientos estando en primer lugar T3 = 2 ml /10 litros obtuvieron 7.45 mg/L en promedio, en segundo lugar, T2 = 1 ml/10 litros obtuvieron 7.37 mg/L en promedio, en tercer lugar, T0 = 0 ml/10 litros con 7.38 mg/L y por último T1 = 0.5 ml/10 litros 7.15 mg/L, y de acuerdo con la prueba de Tukey existe diferencia significativa entre los tratamientos. Encontrándose que el que tuvo menor consumo de oxígeno fue el tratamiento T3 = 2 ml/10 litros destacó por su menor consumo de oxígeno **en el proceso de remoción**, con un promedio de 7,45 mg/L, este valor obtenido se debió al poco consumo de oxígeno en el proceso de remoción que pudo haber tenido la dosis del biorremediador, sin embargo, es de recalcar que todos los tratamientos están dentro de los valores óptimos para el cultivo de especies.

Tabla 12. Anova del comportamiento del pH por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Fuente de variación	Grados Libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados Medios	Fcal	p-valor
Tratamientos	3	0.69	0.23	3.39	0,0240
Error	56	3.81	0.07		

Total	59	4.50
-------	----	------

Nota: Elaboración propia

Al observar la tabla podemos evidenciar que el p-valor nos da un valor menor a 0,05 lo cual nos permite afirmar que si hay un efecto en el pH por parte del biorremediador p es igual a 0,0240, demostrando que uno de los tratamientos es diferente.

Tabla 13. Prueba de Tukey del comportamiento del pH por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Tratamiento	N	Media	Agrupación
T3 = 2 ml /10 litros	15	8.29	A
T0 = 0 ml/10 litros	15	8.48	A B
T2 = 1 ml/10 litros	15	8.53	A B
T1 = 0.5 ml/10 litros	15	8.58	B

Como se observa en la tabla existe diferencia numérica entre los tratamientos estando en primer lugar T3 = 2 ml /10 litros obtuvieron 8.29 en promedio, en segundo lugar, T0 = 0 ml/10 litros obtuvieron 8.48 en promedio, en tercer lugar, T2 = 1 ml/10 litros con 8.53 y por último T1 = 0.5 ml/10 litros 8.58, sin embargo, de acuerdo con la prueba de Tukey existe diferencia significativa entre los tratamientos. Encontrándose que el que tuvo una disminución más marcada de pH fue en promedio el tratamiento T3 = 2 ml/10 litros, lo cual se transforma en valor favorable ya que las aguas empezaron siendo muy alcalinas.

En concordancia con los resultados se puede evidenciar que Si existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en los parámetros químicos medidos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024., ya que el p obtenido fue 0,0379, en el caso del oxígeno llego a demostrar que uno de los tratamientos es diferente, así como también el pH, que obtuvo un valor de 0,0240, los cuales en ambos casos son superiores a 0.05, lo cual nos indica que si existe diferencia significativa entre tratamientos, por ende, se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alterna.

Hipótesis específica 3:

H₀: No existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en el porcentaje de remoción de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024

H₁: Si existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en el porcentaje de remoción de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024

Tabla 14. Anova del comportamiento del porcentaje de remoción del amonio por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Fuente de variación	Grados Libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados Medios	Fcal	p-valor
Tratamientos	3	29687.50	9895.83	2.96	0,0001
Error	36	0.00	0.00		
Total	39	29687.50			

Nota: Elaboración propia

Al observar la tabla podemos evidenciar que el p-valor nos da un valor menor a 0,05 lo cual nos permite afirmar que si hay un efecto en el amonio por parte del biorremediador p es igual a 0,0001, demostrando que uno de los tratamientos es diferente.

Tabla 15. Prueba de Tukey del comportamiento del porcentaje de remoción del amonio por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Tratamiento	N	Media	Agrupación
T3 = 2 ml /10 litros	10	75	A
T2 = 1 ml/10 litros	10	50	B
T1 = 0.5 ml/10 litros	10	50	B
T0 = 0 ml/10 litros	10	0	C

Como se observa en la tabla existe diferencia numérica entre los tratamientos estando en primer lugar T3 = 2 ml /10 litros obtuvieron 75 % en promedio, en segundo lugar, T2 = 1 ml/10 litros obtuvieron 50% en promedio, en tercer lugar, T1 = 0.5 ml/10 litros con 50% y por último T0 = 0 ml/10 litros 0%, y de acuerdo con la prueba de Tukey existe diferencia significativa entre los tratamientos. Encontrándose que el que tuvo un porcentaje de remoción del amonio más elevado fue el T3 = 2 ml/10 litros.

Tabla 16. Anova del comportamiento del porcentaje de remoción del nitrato por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Fuente de variación	Grados Libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados Medios	Fcal	p-valor
Tratamientos	3	46011.72	15337.24	165.90	0,0001
Error	36	3328.13	92.45		
Total	39	49339.84			

Nota: Elaboración propia

Al observar la tabla podemos evidenciar que el p-valor nos da un valor menor a 0,05 lo cual nos permite afirmar que si hay un efecto en el nitrato por parte del biorremediador p es igual a 0,0001, demostrando que uno de los tratamientos es diferente.

Tabla 17. Prueba de Tukey del comportamiento del porcentaje de remoción del nitrato por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Tratamiento	N	Media	Agrupación
T3 = 2 ml /10 litros	10	87.50	A
T2 = 1 ml/10 litros	10	76.25	A
T1 = 0.5 ml/10 litros	10	45	B
T0 = 0 ml/10 litros	10	0	C

Como se observa en la tabla existe diferencia numérica entre los tratamientos estando en primer lugar T3 = 2 ml /10 litros obtuvieron 87.50% en promedio, en segundo lugar, T2 = 1 ml/10 litros obtuvieron 76.25% en promedio, en tercer lugar, T1 = 0.5 ml/10 litros con

45% y por último T0 = 0 ml/10 litros 0%, y de acuerdo con la prueba de Tukey existe diferencia significativa entre los tratamientos. Encontrándose que el que tuvo un porcentaje de remoción del nitrito más elevado fue el T3 = 2 ml/10 litros.

