

**"Condiciones operativas en biofiltros construidos con materiales reciclados e inertes
para la estabilización del ciclo del nitrógeno y la transformación de amonio en
sistemas acuapónicos"**

Francheska Guzmán Pérez

Nicole Dayanna Corredor Cañaverl

**Universidad De Cundinamarca
Facultad de Ciencias Agropecuarias
Programa de ingeniería ambiental
2024**

"Condiciones operativas en biofiltros construidos con materiales reciclados para la estabilización del ciclo del nitrógeno y la transformación de amonio en sistemas acuapónicos"

Francheska Guzmán Pérez

Nicole Dayana Corredor Cañaverl

Proyecto de grado para optar al título de Ingeniero Ambiental

Directora de proyecto de grado

Dalia Xiomara Suarez Pulido

Codirectora

Diana Carolina Molina León

Universidad De Cundinamarca

Facultad de Ciencias Agropecuarias

Programa de ingeniería ambiental

2024

Nota de aceptación

Firma del presidente del jurado

Firma del Jurado

Firma del Jurado

Agradecimientos

Agradezco a la Universidad de Cundinamarca por darnos la oportunidad de formación en cada aula para estudiar la carrera de Ingeniería Ambiental, siendo para mí un ambiente de crecimiento personal como académico.

De igual manera, a los directores de grado Dalia Suarez, Carolina Molina, al docente Arley Torres por hacer que sea esto posible, dada sus valiosas recomendaciones, conocimientos y apoyo fueron de gran ayuda constante para la realización del trabajo de investigación, por ello, estaré inmensamente agradecida.

Dedicatoria

A Dios, por ser mi compañero espiritual, tenderme su mano y sostenerme en los momentos mas difíciles, darme salud, fuerza y valentia para continuar los caminos de esta vida.

A mi madre, Patricia Cañaverall, mi mayor inspiración. Su figura materna me ha demostrado que, no importa que tan duras sean las adversidades de la vida, siempre hay una razón para seguir adelante; por eso, este logro es tan tuyo como mío.

Y finalmente mi compañera y amiga del corazon, Francheska Guzmán, quiero agradecer no solo momentos de alegría y aventuras, sino también su apoyo, constancia y compromiso, siendo posible el desarrollo de este trabajo.

Nicole Corredor

A Dios, por ser la luz que ilumina mi camino en cada desafío, dándome la confianza necesaria para alcanzar mis sueños.

A mis padres, Diego Fernando Guzmán y María Elena Pérez cuyas enseñanzas y valores han sido el nacimiento de mi vida. Gracias por su amor incondicional, su apoyo ha sido un pilar fundamental en mi desarrollo, y no hay palabras suficientes para expresar mi gratitud por todo lo que han hecho por mí.

Francheska Guzmán

Contenido

1.	Resumen	10
2.	Abstract.....	11
3.	Introducción.....	12
4.	Planteamiento del problema	17
5.	Justificación	21
6.	Objetivos.....	23
6.1	Objetivo general	23
6.1.2	Objetivos específicos.....	23
7.	Marco teórico.....	24
7.1	Sistemas acuapónicos	24
7.1.1	Sistemas acuapónicos en Colombia.....	24
7.1.2	Tipos de sistemas acuapónicos	25
7.1.3	Retención de Amonio en Efluentes Acuícolas.....	26
7.2	Ciclo del nitrógeno	26
7.2.1	Bacterias oxidantes de amonio (Nitrobacter y nitrosomonas).....	27
7.2.2	Metabolismo de las bacterias autótrofas.....	28
7.2.3	Metabolismo de bacterias Nitrosomonas (AOB)	29
7.2.4	Metabolismo de bacterias Nitrobacter (NOB).....	30
7.3	Consortio bacteriano	30
7.3.1	Condiciones de desarrollo bacteriano.....	30
7.3.2	Biopelícula o Biofilm	34
7.4	Biofiltros.....	37
7.4.1	Estructura básica de un biofiltro	38
7.4.2	Diseño de biofiltros para la fijación de bacterias reductoras de amonio	38
7.4.3	Tipos de biofiltros en acuicultura	39
7.4.4	Activación del biofiltro	41
7.4.5	Tipos de sustratos en biofiltros	42
7.2	Sostenibilidad ambiental en los sistemas acuapónicos.....	46
7.6	Rentabilidad económica en sistemas acuapónicos	46
8.	Marco legal.....	47
9.	Estado del arte	48
10.	Metodología.....	56

10.1 Aislamiento de bacterias.....	56
10.2 Biofiltros.....	62
10.2.1 Construcción de biofiltros	62
10.2.2 Maduración del biofiltro.....	65
10.3 Interpretación de resultados.....	65
11 Resultados y discusión	67
11.1 Análisis de parámetros fisicoquímicos del agua residual acuícola.....	67
11.2 Parámetros fisicoquímicos evaluados en los tres biofiltros.....	69
11.3 Determinación de la estabilización del ciclo del nitrógeno y degradación de compuestos nitrogenados en cada sistema de biofiltro.....	72
11.3.1 Crecimiento bacteriano.....	72
11.3.2 Degradación de amonio	76
11.3.4 Degradación de nitritos.....	77
11.3.5 Degradación de nitratos	79
11.4 Evaluación de condiciones operativas en cada sistema de biofiltro	81
11.4.1 Influencia del oxígeno disuelto en cada biofiltro	81
11.4.2 Influencia de la temperatura en los biofiltros	83
11.4.3 Influencia del pH en cada biofiltro	84
11.5 Análisis de la eficiencia de remoción en los biofiltros	85
11.5.1 Análisis de eficiencia de remoción de amonio en cada biofiltro	86
11.5.2 Análisis de eficiencia de remoción de nitrito en cada biofiltro	88
11.5.3 Análisis de eficiencia de remoción de nitrato en cada biofiltro.....	90
12. Conclusiones.....	93
13. Recomendaciones.....	95
14. Referencias	97
15. Apéndice.....	113

Lista de figuras

Figura 1 Biofiltro con sustrato rocoso	63
Figura 2 Biofiltro con tres capas sustratos.....	63
Figura 3 Biofiltro con sustrato de Tejas	64
Figura 4 Crecimiento bacteriano biofiltro con sustrato rocoso.....	72
Figura 5 Crecimiento bacteriano biofiltro con tres capas	73
Figura 6 Crecimiento bacteriano biofiltro de tejas	73
Figura 7 Cinética de consumo de NH_4	76
Figura 8 Cinética de consumo de NO_2	78
Figura 9 Cinética de consumo de NO_3	79
Figura 10 Comportamiento de OD en los tres biofiltros	82
Figura 11 Comportamiento de la temperatura en los biofiltros	83
Figura 12 Comportamiento del pH en los biofiltros	84
Figura 13 Diagrama de caja de Amonio.....	86
Figura 14 Diagrama de caja de Nitritos	88
Figura 15 Diagrama de caja de Nitritos	90

Lista de tablas

Tabla 1	Bacterias responsables de la nitrificación.....	28
Tabla 2.	Influencia de inhibidores en un biofiltro	33
Tabla 3	Propiedades fisicoquímicas de sustratos en material reciclado.....	43
Tabla 4	Propiedades fisicoquímicas de sustratos en material inerte	45
Tabla 5	Componentes de Medio de Cultivo sólido SWA.....	57
Tabla 6	Componentes de solución traza en el Medio de Cultivo sólido SWA	58
Tabla 7	Componentes del Medio para Bacterias Oxidantes de Amonio (AOB).....	61
Tabla 8	Componentes el Medio para Bacterias Oxidantes de Nitrito (NOB)	61
Tabla 9	Análisis fisicoquímicos del agua residual acuícola del sistema acuapónico NFT ..	67
Tabla 10	Caracterización de condiciones operativas en los tres biofiltros	69
Tabla 11	Prueba ^{a,b} estadística de Kruskal-Wallis	85
Tabla 12	Comparación Bonferroni en concentración de amonio NH_4^+	87
Tabla 13	Comparación Bonferroni en concentración de nitrito NO_2^-	89
Tabla 14	Comparación Bonferroni en concentración de nitrato NO_3^-	91
Tabla 15	Base de datos de la cinética de compuestos nitrogenados.....	113

1. Resumen

En un sistema acuapónico, las concentraciones de amonio (NH_4^+) en los efluentes representan un desafío significativo, ya que son subproductos del metabolismo de los peces y pueden provocar eutrofización. Esta investigación evaluó las condiciones operativas de un biofiltro construido con materiales reciclados e inertes, aprovechando la presencia de consorcios de bacterias nitrificantes y desnitrificantes en aguas residuales acuícolas de un sistema acuapónico NFT en la Universidad de Cundinamarca, seccional Girardot. El estudio incluyó el aislamiento de bacterias *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*. Se construyó un biofiltro utilizando sustratos como piedras de río, bioballs, arlita, tubos de PVC, piedra caliza y tejas de barro. Después de un período inicial de activación del biofiltro de 7 días, se realizó un monitoreo durante 30 días, supervisando parámetros como amonio, nitrato, nitrito, temperatura, pH y oxígeno disuelto. Los resultados mostraron que la actividad metabólica de las bacterias nitrificantes aumentó significativamente. El biofiltro más eficiente fue el construido con tejas de barro (Biofiltro 3), que facilitó la transformación de compuestos nitrogenados. En comparación, el Biofiltro 2 combinó bioballs y piedra caliza con tubo PVC, favoreciendo el flujo dinámico. Sin embargo, el Biofiltro 1 mostró un lento proceso de nitrificación debido a su alta retención de agua. Los análisis fisicoquímicos revelaron que los parámetros óptimos para la actividad bacteriana se mantuvieron: pH entre 7.1 y 7.4, oxígeno disuelto entre 6.5 y 8.0 mg/L y temperatura cercana a 27°C. Estos hallazgos confirmaron el potencial de los materiales reciclados para crear sistemas sostenibles en acuaponía.

Palabras clave: Acuaponía, bacterias nitrificantes, ciclo nitrogenado, filtro biológico, sustrato, transformación.

2. Abstract

In an aquaponic system, the concentrations of ammonium (NH_4^+) in the effluents represent a significant challenge, as they are byproducts of fish metabolism and can lead to eutrophication. This research evaluated the operational conditions of a biofilter constructed with recycled and inert materials, leveraging the presence of nitrifying and denitrifying bacterial consortia in aquaculture wastewater from an NFT aquaponic system at the University of Cundinamarca, Girardot campus. The study included the isolation of Nitrosomonas and Nitrobacter bacteria. A biofilter was constructed using substrates such as river stones, bioballs, expanded clay, PVC pipes, limestone, and clay tiles. After an initial activation period of 7 days for the biofilter, monitoring was conducted over 30 days, supervising parameters such as ammonium, nitrate, nitrite, temperature, pH, and dissolved oxygen. The results showed that the metabolic activity of nitrifying bacteria increased significantly. The most efficient biofilter was the one constructed with clay tiles (Biofilter 3), which facilitated the transformation of nitrogenous compounds. In comparison, Biofilter 2 combined bioballs and limestone with PVC pipe, favoring dynamic flow. However, Biofilter 1 exhibited a slow nitrification process due to its high water retention. Physicochemical analyses revealed that optimal parameters for bacterial activity were maintained: pH between 7.1 and 7.4, dissolved oxygen between 6.5 and 8.0 mg/L, and temperature close to 27°C. These findings confirmed the potential of recycled materials to create sustainable systems in aquaponics.

Keywords: Aquaponics, nitrifying bacteria, nitrogen cycle, biological filter, substrate, transformation.

3. Introducción

Hoy, los sistemas acuapónicos son una alternativa prometedora para producir alimentos. Al integrar el cultivo de peces y plantas en un entorno controlado, se optimiza el uso del agua y se reduce el impacto ambiental (Goddek et al., 2019). En estos sistemas se observa que la gestión del ciclo del nitrógeno es crucial para mantener la salud de los organismos y calidad del agua y, puesto que, los desechos producidos por los peces, principalmente en forma de amonio, pueden ser tóxicos si no se eliminan de manera adecuada (Cerozi & Fitzsimmons, 2016).

De acuerdo con (Somerville et al, 2022), la acuaponía consiste en la recirculación en sistema integrado de hidroponía y acuicultura. El agua de los peces circula el medio cíclicamente, por medio de filtro mecánicos se filtran los residuos sólidos de los peces, luego por medio de biofiltros se filtran los residuos disueltos, las bacterias presentes en los biofiltros ayudan a metabolizar el amoniaco en nitratos, beneficiosos para las plantas. A este proceso se le llama nitrificación. En el recorrido realizado por el agua a través de las camas de crecimiento, las plantas procesan estos nutrientes y el agua retorna purificada a los peces. En un sistema balanceado adecuadamente, plantas y peces conviven simbióticamente. (Somerville at Al. Pág. 26,2022).

El nitrógeno (N) es un elemento químico esencial para todas las formas de vida, el nitrógeno, gaseoso, es el elemento más abundante en la atmósfera terrestre, casi el 78 % y el oxígeno el 21 %. A pesar de ser tan abundante, solo se encuentra en la atmósfera como nitrógeno molecular (N_2), el cual es una molécula muy estable con un triple enlace de átomos de nitrógeno inaccesible para las plantas. Por ende, el nitrógeno como N_2 tiene que transformarse para que las plantas puedan asimilarlo.

Para la acuaponía, las mismas bacterias nitrificantes que viven en la tierra también se encuentran naturalmente en el agua o en cualquier superficie húmeda y convierten el amoníaco de los desechos de los peces en nitratos de fácil absorción que pueden ser utilizados por las plantas. Hay dos grupos de bacterias nitrificantes que están involucradas en el proceso de nitrificación: las bacterias oxidantes de amoníaco (BOA), y bacterias oxidantes de nitritos (BON) metabolizándolo de la siguiente manera: las BOA consumen el amoníaco (NH_3) y lo convierten en nitritos (NO_2^-) y las BON oxidan el nitrito (NO_2^-) en nitratos (NO_3^-) (Másmela-Mendoza, J.E et. Al, 2019). En consecuencia, si las bacterias están ausentes o no funcionan correctamente, las altas concentraciones de amoníaco en el agua intoxicaran a los peces. Es importante mantener y gestionar colonias bacterianas sanas en todo momento para mantener los niveles de amoníaco cerca de cero.

Por tal razón, Somerville et al. (2022) destacan: “La maduración del biofiltro, también conocido como ciclado del sistema, es un término que describe el proceso inicial de establecimiento de una colonia bacteriana al comenzar un nuevo sistema. En condiciones normales, este proceso toma entre 3 y 5 semanas; el ciclado es un proceso lento que requiere paciencia”.

En general, el proceso consiste en introducir de manera constante una fuente de amoníaco en la unidad acuapónica, que alimenta a la nueva colonia bacteriana y permite crear el biofiltro. El progreso se mide mediante el control de los niveles de nitrógeno. El ciclado se realiza cuando se ha construido un sistema acuapónico; pero es posible proporcionar al biofiltro una ventaja al establecer un nuevo sistema. Es importante comprender que, durante el ciclo del sistema, se presentarán altos niveles de amoníaco y nitrito, los cuales pueden resultar perjudiciales para los peces. Además, se debe garantizar que todos los componentes

acuapónicos, especialmente el biofiltro y el tanque de peces, estén protegidos de la luz solar directa antes de iniciar el proceso. Una vez introducido en la unidad, el amoníaco se convierte en la primera fuente de alimento para las bacterias oxidantes del amoníaco (BOA), algunas ocurren naturalmente y entran al sistema solos. Estas bacterias pueden encontrarse en la tierra, en el agua y en el aire.

Transcurridos de 5 a 7 días desde la primera incorporación de amoníaco, las bacterias oxidadoras de amoníaco (BOA) comienzan a establecerse ya llevar a cabo la conversión del amoníaco en nitrito. Es fundamental agregar amoníaco de forma continua y controlada al sistema, garantizando así que la colonia en desarrollo reciba el alimento necesario sin que se alcancen niveles tóxicos. Tras otros 5 a 7 días, los niveles de nitrito en el agua comenzarán a aumentar, lo que atraerá a las bacterias oxidantes del nitrito (BON). A medida que la población de BON crece, los niveles de nitrito en el agua disminuirán a medida que este se oxide en nitrato. Este proceso indica la tendencia de los niveles de amoníaco, nitrito y nitrato en el agua durante los primeros 20 a 25 días del ciclo.

El ciclo concluye cuando el nivel de nitrato se incrementa de manera constante, mientras que el nivel de nitrito se mantiene en 0 mg/litro y el de amoníaco es menor a 1 mg/litro. En condiciones óptimas, este proceso tarda entre 25 y 40 días; sin embargo, si la temperatura del agua es fría, el ciclo completo puede extenderse hasta dos meses. En este punto, se ha formado una colonia bacteriana suficiente que convierte activamente el amoníaco en nitrato. Este proceso es prolongado debido a que las bacterias nitrificantes crecen relativamente lento, necesitando entre 10 y 15 horas para duplicar su población.

Los biofiltros tradicionales se han construido con materiales comerciales diseñados específicamente para mejorar la filtración biológica. Sin embargo, la búsqueda de soluciones

más sostenibles ha llevado a la exploración de materiales reciclados e inertes, como piedras de río, tapas de botellas, arcilla y otros, dado que, ofrecen ventajas significativas en comparación con los materiales comerciales, como la reducción de residuos e incentivación en prácticas sostenibles puesto que, al reutilizar plásticos, metales y otros desechos, se disminuye la demanda de nuevos recursos y se minimiza el impacto ambiental asociado a su producción (Delgado & Valdez, 2021). Así mismo, estos materiales reciclados suelen estar disponibles localmente, lo que facilita su adquisición, siendo crucial en comunidades donde los recursos financieros son limitados y se requiere una solución accesible para la producción alimentaria (Másmela-Mendoza et al., 2019). Al mismo tiempo, permiten mayor flexibilidad en el diseño del biofiltro, optimizando su rendimiento según las condiciones particulares del sistema acuapónico.

No obstante, también existen desventajas asociadas a estos materiales reciclados. En algunos casos, su durabilidad y efectividad pueden ser inferiores a las de los biofiltros comerciales, lo que podría comprometer el rendimiento del sistema acuapónico. Ya que, hay ciertos plásticos que pueden llegar a degradarse con el tiempo o no proporcionar suficiente superficie para el crecimiento bacteriano, lo que podría afectar negativamente el proceso de nitrificación. Además, la implementación de estos materiales puede presentar desafíos logísticos y técnicos, como la necesidad de adaptaciones específicas para garantizar su funcionalidad dentro del sistema (Betancourt et al,2023) Por otro lado, existe un riesgo asociado al uso de materiales reciclados si estos no han sido adecuadamente limpiados o tratados. Residuos químicos o biológicos en los materiales pueden introducir contaminantes al sistema acuapónico, afectando la salud tanto de los peces como de las plantas (Delgado & Valdez, 2021). Ahora bien, la implementación efectiva de biofiltros con materiales reciclados

requiere un conocimiento técnico adecuado sobre los procesos biológicos involucrados. Por ello, una falta de capacitación puede resultar en un manejo ineficiente del sistema y en una gestión inadecuada de las colonias bacterianas (Somerville et al., 2022).

Esta investigación es crucial porque, al evaluar parámetros óptimos de funcionamiento de un biofiltro, se logra una óptima estabilización del ciclo del nitrógeno dentro del sistema acuapónico, fundamental para mantener un ambiente saludable para peces y plantas. Por otra parte, se promueven prácticas innovadoras que no solo son sostenibles desde el punto de vista ambiental, sino que también son económicamente viables para pequeños productores. Esto puede contribuir a mejorar la seguridad alimentaria en comunidades vulnerables y conservación del recurso hídrico.