Tabla 18. Anova del comportamiento del porcentaje de remoción del nitrato por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Fuente de variación	Grados Libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados Medios	Fcal	p-valor
Tratamientos	3	48140.63	16046.88	117.37	0,0001
Error	36	4921.88	136.72		
Total	39	53062.50			

Nota: Elaboración propia

Al observar la tabla podemos evidenciar que el p-valor nos da un valor menor a 0,05 lo cual nos permite afirmar que si hay un efecto en el nitrato por parte del biorremediador p es igual a 0,0001, demostrando que uno de los tratamientos es diferente.

Tabla 19. Prueba de Tukey del comportamiento del porcentaje de remoción del nitrato por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Tratamiento	N	Media	Agrupación
T3 = 2 ml /10 litros	10	91.25	A
T2 = 1 ml/10 litros	10	76.25	B
T1 = 0.5 ml/10 litros	10	50.00	C
T0 = 0 ml/10 litros	10	0	D

Como se observa en la tabla existe diferencia numérica entre los tratamientos estando en primer lugar T3 = 2 ml /10 litros obtuvieron 91.25% en promedio, en segundo lugar, T2 = 1 ml/10 litros obtuvieron 76.25% en promedio, en tercer lugar, T1 = 0.5 ml/10 litros con 50% y por último T0 = 0 ml/10 litros 0%, y de acuerdo con la prueba de Tukey existe

diferencia significativa entre los tratamientos. Encontrándose que el que tuvo un porcentaje de remoción del nitrato más elevado fue el T3 = 2 ml/10 litros.

Hipótesis específica 4:

H₀: No existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en el tiempo de remoción de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024

H₁: Si existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en el tiempo de remoción de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024

Tabla 20. Anova del comportamiento del tiempo de remoción del amonio por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Fuente de variación	Grados Libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados Medios	Fcal	p-valor
Tratamientos	3	554.48	184.83	105.11	0,0001
Error	36	63.30	1.76		
Total	39	617.78			

Nota: Elaboración propia

Al observar la tabla podemos evidenciar que el p-valor nos da un valor menor a 0,05 lo cual nos permite afirmar que si hay un efecto en el amonio por parte del biorremediador p es igual a 0,0001, demostrando que uno de los tratamientos es diferente.

Tabla 21. Prueba de Tukey del comportamiento del tiempo de remoción del amonio por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Tratamiento	N	Media	Agrupación
T3 = 2 ml /10 litros	10	4.8	A
T2 = 1 ml/10 litros	10	9.2	B
T1 = 0.5 ml/10 litros	10	11.7	B

T0 = 0 ml/10 litros	10	15	C
---------------------	----	----	---

Como se observa en la tabla existe diferencia numérica entre los tratamientos estando en primer lugar T3 = 2 ml /10 litros obtuvieron 4.8 días en promedio, en segundo lugar, T2 = 1 ml/10 litros obtuvieron 9.2 días en promedio, en tercer lugar, T1 = 0.5 ml/10 litros con 11.7 días y por último T0 = 0 ml/10 litros 15 días, y de acuerdo con la prueba de Tukey existe diferencia significativa entre los tratamientos. Encontrándose que el que tuvo el mejor tiempo de remoción del amonio fue el T3 = 2 ml/10 litros con una remoción al 50% alcanzada a los 4.8 días de adicionado el biorremediador.

Tabla 22. Anova del comportamiento del tiempo de remoción del nitrito por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Fuente de variación	Grados Libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados Medios	Fcal	p-valor
Tratamientos	3	525.08	175.03	56.82	0,0001
Error	36	110.90	3.08		
Total	39	635.98			

Nota: Elaboración propia

Al observar la tabla podemos evidenciar que el p-valor nos da un valor menor a 0,05 lo cual nos permite afirmar que, si hay un efecto en el nitrito por parte del biorremediador y que p es igual a 0,0001, demostrando que uno de los tratamientos es diferente.

Tabla 23. Prueba de Tukey del comportamiento del tiempo de remoción del nitrito por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Tratamiento	N	Media	Agrupación
T3 = 2 ml /10 litros	10	4.9	A
T2 = 1 ml/10 litros	10	10.8	B
T1 = 0.5 ml/10 litros	10	11.4	B
T0 = 0 ml/10 litros	10	15	C

Nota: Elaboración propia

Como se observa en la tabla existe diferencia numérica entre los tratamientos estando en primer lugar T3 = 2 ml /10 litros obtuvieron 4.9 días en promedio, en segundo lugar, T2 = 1 ml/10 litros obtuvieron 10.8 días en promedio, en tercer lugar, T1 = 0.5 ml/10 litros con 11.4 días y por último T0 = 0 ml/10 litros 15 días, y de acuerdo con la prueba de Tukey existe diferencia significativa entre los tratamientos. Encontrándose que el que tuvo el mejor tiempo de remoción del amonio fue el T3 = 2 ml/10 litros con una remoción al 50% alcanzada a los 4.9 días de adicionado el biorremediador.

Tabla 24. Anova del comportamiento del tiempo de remoción del nitrato por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Fuente de variación	Grados Libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados Medios	Fcal	p-valor
Tratamientos	3	576.68	192.23	80.75	0,0001
Error	36	85.70	2.38		
Total	39	662.38			

Nota: Elaboración propia

Al observar la tabla podemos evidenciar que el p-valor nos da un valor menor a 0,05 lo cual nos permite afirmar que si hay un efecto en el nitrato por parte del biorremediador p es igual a 0,0001, demostrando que uno de los tratamientos es diferente.

Tabla 25. Prueba de Tukey del comportamiento del tiempo de remoción del nitrato por tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros).

Tratamiento	N	Media	Agrupación
T3 = 2 ml /10 litros	10	4.8	A
T2 = 1 ml/10 litros	10	8.7	B
T1 = 0.5 ml/10 litros	10	12	C
T0 = 0 ml/10 litros	10	15	D

Como se observa en la tabla existe diferencia numérica entre los tratamientos estando en primer lugar T3 = 2 ml /10 litros obtuvieron 4.8 días en promedio, en segundo lugar, T2 = 1 ml/10 litros obtuvieron 8.70 días en promedio, en tercer lugar, T1 = 0.5 ml/10 litros con 12 días y por último T0 = 0 ml/10 litros 15 días, y de acuerdo con la prueba de Tukey existe diferencia significativa entre los tratamientos. Encontrándose que el que tuvo el mejor tiempo de remoción del amonio fue el T3 = 2 ml/10 litros con una remoción al 50% alcanzada a los 4.8 días de adicionado el biorremediador.