4. Planteamiento del problema

La acuicultura se ha convertido en una solución crucial para satisfacer la creciente demanda de proteínas acuáticas a nivel mundial. Esto es especialmente relevante en un contexto de aumento poblacional y sobreexplotación de recursos naturales. No obstante, la expansión de esta industria ha generado preocupaciones ambientales, en especial por la gestión de efluentes con altos niveles de amonio, un compuesto tóxico para los organismos acuáticos. En América Latina y, más específicamente, en Colombia, esta situación se agrava debido a prácticas inadecuadas en la producción acuícola que no contemplan el tratamiento efectivo de los desechos generados. Esto ha llevado a una acumulación de nutrientes en los cuerpos de agua, exacerbando problemas como la eutrofización y afectando negativamente la salud de los ecosistemas acuáticos (Goddek et al., 2019).

Como afirman Anangono y Lloacana (2022), el amonio (NH_4^+) es uno de los principales contaminantes presentes en las aguas residuales generadas por la acuicultura, provenientes del alimento balanceado no consumido por los peces y las heces que estos generan (Effendi et al., 2020). La acumulación de materia orgánica y la elevación de metabolitos generan eutrofización (Hernández Mancipe et al., 2019). Este proceso implica el enriquecimiento de nutrientes como fósforo (P), nitrógeno (N), magnesio (Mg), potasio (K), hierro (Fe) y calcio (Ca) (González & Quirós, 2011; Saavedra, 2006). Además de estos nutrientes mencionados, se desarrollan componentes como azufre de hidrógeno (H_2S) y dióxido de carbono (CO_2) (Saavedra, 2006). La presencia de estos elementos estimula el crecimiento descontrolado de organismos acuáticos que agotan el oxígeno disuelto; cuando el recurso hídrico pierde grandes cantidades de oxígeno, puede generar pérdidas significativas de especies ecológicamente sensibles (p. 23).

Para abordar esta problemática, se han utilizado mecanismos conocidos como “biofiltros”, que permiten el control de nutrientes contaminantes en efluentes mediante el establecimiento de consorcios bacterianos específicos, como *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, que desempeñan un papel fundamental en el ciclo del nitrógeno al convertir el amonio en nitrito y posteriormente en nitrato, un compuesto menos tóxico y más asimilable por las plantas (Neori et al., 2004). Sin embargo, la efectividad de estos sistemas depende críticamente de estabilizar las condiciones operativas y del diseño del biofiltro, así como de las características del material reciclado utilizado. Según Sikora et al. (2020), uno de los retos más significativos es garantizar condiciones ambientales óptimas para la actividad bacteriana. Factores como la temperatura, el pH y la concentración de oxígeno disuelto son determinantes para el rendimiento del biofiltro. Variaciones en estas condiciones pueden afectar negativamente la colonización bacteriana y su actividad metabólica, lo que resulta en una eficiencia reducida en la remoción del amonio. Además, existe preocupación acerca de la posible presencia de contaminantes en los materiales reciclados que podrían interferir con el desarrollo adecuado del consorcio bacteriano.

El diseño del biofiltro también juega un papel crucial. Un diseño inadecuado puede limitar la relación superficie-volumen necesaria para maximizar el contacto entre el agua residual y las bacterias beneficiosas. Esto puede resultar en una ineficiencia general del sistema acuapónico, donde no se logran los niveles deseados de remoción del amonio (Avnimelech, 2015). A pesar del potencial prometedor que ofrecen los biofiltros construidos con materiales reciclados, existe reticencia entre los productores acuícolas para adoptar estas tecnologías debido a incertidumbres sobre su eficacia y confiabilidad (Effendi et al., 2020).

La acumulación continua de compuestos tóxicos como el amonio y nitritos no solo representa un riesgo ambiental significativo, sino que también compromete la salud y el crecimiento tanto de peces como de plantas. Estudios han evidenciado que concentraciones elevadas de estos compuestos pueden llevar a mortalidades masivas en poblaciones acuáticas ya una disminución notable en la productividad agrícola asociada (Bobbink et al., 2013). En este contexto, es fundamental explorar soluciones innovadoras que integren principios de economía circular mediante el uso eficiente de materiales reciclados. Los biofiltros contruidos con materiales reciclados e inertes representan una solución prometedora para abordar los desafíos ambientales asociados con la acuicultura y otros sistemas de tratamiento de aguas residuales.

El uso de este tipo de biofiltros contribuye significativamente a la reducción de la huella ambiental al ser capaces de eliminar contaminantes del agua, como el amonio y otros nutrientes que pueden causar eutrofización en cuerpos hídricos (Goddek et al., 2019). Además, al utilizar materiales reciclados, se reduce el consumo de energía asociado con la producción de nuevos materiales, lo que a su vez disminuye las emisiones de gases de efecto invernadero (Kamarudin et al., 2015). En este sentido, una ventaja destacada es su capacidad para utilizar recursos disponibles localmente. Esto no solo disminuye los costos de transporte y adquisición, sino que también fomenta el desarrollo económico local. Por ejemplo, comunidades que producen grandes cantidades de desechos orgánicos pueden beneficiarse al transformar estos residuos en biofiltros eficientes (Waafula et al, 2023). Esta práctica promueve la autosuficiencia y crea nuevas oportunidades laborales en la recolección y procesamiento.

Por otro lado, los biofiltros contruidos con materiales reciclados han demostrado ser altamente eficientes en la remoción de contaminantes. La superficie porosa y estructurada proporciona un ambiente ideal para el crecimiento de colonias bacterianas beneficiosas que metabolizan compuestos tóxicos (Slater & Cooper .2015). Esta capacidad para mejorar la calidad del agua es crucial no solo para la acuicultura sino también para aplicaciones industriales y municipales donde el tratamiento efectivo del agua es esencial.

Por consiguiente, la creciente preocupación por los efectos negativos del amonio en ecosistemas acuáticos resalta la necesidad urgente de implementar tecnologías efectivas que mitiguen este problema. Los biofiltros no solo abordan directamente esta contaminación, sino que también ofrecen un enfoque sostenible mediante el uso eficiente y responsable de recursos reciclados.

La pregunta problema que guía esta investigación es: “¿Cuáles son las condiciones operativas óptimas para maximizar la eficiencia en la transformación de amonio en biofiltros contruidos con materiales reciclados e inertes en sistemas acuapónicos?” cuestión esencial para avanzar hacia soluciones efectivas y sostenibles dentro del ámbito acuícola.

5. Justificación

El amonio (NH_4^+) se genera principalmente a partir de los desechos de los peces y del alimento no consumido. Su acumulación en sistemas acuapónicos puede ser perjudicial. Se ha demostrado que concentraciones elevadas de amonio pueden inducir estrés fisiológico en los peces, lo que resulta en una disminución en su crecimiento y supervivencia (Liu et al., 2017). Además, el amonio puede ser convertido en nitrito (NO_2^-), que es aún más tóxico, y posteriormente en nitrato (NO_3^-), un compuesto menos dañino pero que también puede causar eutrofización si se libera al medio ambiente sin tratamiento adecuado (Goddek et al., 2019).

Los biofiltros contruidos con materiales reciclados e inertes ofrecen una solución prometedora para mitigar estos problemas. Estos sistemas permiten el establecimiento de consorcios bacterianos que desempeñan un papel fundamental en el ciclo del nitrógeno, transformando el amonio en formas menos tóxicas a través de procesos de nitrificación. Investigaciones recientes han demostrado que los biofiltros pueden alcanzar eficiencias superiores al 90% en la remoción de amonio cuando se diseñan y operan adecuadamente (Zhu et al., 2015). Sin embargo, la efectividad de estos sistemas depende de múltiples factores, como el diseño del biofiltro, las características del material utilizado y las condiciones ambientales.

Uno de los aspectos críticos que aborda esta investigación es la necesidad de optimizar las condiciones operativas para maximizar la eficiencia de los biofiltros. Factores como la temperatura, el pH y la concentración de oxígeno disuelto son determinantes para el crecimiento y actividad metabólica de las bacterias nitrificantes. Por ejemplo, temperaturas extremas pueden inhibir la actividad bacteriana, mientras que un pH inadecuado puede

afectar negativamente la conversión del amonio (Sikora et al., 2020). Al mismo tiempo, se explorará cómo diferentes tipos de materiales reciclados afectan el rendimiento del biofiltro.

Los beneficios esperados de esta investigación son múltiples. En primer lugar, se espera mejorar la eficiencia en la remoción de amonio en sistemas acuapónicos, lo que contribuirá a mantener un ambiente saludable tanto para los peces como para las plantas cultivadas. Esto es esencial para garantizar una producción sostenible y rentable en acuicultura. Además, al utilizar materiales reciclados e inertes, se promoverá una economía circular que minimice los residuos y fomente un uso más eficiente de los recursos disponibles (Kamarudin et al., 2015).

Asimismo, es imperativo considerar las implicaciones sociales y económicas asociadas con la adopción de tecnologías sostenibles en acuicultura. La seguridad alimentaria es un aspecto crítico que debe ser abordado mediante prácticas responsables que aseguren no solo la producción eficiente sino también la calidad del alimento producido. La implementación exitosa de biofiltros podría contribuir significativamente a mejorar tanto la sostenibilidad ambiental como la viabilidad económica del sector acuícola. Con un enfoque colaborativo entre ciencia e industria, se pueden crear soluciones innovadoras que garantizan un futuro sostenible para todos los actores involucrados en este sector vital.

6. Objetivos

6.1 Objetivo general

Evaluar las condiciones operativas de biofiltros construidos con materiales reciclados e inertes para la estabilización del ciclo del nitrógeno y la transformación de amonio en sistemas acuapónicos.

6.1.2 *Objetivos específicos*

- Identificar y caracterizar los materiales reciclados más efectivos para la construcción de biofiltros.
- Determinar el tiempo requerido para la estabilización del ciclo del nitrógeno en el biofiltro.
- Analizar la eficiencia de transformación de amonio en los biofiltros construidos con diferentes materiales reciclados, bajo condiciones operativas específicas.

7. Marco teórico

7.1 Sistemas acuapónicos

Según la FAO, los sistemas acuapónicos han demostrado su capacidad de producir alimentos sostenibles. Esta técnica garantiza la reutilización del recurso hídrico, minimizando el desperdicio de agua y reducir el impacto ambiental al evitar la contaminación en el ambiente por desperdicios orgánicos e inorgánicos. En India, esta tecnología moderna es una fuente eficiente de producción y demanda de alimentos. (Cuaspa et al,2019)

En el caso del recurso hídrico, los sistemas acuapónicos se comprometen en reducir el gran porcentaje del consumo de agua utilizada en la agricultura (Quiroga,2020) Para alcanzar este objetivo, se emplea los sistemas de flujo cerrado. Este mecanismo sostenible utiliza menos del 90% del agua con diferencia a la agricultura convencional. (Goenaga et al,2022)

En relación con el cambio climático, los sistemas acuapónicos son una alternativa más amigable a comparación de la agricultura convencional. La parte más importante de los sistemas acuapónicos es que combinan dos principales técnicas, la acuicultura y la hidroponía. No obstante, es importante mantener la calidad del agua ya que este sistema emplea la recirculación de los nutrientes. (Colorado et, al 2021).

7.1.1 Sistemas acuapónicos en Colombia

En Colombia, los sistemas acuapónicos han generado relevancia por ser una alternativa sostenible y de economía circular, debido al potencial que tienen de controlar la acumulación de desechos metabólicos y utilizarlos como fuente de nutrientes para las plantas (Cifuentes et al, 2023). Regiones como Antioquia, Huila, Cundinamarca, Bogotá, valle del cauca y Bolívar, presentan interés en proyectos de sistemas acuapónicos para producir alimentos saludables de bajo costo y contribuir a la comunidad pesquera (Sarmiento, 2020).

Sin embargo, la adopción de la acuaponía enfrenta varios retos significativos. Uno de los principales es el escaso conocimiento de las familias rurales sobre los sistemas acuapónicos y su comparación con la agricultura sostenible. Este desconocimiento aporta a la implementación de agricultura convencional contribuyendo a las problemáticas ambientales (Agudelo, 2021).

7.1.2 Tipos de sistemas acuapónicos

Un sistema acuapónico se caracteriza por el contacto entre los vegetales y el agua en la que habitan organismos acuáticos. Esta tecnología emergente destaca por su capacidad para fomentar proyectos productivos sostenibles. Se identifican tres tipos principales de camas de cultivo para plantas: sistemas flotantes, técnicas de película de nutrientes (NFT) y camas de grava. En la Universidad de Cundinamarca, se ha implementado el sistema NFT, que utiliza tuberías o canales por donde circula una fina biopelícula de agua rica en nutrientes. Las plantas, ubicadas en macetas perforadas, permiten que sus raíces entren en contacto con esta biopelícula. Este método es ideal para cultivos pequeños, como lechugas y plantas aromáticas, aunque la limitada superficie de contacto dificulta el desarrollo de bacterias nitrificantes, por lo que se requiere un sistema de biofiltros para eliminar el amonio, nitritos y nitratos. La técnica NFT se destaca por ser económica, sobre todo cuando se utilizan tuberías de PVC reciclado, lo que reduce los costos sin comprometer la funcionalidad del sistema. En contraste, el modelo de lecho de sustrato, conocido en inglés como "growbed" o "media bed", se basa en cajones llenos de material inerte y poroso, como grava, fibra de coco o arlita. Este lecho actúa como un filtro biológico y un reactor desnitrificante, atrapando la materia orgánica y permitiendo que las bacterias nitrificantes la descompongan. Sin embargo, cuando hay una alta carga de peces, el lecho puede obstruirse, requiriendo un lavado para evitar el colapso del sistema (Bioaquafloc, 2023)

Por último, el modelo de balsas flotantes, también denominado "deepwater culture" o "raft system", consiste en bandejas flotantes donde los vegetales tienen sus raíces sumergidas en agua rica en nutrientes. Este sistema favorece la nitrificación natural debido a la amplia superficie de contacto entre las raíces y el agua, lo que hace innecesarios los filtros biológicos. Sin embargo, la alta carga de materia orgánica podría requerir un filtro mecánico para evitar la acumulación excesiva.

7.1.3 Retención de Amonio en Efluentes Acuícolas

La acuicultura es una de las actividades más importantes para la producción de alimentos, sin embargo, presenta el desafío de las altas concentraciones de amonio que es excretado de los organismos acuáticos siendo altamente tóxico, no obstante, su acumulación en cuerpos de agua produce la eutrofización que conllevan al desequilibrio del ecosistema. (Anangono & Lloacana, 2022)

En este contexto, el amonio también lo aprovechan cianobacterias fijadoras de nitrógeno, lo que favorece el crecimiento excesivo de algas en lagos y ríos. Este proceso puede llevar a la acumulación de amoniaco tóxico (NH_3) y amonio (NH_4^+), como resultado los peces pueden sufrir autointoxicación de amoniaco. Por tanto, la eliminación eficiente del nitrógeno amoniacal es fundamental para la protección de aguas superficiales y ecosistemas acuáticos (Yang, 2019).

7.2 Ciclo del nitrógeno

El ciclo del nitrógeno es uno de los procesos biogeoquímicos más esenciales para el desarrollo de la vida, ya que constituye el 78% de la atmósfera terrestre (Molerio, 2023). En los sistemas acuapónicos, este ciclo inicia con la alimentación de los peces, quienes excretan nitrógeno amoniacal (NH_3) como producto de desecho. Este amoniaco se ioniza en el agua

para formar amonio (NH_4^+), el cual es transformado en nitrito (NO_2^-) por bacterias del grupo *Nitrosomonas*, conocidas como bacterias oxidantes de amonio (AOB). Posteriormente, el nitrito es convertido en nitrato (NO_3^-) por las bacterias del grupo *Nitrobacter* que son bacterias oxidantes de nitrito (NOB). El nitrato es una fuente de nutriente esencial menos toxica para las plantas. (Yang, 2019).

Los niveles elevados de amonio (NH_4^+) en las células vegetales pueden provocar efectos, como la desintegración de las membranas celulares, la inhibición de la producción de ATP y la destrucción de clorofila, lo que produce la presencia de cloroplastos, ya que interfieren con los procesos metabólicos de la fotosíntesis. Los nitratos (NO_3^-) que son absorbidos por las raíces, son transportados a través de la xilema hacia las células vegetales, donde se distribuye en dos destinos; una parte se utiliza en el citoplasma para la síntesis de proteínas, y la otra es almacenada en las vacuolas, siendo un reservorio metabólico. (Cancino, 2023).

7.2.1 Bacterias oxidantes de amonio (*Nitrobacter* y *nitrosomonas*)

Las bacterias oxidantes de amonio (AOB) y bacterias oxidantes de nitrito (NOB), conocidas por sus comunidades bacterianas *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, tienen la capacidad de llevar a cabo la oxidación de amoniaco producido por los peces. Para asegurar la efectividad de este proceso, es fundamental que las bacterias nitrificantes tengan una aclimatación adecuada para fomentar el crecimiento óptimo de la biomasa, su estimulación prevalece en la adición de nitrógeno y carbono que garantiza un entorno para la nitrificación y desnitrificación. (Brailo et al.2019)

Este proceso, implica la reacción de dos etapas, los microorganismos oxidantes del amoniaco (MOA) oxidan el amoniaco a hidroxilamina ($\text{NH}_2 \text{OH}$), utilizando la enzima denominada amoniaco mono oxigenasa (AMO). Este proceso es completado por la enzima hidroxilamina

oxidorreductasa, que produce el nitrito, finalmente las bacterias nitrito-oxidantes (NOB) oxidaran el nitrito en nitrato (NO_3^-), utilizando la enzima nitrito-oxidorreductasa (NOR). (Neissi et al,2022)

No obstante, los parámetros ambientales influyen de manera significativa en su actividad y crecimiento, factores como el pH, temperatura, las concentraciones de amonio, nitrito, nitratos y oxígeno disuelto son determinantes para la eficiencia del biofiltro. (Moreno et al, 2020). En la Tabla 1 se presentan los tipos de bacterias responsables del proceso de nitrificación:

Tabla 1 *Bacterias responsables de la nitrificación*

Tipo de bacterias	Genero	Hábitat
Bacterias oxidantes de amonio (BOA)	<i>Nitrosomonas sp</i>	Suelo, aguas residuales y agua dulce
Bacterias oxidantes de nitrito (BON)	<i>Nitrobacter sp</i>	Suelo, agua dulce y agua de mar

Nota. Las bacterias descritas conllevan el proceso de la nitrificación

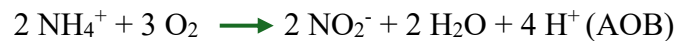
7.2.2 Metabolismo de las bacterias autótrofas

Para el metabolismo de las bacterias nitrificantes, se consideran los principales componentes y procesos que intervienen en su metabolismo. En el agua existen diferentes tipos de bacterias, pero lo más importante es la nitrificación, oxidar el amonio que contamina el agua,

para transformarlo en fuente de nitrito y nitrato. Este proceso cuenta con las principales características que son:

- **Fuente de carbono:** Las bacterias autótrofas utilizan el carbono orgánico (CO₂).
- **Donador de electrones:** Son los compuestos inorgánicos, amonio y nitrito.
- **Aceptor de electrones:** El aceptor principalmente es el oxígeno (O₂).

No obstante, se demuestra la liberación de protones (H⁺) que conllevan a la acidificación, es decir, altera el pH del agua



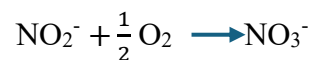
Por otra parte, la nitrificación cuenta con dos etapas, la primera es donde presenta el paso de amonio a nitritos por las bacterias *Nitrosomonas* (AOB). El catabolismo es la reacción para la producción de energía.