Hipótesis General

H₀: No existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador sobre las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024

H₁: Si existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador sobre las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024

Al analizar todos los resultados obtenidos en los parámetros evaluados se demuestra que en los **parámetros físicos** se evidencio que no existió un efecto de un biorremediador en los parámetros físicos medidos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024, ya que el p obtenido es 0,4081, el cual es superior a 0.05, lo cual nos indica que no existe diferencia significativa entre tratamientos, sin embargo, es necesario analizar este valor ya que es importante que el agua no sufra elevaciones de temperatura ya que puede influenciar de manera negativa el desarrollo de los microorganismos y por ende el proceso de remediación. En el caso de los **parámetros químicos** se evidencio que, si existe un efecto por parte del biorremediador en los parámetros químicos medidos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024., ya que el p obtenido fue 0,0379, en el caso del oxígeno, demostrando que

el tratamiento T3 = 2 ml /10 litros obtuvo 7.45 mg/L en promedio en el proceso de remoción, esto sería favorable ya que mejora la descomposición de contaminantes sin un alto consumo de oxígeno. Así como también el pH, que obtuvo un p valor de 0,0240, lo cual nos indica que, si existe diferencia significativa entre tratamientos, mostrando que el tratamiento T3 = 2 ml /10 litros llegó a obtener 8.29 en promedio en comparación en la concentración inicial de 8.96, esto sería beneficioso ya que se encuentra dentro del rango de pH 5.5-8.5, donde los microorganismos tienen una actividad óptima. Para el **porcentaje de remoción** de los compuestos nitrogenados se pudo afirmar que el biorremediador tuvo un efecto positivo sobre el compuesto amonio ya que el p es igual a 0,0001 y al aplicar la prueba de Tukey se encontró que el tratamiento T3 = 2 ml /10 litros llegó a obtener una remoción del 75 % en relación a la concentración inicial en promedio. Así también para el nitrito, este compuesto también sufrió el efecto del biorremediador, ya que el p es igual a 0,0001 y al aplicar la prueba de Tukey se encontró que el T3 = 2 ml /10 litros llegó a obtener 87.50 % de remoción de la concentración inicial en promedio, y por último el nitrato también tuvo un efecto positivo de parte del biorremediador ya que el p es igual a 0,0001 y al aplicar la prueba de Tukey se encontró que el T3 = 2 ml /10 litros fue el que llegó a obtener un 91.25 % de remoción de la concentración inicial en promedio. Para el **tiempo de remoción** de los compuestos nitrogenados se pudo afirmar que el biorremediador tuvo un efecto positivo sobre el compuesto amonio ya que el p es igual a 0,0001 y al aplicar la prueba de Tukey se encontró que el tratamiento que tuvo el mejor tiempo de remoción del amonio fue el T3 = 2 ml/10 litros con una remoción del 50% de la concentración inicial a los 4.8 días de adicionado el biorremediador. Así también para el nitrito, este compuesto también sufrió el efecto del biorremediador, ya que el p es igual a 0,0001 y al aplicar la prueba de Tukey se encontró que el tratamiento que tuvo el mejor tiempo de remoción del nitrito fue el T3 = 2 ml/10 litros con una remoción del 50% de la concentración inicial a los 4.9 días de

adicionado el biorremediador, y por último el nitrato también tuvo un efecto positivo de parte del biorremediador ya que el p es igual a 0,0001 y al aplicar la prueba de Tukey se encontró que el tratamiento que tuvo el mejor tiempo de remoción del nitrato fue el T3 = 2 ml/10 litros con una remoción del 50% de la concentración inicial a los 4.8 días de adicionado el biorremediador. Investigaciones similares encontraron que los biorremediadores a base de microorganismos tiene un efecto positivo en la remoción de compuestos.

Ante todo, lo mencionado nos permite manifestar que, Si existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador sobre las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024, el cual es el tratamiento T3 = 2 ml/10 litros, por lo tanto, se rechaza la hipótesis nula y se acepta la alterna.

CAPÍTULO V

DISCUSIÓN

5.1 Discusión de resultados

En los parámetros físicos se evidencio que no existió un efecto de un biorremediador en los **parámetros físicos** medidos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024, ya que el p obtenido es 0,4081, el cual es superior a 0.05, lo cual nos indica que no existe diferencia significativa entre tratamientos, sin embargo, es necesario analizar este valor, ya que es importante que el agua no sufra elevaciones de temperatura ya que como mencionan Parker, Schneegurt, Anh-Hue, Forster y Lister (2023) un aumento significativo de la temperatura puede favorecer a ciertos microorganismos termófilos sobre otros, alterando la composición de la comunidad microbiana y potencialmente disminuyendo la eficiencia del proceso de biorremediación si los microorganismos predominantes no son los más adecuados para degradar los contaminantes presentes. En el caso de los **parámetros químicos** se evidencio que si existe un efecto por parte del biorremediador en los parámetros químicos medidos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024., ya que el p obtenido fue 0,0379 para el caso del oxígeno, demostrando que el tratamiento T3 = 2 ml /10 litros obtuvo 7.45 mg/L en promedio en el proceso de remoción, esto sería favorable ya que mejora la descomposición de contaminantes sin un alto consumo de oxígeno. Esto se sustenta ya que según Fabregas (2023) el consumo de oxígeno indica una actividad microbiana intensificada,

lo que puede acelerar la descomposición de contaminantes orgánicos presentes en el agua. Este proceso es fundamental en tratamientos biológicos de aguas residuales, donde los microorganismos aerobios descomponen la materia orgánica, reduciendo la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) del efluente, así también es necesario mencionar que el nivel de oxígeno que se obtuvo se encuentra dentro del rango óptimo requerido de las especies acuícolas, siendo este tratamiento el que tuvo un menor consumo de oxígeno en comparación con los otros tratamientos, así también es necesario mencionar que es el tratamiento que mejores resultados de remoción obtuvo, sin emplear grandes cantidades de oxígeno para el proceso. Del mismo modo el pH, que obtuvo un p valor de 0,0240, lo cual nos indica que, si existe diferencia significativa entre tratamientos, mostrando que el tratamiento T3 = 2 ml /10 litros llegó a obtener 8.29 en promedio en comparación en la concentración inicial de 8.96, esto sería beneficioso ya que según Universidad Abierta y a Distancia de México (2024) en su material informativo menciona que la mayoría de los procesos de biorremediación en ambientes acuáticos son más eficientes en un rango de pH cercano a la neutralidad o en un rango de pH 5.5-8.5, donde tanto los microorganismos como las plantas presentan una actividad óptima. Mantener el pH dentro de este rango es crucial para asegurar la eficacia del proceso. Para el **porcentaje de remoción** de los compuestos nitrogenados se pudo afirmar que el biorremediador tuvo un efecto positivo sobre el compuesto amonio ya que el p es igual a 0,0001 y al aplicar la prueba de Tukey se encontró que el tratamiento T3 = 2 ml /10 litros llegó a obtener una remoción del 75 % en relación a la concentración inicial en promedio. Así también para el nitrito, este compuesto también sufrió el efecto del biorremediador, ya que el p es igual a 0,0001 y al aplicar la prueba de Tukey se encontró que el T3 = 2 ml /10 litros llegó a obtener 87.50 % de remoción de la concentración inicial en promedio, y por último el nitrato también tuvo un efecto positivo de parte del biorremediador ya que el p es igual a 0,0001 y al aplicar la prueba de Tukey se encontró que

el T3 = 2 ml /10 litros fue el que llevo a obtener un 91.25 % de remoción de la concentración inicial en promedio. Para el **tiempo de remoción** de los compuestos nitrogenados se pudo afirmar que el biorremediador tuvo un efecto positivo sobre el compuesto amonio ya que el p es igual a 0,0001 y al aplicar la prueba de Tukey se encontró que el tratamiento que tuvo el mejor tiempo de remoción del amonio fue el T3 = 2 ml/10 litros con una remoción del 50% de la concentración inicial a los 4.8 días de adicionado el biorremediador. Así también para el nitrito, este compuesto también sufrió el efecto del biorremediador, ya que el p es igual a 0,0001 y al aplicar la prueba de Tukey se encontró que el tratamiento que tuvo el mejor tiempo de remoción del nitrito fue el T3 = 2 ml/10 litros con una remoción del 50% de la concentración inicial a los 4.9 días de adicionado el biorremediador, y por último el nitrato también tuvo un efecto positivo de parte del biorremediador ya que el p es igual a 0,0001 y al aplicar la prueba de Tukey se encontró que el tratamiento que tuvo el mejor tiempo de remoción del nitrato fue el T3 = 2 ml/10 litros con una remoción del 50% de la concentración inicial a los 4.8 días de adicionado el biorremediador. Investigaciones similares encontraron que los biorremediadores a base de microorganismos tiene un efecto positivo en la remoción de compuestos, tal es el caso de Dong, Sun, Qi y Liu (2021) el cual demostro que la aplicación de bacterias de prueba mostrarón un alto rendimiento en la eliminación de amonio ($97,50\% \pm 0,78\%$ de $42 \text{ mg L}^{-1} \text{ NH}_4^{+}\text{-N}$) en aguas residuales sintéticas. Del mismo modo Zapata (2023) en su trabajo en el cual aplico microorganismos eficaces (*Lactobacillus plantarum* y *Lactobacillus casei*) bacterias fototróficas (*Rhodospseudomonas palustris*), y levaduras (*Saccharomyces cerevisiae*). Se obtuvo que la concentración mayor de ME tiene un efecto positivo en la disminución de los niveles de compuestos nitrogenados de manera más eficaz mejorando la calidad de agua.

CAPÍTULO VI

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 Conclusiones

- Se concluye que, los parámetros físicos (temperatura) no tienen variaciones entre tratamientos ya que el p obtenido es 0,4081, el cual es superior a 0.05, lo cual nos indica que no existe diferencia significativa entre tratamientos, sin embargo, es necesario analizar este valor, ya que es importante que el agua no sufra elevaciones de temperatura para evitar problemas en el proceso de biorremediación.
- Se concluye que, los parámetros químicos (oxígeno y pH) tienen variaciones entre tratamientos ya que el p obtenido para oxígeno es 0,0379, siendo el tratamiento el tratamiento T3 = 2 ml /10 litros el que obtuvo el menor consumo de oxígeno en el proceso de remoción con 7.45 mg/L, así también para el pH, que obtuvo un p valor de 0,0240, lo cual nos indica que, si existe diferencia significativa entre tratamientos, mostrando que el tratamiento T3 = 2 ml /10 litros llego a obtener 8.29 en promedio en comparación en la concentración inicial de 8.96 .
- Se concluye que el biorremediador tuvo un efecto positivo sobre el porcentaje de remoción en el compuesto amonio ya que el p es igual a 0,0001 y al aplicar la prueba de Tukey se encontró que el tratamiento T3 = 2 ml /10 litros llego a obtener una remoción del 75 % en relación a la concentración inicial en promedio. Así también para el nitrito, este compuesto también sufrió el efecto del biorremediador, ya que el p es igual a 0,0001 y al aplicar la prueba de Tukey se encontró que el T3 = 2 ml /10

litros llegó a obtener 87.50 % de remoción de la concentración inicial en promedio, y por último el nitrato también tuvo un efecto positivo de parte del biorremediador ya que el p es igual a 0,0001 y al aplicar la prueba de Tukey se encontró que el T3 = 2 ml /10 litros fue el que llegó a obtener un 91.25 % de remoción de la concentración inicial en promedio.

- Se concluye que el biorremediador tuvo un efecto positivo en el tiempo de remoción de los compuestos nitrogenados, en el caso del amonio el p es igual a 0,0001 y al aplicar la prueba de Tukey se encontró que el tratamiento que tuvo el mejor tiempo de remoción del amonio fue el T3 = 2 ml/10 litros con una remoción del 50% de la concentración inicial a los 4.8 días de adicionado el biorremediador. Así también para el nitrito, el cual obtuvo un p igual a 0,0001 y al aplicar la prueba de Tukey se encontró que el tratamiento que tuvo el mejor tiempo de remoción del nitrito fue el T3 = 2 ml/10 litros con una remoción del 50% de la concentración inicial a los 4.9 días de adicionado el biorremediador, y por último el nitrato que llegó a obtener un valor de p igual a 0,0001 y al aplicar la prueba de Tukey se encontró que el tratamiento que tuvo el mejor tiempo de remoción del nitrato fue el T3 = 2 ml/10 litros con una remoción del 50% de la concentración inicial a los 4.8 días de adicionado el biorremediador .