Catabolismo



Siendo el segundo paso de nitritos a nitratos por bacterias *Nitrobacter* (NOB).

Catabolismo



7.2.3 Metabolismo de bacterias *Nitrosomonas* (AOB)

El metabolismo de las bacterias *Nitrosomonas* (AOB) parte de la fuente donador de electrones, que es el amonio, con la fuente de carbono orgánico (CO₂). Las bacterias

utilizan el carbono orgánico para la síntesis celular de su crecimiento donde se evidencia la biomasa amonio oxidante, este proceso demanda nutrientes principales como el nitrógeno (N) y el fosforo (P), sin embargo, este proceso de crecimiento requiere de energía que se obtiene principalmente de la oxidación de amonio a nitrito por las bacterias amonio oxidantes, que, generan el intercambio de electrones cedidos del amonio hacia el oxígeno (O₂).

7.2.4 Metabolismo de bacterias Nitrobacter (NOB)

La estructura del metabolismo es similar al de las bacterias (AOB), su diferencia aplica en el donador de electrones, que en este caso es el nitrito, siendo su fuente el carbono orgánico (CO₂), durante su proceso de crecimiento se producen las bacterias amonio oxidantes, su fuente de nutrientes es el nitrógeno (N) y fosforo (P). La energía se obtiene a partir de la oxidación de nitrito a nitrato (Ramón, 2019).

7.3 Consorcio bacteriano

En la naturaleza se forman consorcios entre organismos autótrofos y heterótrofos, denominados consorcios bacterianos, los cuales conforman sinergias en la biodegradación de los compuestos. Estos consorcios son capaces de, mediante procesos metabólicos, descomponer materia orgánica saturada en nitrógenos y fosfatos. Para el tratamiento de residuales, se adicionan precultivos bacterianos, con el objetivo de mejorar el proceso de descomposición en comparación con el uso exclusivo de un solo microorganismo. (Anangono & Lloacana, 2022).

7.3.1 Condiciones de desarrollo bacteriano

Las condiciones de desarrollo de las bacterias nitrificantes con el tiempo de maduración, es lento, debido a su baja tasa de crecimiento por los diferentes parámetros de la calidad del agua, el control adecuado de estos factores es esencial para el beneficio conjunto de las

bacterias nitrificantes, peces y plantas, ya que su alteración puede afectar negativamente el desarrollo de la biomasa en el sistema acuapónico.

El monitoreo diario de parámetros como nitritos, nitratos, pH, temperatura, oxígeno disuelto (OD) y la luz juegan un papel fundamental en la evaluación de las condiciones del cultivo. Estos registros permiten verificar el ambiente adecuado para el desarrollo de las bacterias *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* que tienen la función de convertir el amonio en nitritos y, finalmente, a nitratos. (Moreno et al, 2020).

El oxígeno disuelto (OD) tiene una influencia crucial en el proceso de la nitrificación, ya que su disponibilidad afecta directamente la eficiencia de las bacterias nitrificantes. Este factor depende del tipo de biofiltro implementado en el sistema. Estudios indican que bajas concentraciones de oxígeno ocasiona la presencia de eutrofización, sin embargo, para mantener un equilibrio óptimo en el biofiltro, los rangos recomendados son de 4 a 8 mg/L garantizando una nitrificación eficiente. Por otro lado, la tolerancia de las bacterias nitrificantes a la temperatura en los biofiltros varía según las condiciones del sistema. Generalmente los rangos óptimos para su desarrollo se sitúan entre los 17 a 34 °C y se observa su eficiencia en rangos más específicos entre los 18 a 20 °C. (Cancino, 2023)

El control del pH en filtros biológicos es crucial para mantener la estabilidad del sistema, con un rango óptimo de 6,5 y 7,0. No obstante, es común que los niveles de pH tiendan a disminuir debido a la actividad de las bacterias nitrificantes. Si el pH aumenta por encima de este rango, el agua se vuelve alcalina, lo que favorece al crecimiento de algas y al mismo tiempo causando la muerte de las bacterias nitrificantes. (Pereira et al, 2022)

El grupo amonio (NH_4^+) es fundamental en los sistemas acuáticos y terrestres debido a su participación en el ciclo del nitrógeno. Su presencia es producto de la excreción de organismos, como peces y animales terrestres, en concentraciones elevadas de amonio suelen estar asociados con incrementos en el pH y mortalidad de la biomasa bacteriana. (Silva, 2023)

Las concentraciones de amonio son por debajo de 2 mg/L en altas concentraciones de 10 a 15 mg/l es toxico y causa la muerte de las bacterias nitrificantes. (Yecenia, 2023). Los nitritos (NO_2^-) son compuestos esenciales para la conversión del amonio (NH_4^+) en nitrato (NO_3^-). La acumulación excesiva de nitratos en el agua disminuye la disponibilidad de nitritos (NO_2^-). Los rangos óptimos de nitrito oscilan entre 0.33 mg/L y 0.36 mg/L, en niveles superiores pueden provocar la inhibición del crecimiento metabólico de los peces.

Los nitratos (NO_3^-) son importantes en el ciclo del nitrógeno, ya que son el producto final de la nitrificación que se lleva a cabo por bacterias nitrificantes como *Nitrobacter* y *Nitrosomonas*. Estas bacterias transforman el amonio (NH_4^+) y los nitritos (NO_2^-) en nitratos, siendo más accesible y menos toxico para las plantas. La eficiencia de las bacterias depende en gran medida de la formación de colonias bacterianas para mejorar la eficiencia en los biofiltros, siendo los rangos óptimos de concentración de nitratos entre 5 mg/L y 150 mg/L. (Betancourt et al, 2023).

La hidrodinámica es fundamental para el desarrollo de biopelículas, que se forman en la interfaz entre líquido y sólido. En este entorno, la velocidad del flujo es determinante, ya que influye en el desprendimiento de partes de la biopelícula. Las células que componen estas biopelículas tienden a crecer en micro colonias con morfotipos similares, organizándose de forma entrelazada con canales de agua que presentan una menor densidad celular. La matriz de la biopelícula está constituida por un material más permeable que el resto de las colonias,

lo que facilita el transporte de nutrientes y desechos a través de estos canales. (Goddek ,2019) indica que es necesario ajustar el flujo según las características del biofiltro, considerando factores como el tipo de sustrato y la biocarga del sistema. Por ejemplo, los biofiltros que utilizan medios de alta superficie específica, como bioballs o arlita, pueden operar a velocidades de flujo más altas sin comprometer la eficiencia de la nitrificación.

La relación entre el carbono orgánico y el nitrógeno es uno de los parámetros más importantes en la nitrificación, ya que el contenido de estos macronutrientes en el agua residual determina la competencia en el crecimiento entre microorganismos autótrofos y heterótrofos (Yuanyuan et al,2018). Cabe resaltar que la presencia de inhibidores en los biofiltros puede perjudicar significativamente la eficiencia de la nitrificación en los sistemas acuapónicos. Estos compuestos pueden interferir con la actividad de las bacterias nitrificadoras, limitando su habilidad para completar las etapas clave de la conversión del amonio a nitrato.

Tabla 2. *Influencia de inhibidores en un biofiltro*

Compuestos químicos	Condiciones ambientales	Sinergia y competencia
Sustancias como el cloro, metales pesados como el cobre y el zinc, así como ciertos pesticidas, son reconocidos como inhibidores de las bacterias nitrificadoras. Estos compuestos pueden perjudicar las membranas celulares de estas bacterias, interferir en su metabolismo y,	Actores como el pH, la temperatura y la concentración de oxígeno también pueden actuar como inhibidores.	La presencia de ciertos microorganismos, como bacterias heterotróficas o patógenos, puede influir en la actividad nitrificadora.

por ende, disminuir su capacidad
para llevar a cabo la nitrificación.

Elaboración propia

7.3.2 Biopelícula o Biofilm

De acuerdo con (Tamayo,2013) Las biopelículas son organizaciones microbianas y bacterianas que se adhieren a una superficie. Estas comunidades microbianas, normalmente compuestas por múltiples especies, interactúan entre sí y con el ambiente para adaptarse a los distintos medios que colonizan y asegurar su supervivencia. La integración de las biopelículas se logra a través de una matriz extracelular de sustancias poliméricas, un ambiente dinámico donde las células microbianas alcanzan una condición estable y constante, organizándose de tal forma que puedan aprovechar eficientemente los nutrientes disponibles. Los principales componentes de esta matriz son células microbianas, polisacáridos, agua y los productos secretados por los organismos presentes. Estos componentes permiten el intercambio genético entre las diferentes comunidades que conforman la biopelícula, lo cual puede afectar significativamente su integridad y estabilidad.

Las bacterias se organizan en la biopelícula mediante un proceso conocido como "detección de quórum", una señalización intracelular que involucra la regulación y expresión de ciertos genes a través de moléculas de señalización, proporcionando protección y supervivencia. Aunque esta característica no siempre es responsable de la formación de la biopelícula, sí influye en su desarrollo para diferentes especies. Esta organización representa una estrategia de supervivencia, ya que además de ordenarse para aprovechar los productos que se ofrecen entre microorganismos y entre comunidades, cuentan con un sistema de canales que facilita

la comunicación entre el medio externo y las capas más cercanas a la superficie, permitiendo el transporte de nutrientes y la eliminación de desechos metabólicos.