6.2 Recomendaciones

- Realizar esta investigación en otros sistemas de cultivo para determinar la eficiencia de los biorremediadores en las aguas residuales acuícolas.
- Realizar investigaciones empleando otros equipos de medición que permitan determinar con más exactitud el nivel de remoción de estos compuestos.
- Experimentar en un tiempo mayor con la finalidad de determinar la eficiencia de los biorremediadores en las aguas residuales acuícolas en un tiempo más prolongado.
- Realizar más trabajos de investigación similares con mayor concentración del biorremediador para determinar si a mayor concentración existe una mejora en el proceso de biorremediación.

REFERENCIAS

7.1 Fuentes documentales

Boyd, C. (2013). *Water Quality: An Introduction*. . Springer Science & Business Media.

Parker, N., Schneegurt, M., Anh-Hue, T. T., Forster, B., & Lister, P. (2023). *Microbiology by OpenStax (Vol. First Edition)*. Open Stax Textbooks.

7.2 Fuentes bibliográficas

Alexander, M. (1999). *Biodegradation and Bioremediation*. . Academic Press.

Alonso, A., Palacios, D., & Guadalupe, N. (2023). Biorremediación en Aguas Residuales Acuícolas: Una Revisión. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 8538 - 8568. doi:https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v7i4.7577

Bioaquafloc. (2024). *Uso de levaduras en acuicultura simbiótica. Nuevas técnicas acuícolas*.
Obtenido de <https://www.bioaquafloc.com/uso-de-levaduras-en-acuicultura-simbiotica-nuevas-tecnicas-acuicolas>

Blázquez, N. (2019). *Evaluación de la viabilidad de estrategias de biorremediación en acuíferos contaminados por disolventes clorados*. España: Universitat Autònoma de Barcelona.

Boopathy, R. (2000). Factors limiting bioremediation technologies. *Bioresource Technology*, 63-67.

Boyd, C. (2013). *Water Quality: An Introduction*. . Springer Science & Business Media.

Caldwell, L. (1996). *Biological and Environmental Politics: The Evolution of the International Environmental Regime*. . Duke University Press.

- Cardona, J., & García, L. (2008). *Evaluación del efecto de los microorganismos eficaces (EM) sobre la calidad de un agua residual doméstica*. Bogota: Pontificia Universidad Javeriana .
- Ceron, Bolaños, & Jurado. (2023). IMPORTANCIA DE LA EVALUACIÓN DE LACTOBACILLUS PLANTARUM ATCC 8041® MICROENCÁPSULADO PARA EL SECTOR AGROINDUSTRIAL. *AGLALA*, 246-261.
- Chaverra, S. (2022). Acumulación de sólidos, un aspecto crítico en los sistemas acuícolas intensivos: alternativas para una gestión sostenible. *Orinoquia*, 53-64. doi:<https://doi.org/10.22579/20112629.731>
- Claudet, J., & Fraschetti, S. (2010). Human-driven impacts on marine habitats: A regional meta-analysis in the Mediterranean Sea. *Biological Conservation*, 2195-2206. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.06.004>
- Dong, D., Sun, H., Qi, Z., & Liu, X. (2021). Improving microbial bioremediation efficiency of intensive aquacultural wastewater based on bacterial pollutant metabolism kinetics analysis. *Chemosphere*, 1-15. doi:doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.129151.
- Fabregas, J. (19 de 06 de 2023). *sigmadafclarifiers*. Obtenido de Reducción de la demanda biológica de oxígeno (DBO) en las aguas residuales: sigmadafclarifiers.com/reduccion-de-la-demanda-biologica-de-oxigeno-dbo-en-las-aguas-residuales/
- Fuentes, J. (2019). *Descripción, producción y uso en un sistema de acuicultura multitrófica de una microalga extremófila y su consorcio microbiano asociado*. España: Universidad de Cádiz.

- Fundacion Ecomar. (10 de 08 de 2024). *fundacionecomar*. Obtenido de ¿Qué son las aguas residuales?: <https://fundacionecomar.org/que-son-las-aguas-residuales/>
- Gentry, T., Wickham, G., & Sayler, G. (2004). *Bioaugmentation: Advances in Applied Bioremediation*. . Springer.
- Gondwe, M., Guildford, S., & Hecky, R. (2012). Tracing the flux of aquaculture-derived organic wastes in the southeast arm of Lake Malawi using carbon and nitrogen stable isotopes. *Aquaculture*, 8-18. doi:<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.04.030>
- Huang, Y., Ciais, P., Goll, D., Sardans, J., Peñuelas, J., Cresto, F., & Zhang, H. (2020). The shift of phosphorus transfers in global fisheries and aquaculture. *Nature Communications*, 1 - 10. doi:<https://doi.org/10.1038/s41467-019-14242-7>
- Lananan, F., Abdul, S., Sakinah, W., Ali, N., Khatoon, H., Jusoh, A., & Endut, A. (2014). Symbiotic bioremediation of aquaculture wastewater in reducing ammonia and phosphorus utilizing Effective Microorganism (EM-1) and microalgae (*Chlorella* sp.). *International Biodeterioration & Biodegradation*, 127-134. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.06.013>
- Leopold, A. (1949). *A Sand County Almanac, and Sketches Here and There*. Oxford University Press.
- Lujan, M. (11 de 08 de 2024). *Aquahoy*. Obtenido de Tratamiento de las aguas residuales de la acuicultura : https://aquahoy.com/tratamiento-aguas-residuales-acuicultura/#Impactos_de_las_aguas_residuales
- Luna, M. (2011). Efluente Piscícolas: Características Contaminantes, Impactos y Perspectivas de Tratamiento. *JOURNAL DE CIENCIA E INGENIERÍA*, 12-15. Obtenido de chrome-

extension://efaidnbmnnnibpcajpcgclclefindmkaj/https://jci.uniautonomia.edu.co/2011/2011-2.pdf

Malone, R., & Pfeiffer, T. (2006). Biofiltration systems: applications, sizing, and design. *Aquacultural Engineering*, 243-265.

Melgar, Barba, Alvarez, Tovilla, & Sánchez. (2019). Efecto de microorganismos con potencial probiótico en la calidad del agua y el crecimiento de camarón *Litopenaeus vannamei* (Decapoda: Penaeidae) en cultivo intensivo. *Revista de Biología Tropical*, 1215-1228.