7.3.2.1 Fases de desarrollo de la biopelícula Una vez que las bacterias se adhieren inicialmente a una superficie, ya sea como una única especie o en una comunidad diversa, algunas de estas células comienzan a proliferar y secretar un exopolisacárido. Este proceso permite la formación de una micro colonia en la que las células adyacentes, que presentan similitudes morfológicas, quedan atrapadas en una matriz de polisacáridos. A medida que la biopelícula se espesa, las capas más cercanas a la superficie experimentan limitaciones en el suministro de nutrientes, lo que reduce significativamente su crecimiento. Cuando la biopelícula alcanza un grosor comparable al de la subcapa laminar viscosa —la capa adyacente donde se produce un gradiente de velocidades— comienzan a ocurrir desprendimientos. A continuación, se describen claramente las etapas del desarrollo de la biopelícula:

- **Adherencia a la superficie** La adherencia inicial de microorganismos a la superficie se produce principalmente por la adsorción de una capa de materia orgánica, que tiene lugar minutos después de que la tubería está expuesta al agua con carga orgánica biodegradable (COBD), alterando así las propiedades de la superficie húmeda. Este cambio en las características físicas y químicas permite que las células microbianas se adhieran, dependiendo del tipo de proteínas presentes en su superficie y sus estructuras motrices, utilizando la capa orgánica como fuente nutricional.
- **Colonización y desarrollo** Los microorganismos presentes en el agua que circula por las redes de distribución pueden adherirse a la superficie de las tuberías en dos etapas. La primera etapa ocurre tras la adsorción de materia orgánica a nivel molecular, momento

en el cual las primeras bacterias se adhieren. Este proceso es más eficiente en áreas donde el esfuerzo cortante es mínimo y donde la rugosidad favorece la adhesión. La duración de esta etapa depende de la carga superficial y de la naturaleza y concentración del sustrato o fuente de carbono orgánico (Otero, 2005).

La adherencia bacteriana puede verse influenciada por el movimiento browniano, que resulta del equilibrio entre atracciones electrostáticas e hidrofóbicas y fuerzas de Van der Waals. La segunda etapa implica una colonización inicial donde las bacterias se unen permanentemente al sustrato, estableciendo así una población residente. El crecimiento de la biopelícula implica tanto el aumento de biomasa microbiana a través del crecimiento y división celular como la producción de matriz extracelular. A medida que se desarrolla esta segunda colonización, el crecimiento provoca la formación de colonias o agrupaciones separadas por canales acuosos, además de permitir que nuevas bacterias y diferentes especies microbianas se adhieran. Con el aumento del espesor de la biopelícula y el desarrollo maduro de las colonias individuales, estas pueden perder su asociación con la superficie colonizada, facilitando interacciones entre células de diversas especies para realizar procesos fisiológicos complejos como la producción de metano para su supervivencia. (Ábalos, 2005).

7.3.3 Bioaumentación de Bacterias Nitrificantes: *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*

La bioaumentación define el uso de cepas microbianas del género *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* que han sido previamente estudiadas y seleccionadas en condiciones de laboratorio. Inicialmente se analiza el medio contaminado, donde se recolectan muestras para identificar y utilizar organismos con la capacidad de metabolizar contaminantes orgánicos, empleándolos como fuente de energía (ATP) en sus procesos metabólicos. (Vega & Geovanny, 2020).

El objetivo es diseñar un mecanismo que facilite la producción de reacciones físicas, químicas y biológicas de las bacterias nitrificantes, para degradar de manera eficiente los contaminantes. Para la elección final de estos organismos, es crucial evaluar su capacidad metabólica y adaptación en condiciones ambientales artificiales. En los sistemas acuapónicos, existen diferentes tipos de biofiltros. (Méndez, 2022).

7.4 Biofiltros

El biofiltro es un componente esencial en los sistemas acuapónicos, su uso busca reducir significativamente las concentraciones de contaminantes del agua, permitiendo su reutilización. Puesto que, su principal objetivo es convertir el nitrógeno amoniacal total (NAT), que incluye amonio no ionizado (NH_3) y amonio ionizado (NH_4^+), en un compuesto menos tóxico para los peces. Es decir, la biofiltración cumple dos funciones, transformar el amoniaco excretado por los peces en un compuesto menos tóxico, y generar un compuesto asimilable por las plantas para su crecimiento. Estos procesos son llevados a cabo por bacterias del género *Nitrosomonas*, que utilizan el NAT para crecer y convertirlo en nitrito (NO_2^-). Luego, bacterias nitrificantes del género *Nitrobacter* transforman el nitrito en nitrato (NO_3^-). (Lagua, 2023).

Estos sistemas destacan por sus ventajas económicas, la construcción y mantenimiento de los biofiltros requieren una inversión moderada, como también de tiempo, además, los biofiltros representar ser una tecnología verde y sostenible (Pérez, 2023). De hecho, su primera ventaja es lograr las óptimas condiciones ambientales como (pH, temperatura, amonio, nitritos y nitratos) para la remoción de contaminantes, pero también presenta la desventaja del excesivo o poco desarrollo de la biomasa bacteriana. (Lagua, 2023).

7.4.1 Estructura básica de un biofiltro

La estructura básica de un biofiltro es de gran importancia, dado por sus componentes inorgánicos que permiten el crecimiento de las poblaciones bacterianas, por lo tanto, el sustrato óptimo en los biofiltros puede variar en los diferentes materiales como, tapas PET, Bioballs, piedras de río, tejas de barro, tubos PVC, arena, etc. (Méndez, 2022). Estos materiales deben cumplir con características específicas como la porosidad, permeabilidad y resistencia, para asegurar un contacto eficiente entre el agua, la biomasa bacteria y el biofiltro. La porosidad es esencial, ya que ofrece la suficiente área para la colonización de las bacterias nitrificantes. (Romero & Alexandra, 2024).

7.4.2 Diseño de biofiltros para la fijación de bacterias reductoras de amonio

En la acuaponía, el diseño del biofiltro es crucial para albergar la mayor parte de la biomasa bacteriana, facilitada por el movimiento dinámico del agua en este sistema aerobio. El volumen mínimo del biofiltro deber ser aproximadamente una sexta parte del tanque destinado de los peces, comúnmente, se utilizan materiales plásticos como las Bioballs, que ofrecen una superficie específica de 500 a 700 m²/m³, permitiendo una colonización eficiente de las bacterias. Además, permite el uso de diversos sustratos, como grava volcánica, tapas de plástico, virutas, piedras de río, tubos de PVC, para mejorar la adherencia.

Sin embargo, es fundamental agitar los biofiltros ocasionalmente para evitar la acumulación de sólidos grandes, que generan condiciones anoxias. Por lo tanto, un requisito primordial en el diseño de los biofiltros la aireación adecuada, ya que las bacterias nitrificantes involucradas en la nitrificación y desnitrificación dependen del oxígeno para oxidar el amoníaco. Para garantizar que la biomasa bacteriana tenga acceso a concentraciones estables de oxígeno disuelto (OD), se requiere una bomba de aire instalada en el fondo del tanque, lo que optimiza el rendimiento del sistema acuapónico. (Somerville et al, 2022).

7.4.3 Tipos de biofiltros en acuicultura

7.4.3.1 Biorreactor de membrana (MBR) Los biorreactores de membrana (MBR) son una tecnología avanzada para el tratamiento de aguas residuales, especialmente en áreas con limitaciones de espacio. Este sistema no solo purifica el agua, sino que también facilita su reutilización. En los MBR, las reacciones químicas son impulsadas por procesos biológicos, lo que mejora la eficiencia en la eliminación de contaminantes del agua residual. Este tipo de biorreactor utiliza bacterias que forman biopelículas sobre una membrana diseñada para soportar compuestos tóxicos, siendo esenciales para la eliminación de nutrientes como nitrógeno y fósforo gracias a los procesos biológicos que ocurren dentro del biorreactor. (Anangono & Lloacana, 2022)

Consideraciones para la construcción y operación:

- **Diseño de la membrana:** La selección del material de la membrana es crucial para asegurar una retención efectiva de microorganismos y contaminantes.
- **Mantenimiento Regular:** Es necesario un monitoreo constante y limpieza periódica de la membrana para evitar obstrucciones y garantizar un rendimiento óptimo.
- **Control de Parámetros:** Mantener condiciones adecuadas de temperatura y pH es esencial para favorecer el crecimiento bacteriano.

7.4.3.2 Biorreactor de lecho móvil (MBBR) El reactor de lecho móvil (MBBR) está diseñado para mejorar el tratamiento de aguas residuales mediante la formación de biopelículas sobre materiales altamente porosos. Su objetivo principal es optimizar procesos biológicos como la nitrificación, logrando una eliminación eficiente de contaminantes con una producción mínima de lodos (Buitrón & Noemi, 2023). Este método implica la introducción de medios plásticos en un tanque aeróbico, lo que favorece el desarrollo de biomasa bacteriana. Una ventaja significativa del MBBR es su adaptabilidad a variaciones en las condiciones ambientales, como pH y temperatura; Sin embargo, su principal desventaja es el riesgo de obstrucción del reactor debido a la acumulación de sólidos grandes. (Cerezo & Mujica, 2024).

Consideraciones para la construcción y operación:

- Selección del Material: Los medios plásticos deben ser elegidos cuidadosamente para asegurar un crecimiento efectivo del biofilm.
- Aireación Adecuada: Implementar un sistema de aireación eficaz es crucial para mantener la movilidad del medio y facilitar el contacto entre el agua residual y el biofilm.
- Monitoreo Continuo: Se debe realizar un seguimiento constante de los niveles de sólidos y contaminantes para prevenir obstrucciones.

7.4.3.3 Reactor de biopelícula de lecho fijo (FBBR) Los reactores de lecho fijo (FBBR) son efectivos en la eliminación de contaminantes del agua residual al permitir una interacción eficiente entre la biomasa bacteriana y el medio. Este sistema proporciona una mayor superficie para el crecimiento microbiano, resultando en un tratamiento más eficiente (Robles et al, 2022). Además, presenta ventajas económicas significativas gracias a su bajo costo operativo, facilitado por diversas estrategias de aireación que optimizan el crecimiento bacteriano y evitan la acumulación excesiva de oxígeno. Sin embargo, una desventaja notable es que la agitación mecánica puede interferir con el crecimiento metabólico de las microalgas.