Microbewiki. (11 de 2024). *microbewiki*. Obtenido de https://microbewiki.kenyon.edu/index.php/Rhodopseudomonas?utm_source=chatgpt.com

Microbewiki. (01 de 2025). *Commercial applications of Rhodopseudomonas palustris*. Obtenido de https://microbewiki.kenyon.edu/index.php/Commercial_applications_of_Rhodopseudomonas_palustris?utm_source=chatgpt.com

Navarro, I., Torres, M., & Sanchez, J. (2019). Evaluación del uso de la microalga *Chlorella vulgaris* como Biorremediadora de vertimientos de la Industria Acuícola en el Caribe Colombiano. *Teknos Revista Científica*, 10-15.

Nyer, E., & Gatliff, E. (1996). *n situ Treatment Technology*. . CRC Press.

Ovando, M. (2013). La Acuicultura y sus efectos en el medio ambiente. *Revista Espacio I+D Innovación más Desarrollo*, 61-80. doi:10.31644/IMASD.3.2013.a04

Parker, N., Schneegurt, M., Anh-Hue, T. T., Forster, B., & Lister, P. (2023). *Microbiology by OpenStax* (Vol. First Edition). Open Stax Textbooks.

- Piedrahita, R. (2003). Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. . *Aquaculture*, 35-44.
- Rakocy, J., Masser, M., & Losordo, T. (2006). Recirculating aquaculture tank production systems: Aquaponics—Integrating fish and plant culture. *Southern Regional*, 16.
- Roldan, Otero, Villareal, Baroni, Carrasco, Alvarez, . . . Simonetta. (2019). Efecto inhibidor de *Lactobacillus casei* 206/1 contra *Escherichia coli* O157:H7. *Revista de la Sociedad Venezolana de Microbiología*, 37-41.
- Rondon, Añez, Salvatierra, Meneses, & Heredia. (2020). Probióticos: generalidades. *Archivos Venezolanos de Puericultura y Pediatría*, 123-128.
- Shah, A., & Shah, M. (2020). Caracterización y biorremediación de aguas residuales: una revisión que explora la biorremediación como una técnica sostenible para las aguas residuales farmacéuticas. *Groundwater for Sustainable Development*, 1 - 20. doi:<https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100383>
- Smith, V., Tilman, G., & Nekola, J. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. . *Environmental Pollution*, 179-196.
- Suarez, Garrido, & Guevara. (2016). Levadura *Saccharomyces cerevisiae* y la producción de alcohol. Revisión bibliográfica. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 20-28.
- Tchobanoglous, G., Burton, F., & Stensel, H. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. . McGraw-Hill.
- Thompson, P. (2010). *The Agrarian Vision: Sustainability and Environmental Ethics*. University Press of Kentucky.

Universidad Abierta y a Distancia de México. (11 de 2024). *Programa de la asignatura:*

Biorremediación . Obtenido de Estrategias de Biorremediación :
https://dmd.unadmexico.mx/contenidos/DCSBA/BLOQUE2/BI/07/BBRN/unidad_03/descargables/BBRN_U3_Contenido.pdf

Usca, Peña, Brito, & Arévalo. (2020). Características probióticas de los lactobacillus: Una revisión. *Pol. Con*, 413-425.

Vezzulli, L., Moreno, M., Marin, V., & Pezzati, E. (2008). Organic waste impact of capture-based Atlantic bluefin tuna aquaculture at an exposed site in the Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 369-384.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.01.002>

Vidali, M. (2001). Bioremediation. An Overview. . *Pure and Applied Chemistry*, 1163-1172.

White, L. (1967). The Historical Roots of Our Ecologic Crisis. *Science*, 1203-1207.

Zapata, C. (2023). *EVALUACIÓN DE UN PROBIÓTICO EM (MICROORGANISMOS EFICACES) SOBRE LA CALIDAD DE AGUA Y PARÁMETROS PRODUCTIVOS EN LA TILAPIA DEL NILO (OREOCHROMIS NILOTICUS)*. Lima: Universidad Peruana Cayetano Heredia .

7.3 Fuentes hemerográficas

Alexander, M. (1999). Biodegradation and Bioremediation. . Academic Press.

Vidali, M. (2001). Bioremediation. An Overview. . *Pure and Applied Chemistry*, 1163-1172.

7.4 Fuentes electrónicas

Fabregas, J. (19 de 06 de 2023). *sigmadafclarifiers*. Obtenido de Reducción de la demanda biológica de oxígeno (DBO) en las aguas residuales:

sigmadafclarifiers.com/reduccion-de-la-demanda-biologica-de-oxigeno-dbo-en-las-aguas-residuales/

Universidad Abierta y a Distancia de México. (11 de 2024). *Programa de la asignatura: Biorremediación* . Obtenido de Estrategias de Biorremediación : https://dmd.unadmexico.mx/contenidos/DCSBA/BLOQUE2/BI/07/BBRN/unidad_03/descargables/BBRN_U3_Contenido.pdf

ANEXOS

Matriz de consistencia

TITULO	PROBLEMAS	OBJETIVOS	HIPOTESIS	VARIABLES	DIMENSIONES	INDICADORES	METODO Y TECNICAS
Evaluación de biorremediadores sobre las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024	Problema general ¿Cuál es el efecto de un biorremediador sobre las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024?	Objetivo general Determinar el efecto de un biorremediador sobre las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024 Objetivos específicos Determinar el efecto de un biorremediador en los parámetros físicos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024 Determinar el efecto de un biorremediador en los parámetros químicos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024 ¿Cuál es el efecto de un biorremediador en el porcentaje de remoción de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024? ¿Cuál es el efecto de un biorremediador en el	Hipótesis general Existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador sobre las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024 Hipótesis específicas Existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en los parámetros físicos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024 Existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en los parámetros químicos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024 Existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en el porcentaje de remoción de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales provenientes del	(X) Biorremediador	Composición del biorremediador Nivel de remoción Parámetros físicos	Dosis para la aplicación Nivel alto Nivel medio Nivel bajo Temperatura	Diseños metodológicos Tipo de investigación La presente investigación es de tipo aplicada Nivel de investigación El nivel de investigación explicativo relacional Diseño El diseño es cuasi experimental Enfoque El enfoque es cuantitativo y el alcance explicativo. Población y muestra Población Estuvo conformada por las aguas de los estanques de cultivo del Centro de Investigación Acuícola de la Facultad de Pesquera de la Universidad Nacional José Faustino Sánchez Carrión. Muestra Se empleó 40 litros de agua de los estanques de cultivo del Centro de Investigación Acuícola de la Facultad de Pesquera de la Universidad Nacional José Faustino Sánchez Carrión, distribuidos en 40 simuladores divididos en 10 simuladores por cada tratamiento (0 ml/10 litros, 0.5 ml/10 litros, 1 ml/10 litros y 2 ml/10 litros). Técnicas de recolección de datos Se emplearon la observación directa y medición, cartilla de evaluación y fotografías, midiéndose: Porcentaje de remoción: se evaluó que tratamiento tuvo el mayor porcentaje de remoción en los compuestos nitrogenados. Tiempo de remoción: se evaluó cual de los tratamientos logro obtener el menor tiempo en días de la remoción de los compuestos
	Problemas específicos ¿Cuál es el efecto de un biorremediador en los parámetros físicos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024? ¿Cuál es el efecto de un biorremediador en los parámetros químicos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024? ¿Cuál es el efecto de un biorremediador en el porcentaje de remoción de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024? ¿Cuál es el efecto de un biorremediador en el	Determinar el efecto de un biorremediador en los parámetros físicos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024 Determinar el efecto de un biorremediador en los parámetros químicos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024 Determinar el efecto de un biorremediador en el porcentaje de remoción de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024. Determinar el efecto de un biorremediador en el tiempo de remoción de los	Existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en los parámetros físicos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024 Existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en los parámetros químicos de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho - 2024 Existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en el porcentaje de remoción de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales provenientes del	(Y) Aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas	Parámetros químicos Tiempo de remoción de compuestos nitrogenados.	Oxígeno disuelto Fosfatos pH. Amonio Nitrito Nitrito	

	tiempo de remoción de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024?	compuestos nitrogenados de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024.	cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024 Existe un eficiente nivel de efecto de un biorremediador en el tiempo de remoción de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales provenientes del cultivo de especies acuícolas, Huacho – 2024			nitrogenados (amonio, nitrito, nitrato) en un 50% en el transcurso de los 15 días de evaluación que duro la investigación. Parámetros físicos: se evaluó si la adición del biorremediador tuvo un efecto en la temperatura. Parámetros químicos: se evaluó si el oxígeno, pH, fosfato, amonio, nitrito y nitrato tuvieron cambios en su comportamiento por efecto del biorremediador. Procedimiento: Se colecto 40 litros de agua de un estanque de cultivo de Tilapia, los cuales se distribuyeron en tratamiento control T0 con ninguna adición del biorremediador, el segundo tratamiento T1 con 0.5 ml de biorremediador por cada 10 litros de agua de cultivo acuícola, el tratamiento T2 con 1 ml de biorremediador por cada 10 litros de agua de cultivo acuícola y el tratamiento T3 con 2 ml de biorremediador por cada 10 litros de agua de cultivo acuícola. Cada tratamiento tuvo 10 recipientes de 1 litro (simuladores), todos ellos fueron del mismo material para simular las condiciones ambientales similares del agua de uso acuícola, el tiempo de evaluación fue de 15 días para determinar el efecto de los biorremediadores. Se evaluó cómo evoluciona la remoción de los compuestos nitrogenados (amonio, nitrito y nitrato), su porcentaje y su tiempo de remoción, así como también los parámetros físico-químico relacionados con el proceso de remoción.
--	---	---	--	--	--	---

Anexo 2:



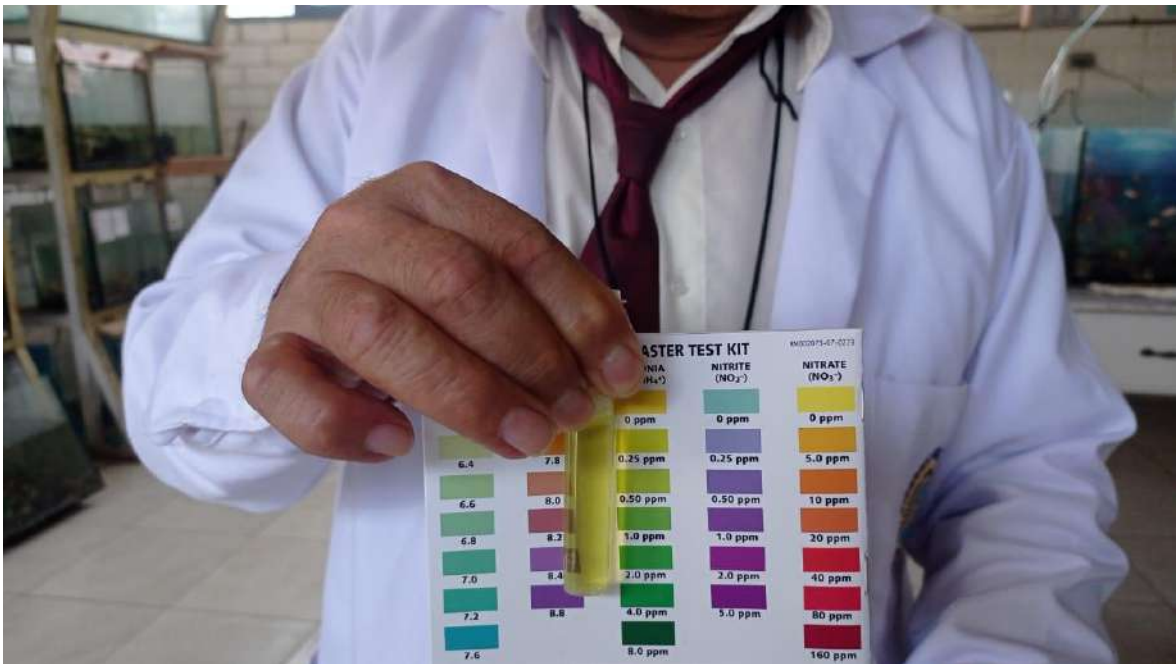
Nota: aplicación de la dosificación del biorremediador



Nota: aplicación de la dosificación del biorremediador



Nota: medición de la concentración de compuestos (nitrato) post aplicación de la dosificación del biorremediador.



Nota: medición de la concentración de compuestos (amonio) post aplicación de la dosificación del biorremediador.



Nota: medición de la concentración de compuestos (nitrito) post aplicación de la dosificación del biorremediador.



Nota: medición de la concentración de compuestos (amonio) post aplicación de la dosificación del biorremediador.