Consideraciones para la construcción y operación:

- **Diseño del Lecho Fijo:** La disposición del material debe permitir un flujo adecuado del agua para maximizar el contacto con el biofilm.
- **Control de Oxigenación:** Implementar sistemas eficaces de aireación es vital para mantener condiciones óptimas para los microorganismos.
- **Mantenimiento y Monitoreo:** Es importante realizar un seguimiento regular del sistema para ajustar los parámetros operativos según sea necesario

7.4.4 Activación del biofiltro

La activación del biofiltro inicia con la introducción de bacterias nitrificantes provenientes de aguas contaminadas, que aportan nutrientes para su desarrollo óptimo y adherencia al sustrato. Este proceso resulta en un incremento de las concentraciones de amonio y nitritos, lo que facilita la conversión a nitratos, contribuyendo a la estabilización de los sistemas acuapónicos. El tiempo de activación del biofiltro depende de la adaptación de las poblaciones bacterianas a los diferentes sustratos, por lo que es fundamental tener registro de

los datos relevantes, esto permite determinar el momento adecuado en que el biofiltro alcanza condiciones óptimas para el proceso de nitrificación, evidenciado por las concentraciones a lo largo del tiempo.

Generalmente, el periodo de activación oscila entre 2 a 3 semanas, durante el cual el grosor de la biopelícula puede variar de 1 micrómetro a más de un centímetro, si este grosor se incrementa de manera excesiva, puede convertirse en un factor limitante en su proceso de nitrificación.

De igual importancia, la introducción de la población de peces se debe considerarse solo después de asegurar condiciones fisicoquímicas y biológicas adecuadas en el agua. Esto permite una activación y maduración más efectiva del biofiltro mediante las concentraciones de amonio generadas por los peces. Se debe mantener rangos óptimos de temperatura, amoniaco (NH_4^+), nitritos (NO_2^-), volumen del agua y nutrientes requeridos para el desarrollo de los peces, al equilibrar estos factores, las bacterias nitrificantes fomentan la remoción eficiente del amoniaco, lo que ha sido clave para el éxito en la desnitrificación del sistema. (Moreno et al, 2020).

7.4.5 Tipos de sustratos en biofiltros

Al momento de construir un biofiltro para un sistema acuapónico, es esencial diferenciar entre materiales reciclados e inertes, ya que no todos los materiales reciclados son inertes y viceversa.

7.4.5.1 Materiales reciclados Son aquellos que han sido recuperados o reutilizados tras su uso inicial, contribuyendo a la sostenibilidad al evitar el desperdicio. Estos materiales provienen de productos que, en lugar de ser descartados, se transforman para un nuevo propósito. No necesariamente son químicamente estables, ya que algunos pueden liberar compuestos o contaminar el entorno en ciertas condiciones. Las investigaciones más recientes han demostrado que el uso de sustratos reciclados en biofiltros potencia la adhesión de bacterias nitrificantes, optimizando el proceso de nitrificación. Estos sustratos reciclados, como tapas plásticas, Bioballs, tubos PVC y tejas de barro, presentan importantes ventajas económicas debido a su bajo costo y facilidad de acceso. Además, estos materiales ofrecen una alta relación superficie-volumen (m^2/m^3), lo que incrementa la superficie disponible para el crecimiento de biopelículas. Facilitando el desarrollo de las colonias bacterianas nitrificantes, sin embargo, esta capacidad pueda verse limitada si las condiciones del entorno se tornan anoxias, dada por la presencia de fluctuaciones de temperatura y la calidad del agua (Guarnizo, 2023).

7.4.5.1.1 Propiedades fisicoquímicas de los materiales reciclados.

Tabla 3 *Propiedades fisicoquímicas de sustratos en material reciclado*

Sustrato reciclado	Propiedades fisicoquímicas
	Son polímeros, compuestos orgánicos con una estructura macromolecular formada por la unión de monómeros, que se producen mediante procesos de polimerización.
Tapas de botellas de plástico	Baja densidad, resistencia a la corrosión, aislantes térmicos, poseen plasticidad.

	Son una gran variedad de tamaños, formas y colores. tienen acabados como textura lisa, con estrías, texto.
Tubos de PVC	El cloruro de polivinilo (PVC) es un polímero derivado del cloruro de vinilo. En la polimerización se forma un polvo blanco, fino, inodoro, existente a la abrasión y al impacto, no es un conductor térmico ni eléctrico.
Tejas de barro	Las tejas de barro son rígidas, duras y quebradizas. Antes de la cocción son muy dúctiles y pueden tomar diferentes formas y tamaños. La arcilla, material base de las tejas de barro, es un silicato hidratado de alúmina Al mezclarse con agua, la arcilla se vuelve plástica, y al calentarse por encima de 800 °C se vuelve sonora y dura.
Bioballs	Tiene un diseño esférico y una superficie de 220 m ² /m ³ con peso ligero, área de superficie amplia y activa, duradero, resistente con una obstrucción mínima y gran disminución de la DBO5 (hasta 90 %) y la nitrificación.

Elaboración propia

7.4.5.2 Materiales inertes

Se caracterizan por no reaccionar químicamente con otros elementos o compuestos del ambiente. Son estables y no liberan sustancias que puedan afectar la química del agua o el

equilibrio biológico del sistema acuapónico. Aunque algunos materiales reciclados pueden ser inertes, la categoría inerte no implica necesariamente que un material sea reciclado. Algunos ejemplos son: piedra caliza, arcilla expandida, rocas de cauces de ríos.

7.4.5.2.1 Propiedades fisicoquímicas de los materiales inertes

Tabla 4 *Propiedades fisicoquímicas de sustratos en material inerte*

Sustrato Inerte	Propiedades fisicoquímicas
Piedra caliza	Compuesta principalmente de carbonato de calcio, lo que le otorga una alta capacidad de alcalinidad, ayudando a regular el pH del agua al liberar iones de calcio en ambientes ácidos. Posee estructuras fosilíferas de colores claros, específicamente blanco con una densidad de 2.70 a 2.75 g/cm ³
Arcilla expandida	es un material ligero (densidad desde 330 kg/m ³ gracias a su estructura interna altamente porosa, es un producto 100 % mineral e incombustible, su forma es alveolar que proporciona una alta superficie específica
Rocas de cauce de río	Son altamente estables tanto física como químicamente, lo que garantiza que no se desintegren ni liberen compuestos indeseables en el agua. Formadas principalmente por silicatos, que incluyen cuarzo (SiO ₂) y feldespato (aluminio-silicato), lo que las hace químicamente inertes
Elaboración propia	

7.2 Sostenibilidad ambiental en los sistemas acuapónicos

La acuaponía no solo optimiza el uso del agua, sino que también presenta implicaciones significativas en términos de consumo energético, huella de carbono e impacto en la biodiversidad.

En primer lugar, el consumo de energía en los sistemas acuapónicos es un factor crítico. Estos sistemas dependen en gran medida de la energía eléctrica para mantener el flujo de agua y la aireación, lo que puede resultar problemático en regiones con suministro eléctrico irregular. Por lo tanto, es crucial considerar alternativas energéticas, como el uso de fuentes renovables o sistemas fotovoltaicos, que pueden mitigar la dependencia energética y reducir los costos operativos a largo plazo. (Ramirez et al 2024).

Por último, el impacto en la biodiversidad es un aspecto que no debe pasarse por alto. La acuaponía puede contribuir a la conservación de especies al proporcionar un entorno controlado para su cultivo.

7.6 Rentabilidad económica en sistemas acuapónicos

En términos de costos de producción, es vital considerar todos los gastos asociados con el establecimiento y operación del sistema acuapónico. Esto incluye costos iniciales como infraestructura y equipamiento, así como gastos operativos recurrentes como alimentación para los peces, energía y mano de obra (Buitrón & Noemi, 2023). Un estudio realizado por investigadores del Instituto Leibniz concluyó que, aunque inicialmente un sistema acuapónico puede no ser rentable, su viabilidad aumenta significativamente cuando se opera a gran escala.

8. Marco legal

De acuerdo con la Constitución Nacional de Colombia: Art. 8: Es obligación del Estado y de las personas proteger las riquezas culturales y naturales de la Nación.

Art. 65. La producción de alimentos recibirá una atención especial por parte del Estado. Se dará prioridad al desarrollo completo de las actividades agrícolas, ganaderas, pesqueras, forestales y agroindustriales, así como a la construcción de infraestructura y la adecuación de tierras. Asimismo, el Estado impulsará la investigación y la difusión de tecnología para producir alimentos y materias primas agrícolas, para aumentar la productividad.

Artículo 79. Todas las personas tienen el derecho a disfrutar de un ambiente saludable. La legislación asegurará que la comunidad participe en las decisiones que puedan influir en este aspecto. Es responsabilidad del Estado proteger la diversidad y la integridad del medio ambiente, conservar las zonas de gran relevancia ecológica y promover la educación para alcanzar estos objetivos.

Siguiendo los lineamientos los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la ONU, la acuaponía se alinea con el objetivo 2 “Poner fin al hambre”, siendo los sistemas acuapónicos de bajo costo, permite generar alimentos en comunidades vulnerables. (ONU). De igual modo, el desarrollo de un sistema de acuaponía se alinea con el Objetivo 11 “Ciudades y comunidades sostenibles, de acuerdo con los lineamientos de la ONU, se espera que en 30 años haya 2000 millones de personas en el mundo, por lo tanto, el crecimiento urbano impacta el medio ambiente

9. Estado del arte

Al identificar el contexto colombiano, se puede observar que ante el cambio climático afecta de manera significativa las fuentes hídricas, son por el exceso crecimiento poblacional que incrementa la demanda de alimentos. Esto ha llevado a una creciente presión sobre los recursos naturales, lo que obliga a los investigadores a buscar tecnologías innovadoras que permitan la producción sostenible de alimentos, minimizando el impacto ambiental (Agudelo, 2021).

La acuaponía presenta una solución económica y sostenible para la producción de alimentos, ya que integran los sistemas de acuicultura e hidroponía en un solo ciclo. En este sistema, los desechos nitrogenados excretados por los peces, en forma de amoníaco, son procesados por un sistema de filtración que retiene los sólidos. Luego, ocurre un tratamiento biológico en el que bacterias nitrificantes transforman el amoníaco primero en nitritos y, finalmente en nitratos. Estos nitratos son esenciales para las plantas siendo fuente de nutrientes (Ardilla, 2021).