	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	2.63	3	0.88	46.32	<0.0001
Tratamiento	2.63	3	0.88	46.32	<0.0001
Error	0.68	36	0.02		
Total	3.31	39			

Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=0.16569

Error: 0.0189 gl: 36

Tratamiento Medias n E.E.

T3= 2 ml	0.38	10	0.04	A
T2= 1 ml	0.85	10	0.04	B
T1= 0.5 ml	1.00	10	0.04	B
T0= 0ml	1.00	10	0.04	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

18/12/2024

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
18/12/2024	40	0.80	0.78	18.85

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	3.04	3	1.01	48.27	<0.0001
Tratamiento	3.04	3	1.01	48.27	<0.0001
Error	0.76	36	0.02		
Total	3.80	39			

Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=0.17457

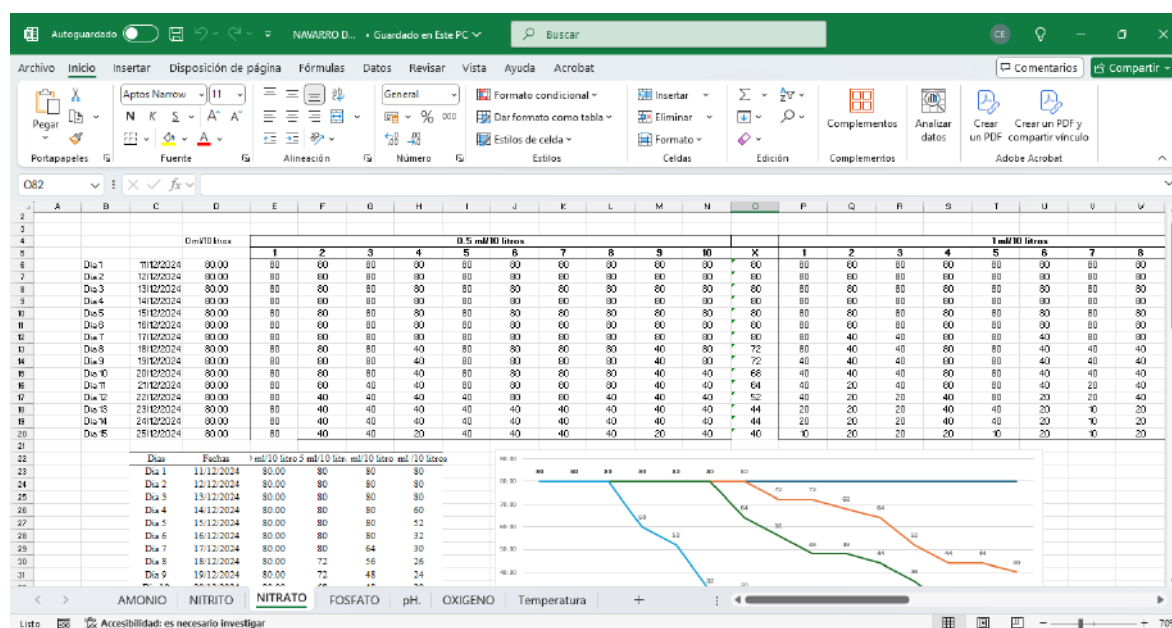
Error: 0.0210 gl: 36

Tratamiento Medias n E.E.

T3= 2 ml	0.33	10	0.05	A
T2= 1 ml	0.75	10	0.05	B
T1= 0.5 ml	1.00	10	0.05	C
T0= 0ml	1.00	10	0.05	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

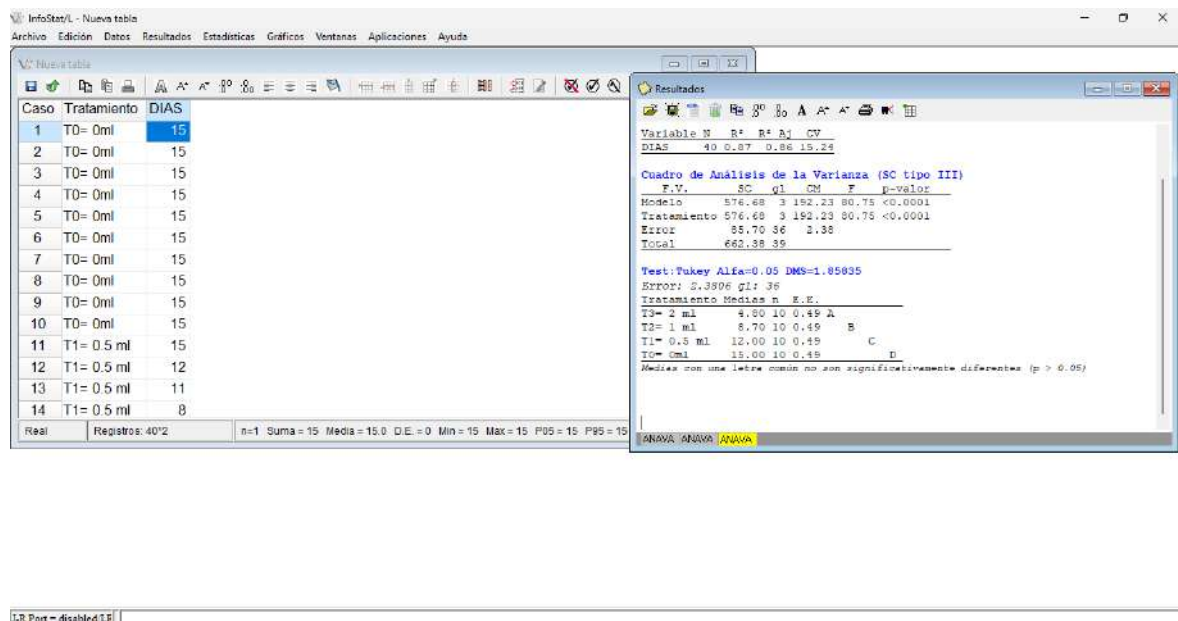
Nota: procesamiento estadístico de las concentraciones de la remoción de compuestos.



Nota: base de datos para el procesamiento estadístico de las concentraciones de la remoción de compuestos.

Nota: base de datos para el procesamiento estadístico de las concentraciones de la remoción de compuestos.

Nota: base de datos para el procesamiento estadístico de las concentraciones de la remoción de compuestos.



Nota: Procesamiento estadístico de las concentraciones de la remoción de compuestos.



Nota: Compuesto de probióticos empleado como biorremediador en la Investigación.