Una destacada función de la acuaponía es la posibilidad de generar dos flujos productivos: plantas y organismos acuáticos; lo que elimina la necesidad del uso de tierra para el cultivo tradicional. En este sistema, los biofiltros juegan un papel crucial utilizando sustratos como piedras de río, tapas de plástico, piedra caliza, Bioballs, tubos PVC, tejas de barro, perlas arlita, entre otros. Estos materiales permiten la adherencia de biomasa bacteriana nitrificante, responsable de transformar el amoníaco en nitrato, un nutriente menos tóxico para las plantas, convirtiendo la acuaponía en una tecnología verde y sostenible.

Para desarrollar un sistema acuapónico, Durán (2019) inició con la selección del tipo de cultivo para la huerta, eligiendo planta principal el *Capsicum annuum* (ají topito). En cuanto a la acuicultura, optó por la tilapia y la mojarra rojas, especies que se adaptan bien a las

condiciones de las albercas y que han demostrado ofrecer resultados favorables en su crianza. Duran también implementó el software SolidWorks, un programa de diseño en 3D, para crear el prototipo de la huerta. Utilizó materiales ecológicos y autosostenibles en el montaje, lo que contribuyó a la sostenibilidad del sistema. Para el desarrollo del sistema electrónico de monitoreo y control de nivel, se emplearon varios sensores, incluyendo el sensor de caudal YF-S201 y un sensor de pH. Duran realizó las conexiones necesarias y programó una interfaz gráfica para el monitoreo. Para adquirir datos, esta programación se hizo con Arduino, y la interfaz gráfica se desarrolló en el programa LabVIEW, permitiendo almacenar y visualizar los datos obtenidos de los sensores.

En cuanto a las técnicas de control del nivel del agua en el sistema, se trabajó con dos tipos de controles: un control PID con salida a transistor y un control con salida a relé. El control PID fue implementado en un microcontrolador, y se diseñó tanto el controlador PID como la tarjeta de control basada en el modelo 18F2550. Además, implementó un algoritmo VNS (Variable Neighborhood Search) para analizar situaciones de derrame y el nivel actual del agua en la pecera. También evaluó el nivel de incertidumbre en las mediciones. Para mejorar la calidad del agua antes de que regresara a la pecera, diseñó un filtro en SolidWorks que se incorporó al sistema.

Finalmente, realizó los montajes de los filtros necesarios y calculó sus especificaciones. Los filtros instalados incluyen un filtro de gravedad, un filtro con medio poroso y un filtro biológico-biofiltro, todos diseñados para mantener el agua limpia y asegurar una producción óptima de peces.

A su vez hay factores cruciales para el éxito del cultivo e incluyen la luz, temperatura, humedad relativa, dióxido de carbono (CO₂) y pH. Para abordar estos aspectos (Gutiérrez,

2018). empleo diversas herramientas tecnológicas. como Arduino, una plataforma electrónica de código abierto que facilita la creación de prototipos, junto con C#, un lenguaje de programación compatible con Arduino que combina características de Visual Basic y C++. También se implementó MySQL, una base de datos confiable que se integra bien con Visual Studio y permite gestionar diversos tipos de datos. Además, incorporo sensores para detectar estímulos externos en el sistema. Estos sensores fueron clasificados según su aporte energético, señal de salida, modo de funcionamiento, relación entrada-salida, principio físico y magnitud medida. El diseño del sistema incluyó la creación de pantallas principales para el monitoreo tanto en hidroponía como en acuaponía. Se desarrollaron menús específicos para calcular soluciones nutritivas y gestionar existencias.

Finalmente, se demostró el impacto ambiental positivo que ofrece la acuaponía al permitir la producción controlada de alimentos frescos y nutritivos, beneficiando tanto a las plantas como a los peces.

Por otra parte, (Másmela-Mendoza, J.E et. al, 2019) llevo a cabo investigaciones mediante pruebas piloto de biofiltros en sistemas acuapónicos. Estas pruebas buscan diversificar la producción agrícola mientras se minimizan los impactos ambientales en la cría de los peces, obteniendo productos con alta rentabilidad económica, los resultados contrastados con investigaciones previas concluyen que la eficiencia del sistema acuapónico depende del tipo de biofiltro y sustrato utilizado. Los materiales del biofiltro, conocidos como lecho filtrante, desempeñan un papel clave en la filtración, ya que aíslan y degradan de manera eficiente los contaminantes presentes en el agua residual.

(Hernandez, 2017) desarrolló un sistema acuapónico automatizado que emplea un filtro biológico externo diseñado para proporcionar un medio de crecimiento a bacterias

nitrificantes como *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*. Este filtro biológico fue diseñado siguiendo las pautas establecidas por (Ramírez et al, 2011) y construido con un tanque plástico transparente de 24 litros de capacidad, utilizando materiales accesibles como tapas plásticas de polipropileno, bioballs, trozos de manguera corrugada eléctrica y cerámica. Durante las pruebas iniciales para evaluar la maduración del filtro biológico, que incluyeron la medición de nitritos, nitratos y amonio mediante kits de colorimetría, se observó una conversión bacteriana escasa o nula. Este fenómeno se atribuyó a la entrada de luz ambiental en el filtro, lo que afectó negativamente la proliferación bacteriana. Para solucionar este inconveniente, se optó por cubrir el filtro con plástico negro, lo que mejoró las condiciones para el crecimiento bacteriano. Además, se instaló una bomba sumergible para facilitar la recirculación del agua dentro del sistema acuapónico. Este estudio resalta no solo la importancia del diseño adecuado de los componentes del sistema acuapónico, sino también la necesidad de considerar factores ambientales que pueden influir en su rendimiento. Seguidamente en la misma investigación mencionan (Rakocy et al, 2006), el cual señala que se debe realizar una maduración inicial del filtro biológico mediante el suministro de un producto que contenga bacterias aerobias, anaerobias y facultativas. Esto busca incrementar rápidamente la cantidad de bacterias presentes en el filtro, evitando así el síndrome de acuario nuevo. Este síndrome se caracteriza por el aumento de amonio y nitritos, sin que exista aún la cantidad suficiente de bacterias para degradarlos, lo que puede generar la muerte por toxicidad en los peces. Para este fin, se utilizó un cultivo de bacterias de la marca Seachem, el cual estabilizó el filtro biológico en un tiempo de 7 días.

Por otro lado, (González et al, 2012) en su investigación señala que los biofiltros se han estudiado en tratamientos de aguas residuales, aunque presentan limitaciones, siendo una de

las más destacadas la maduración de estos sistemas (Colt, 2006). Afirmando que, la maduración de un biofiltro se ve influenciada por el comportamiento de tres compuestos clave: el Nitrógeno Amoniacal Total (NAT), los Nitritos (N-NO₂) y los Nitratos (N-NO₃). Se ha señalado que un indicador de la madurez de un biofiltro es el comportamiento asintótico de las especies nitrogenadas, así como la disminución de la concentración de NAT y el aumento de la concentración de N-NO₃.

Ahora bien, (López y Anzoátegui, 2013) llevaron a cabo un estudio para evaluar la efectividad de un sistema de recirculación de agua (SRA) en el cultivo intensivo de cachama (*Colossoma macropomum*) Durante el estudio, los autores monitorizaron parámetros fisicoquímicos del agua para garantizar condiciones óptimas para el desarrollo de la especie. Los resultados indicaron que el oxígeno disuelto (OD) se mantuvo en un valor promedio de $4,493 \pm 1,577$ mg/L, el pH en $7,8 \pm 0,494$ y la temperatura del agua en $29,56 \pm 0,949$ °C. Además, los niveles de amonio ionizado fueron de $0,370 \pm 0,268$ mg/L, el amonio no ionizado alcanzó un promedio de $0,092 \pm 0,113$ mg/L, y los nitritos se mantuvieron en $0,632 \pm 0,444$ mg/L. Estos parámetros se mantuvieron dentro de los rangos aceptables para el bienestar de la cachama y contribuyeron a su crecimiento eficiente en un sistema de recirculación de agua. Así, el estudio evidencia que un SRA con filtro biológico eficiente puede mejorar la producción de cachama, y minimizan los costos operativos por el bajo mantenimiento requerido por el sistema.

Asimismo, (Huang, et al 2013) realizó un estudio sobre las características de rendimiento de un biofiltro de micro perlas secuenciales instalado en un sistema de recirculación acuícola destinado a la cría de percas de *Barcoo*, manteniendo una temperatura promedio de 29 ± 1 °C. Durante un período de cultivo de 52 días, las concentraciones totales de nitrógeno

amoniacal (TAN) y nitrógeno nitrito se mantuvieron entre 1,6 mg/L y 0,9 mg/L, respectivamente. Para asegurar una biofiltración eficiente, determinaron que el tiempo de retención hidráulica óptimo debía ser aproximadamente de 3 a 5 minutos. El flujo de agua generado por el movimiento alternativo del medio no solo facilitó la eliminación de sólidos suspendidos, sino que también garantizó condiciones óptimas para los procesos de nitrificación. Además, este movimiento alternativo mejoró significativamente la eficiencia en el tratamiento del amoníaco al potenciar el transporte de nutrientes y la actividad nitrificante. Estos hallazgos subrayan la importancia del diseño y operación adecuados en sistemas acuapónicos para maximizar su rendimiento y sostenibilidad.

Por otro lado, en el artículo de revisión de Wafula et al. (2023), se menciona que el uso de sustratos de biofiltración alternativos (reciclados) en sistemas de recirculación de acuicultura (RAS) presenta tanto oportunidades prometedoras como desafíos a considerar. Por un lado, estos materiales alternativos ofrecen beneficios como ahorro de costos, menor impacto ambiental y mejor calidad del agua. Sin embargo, también se enfrentan a limitaciones como datos de rendimiento insuficientes, problemas de consistencia y control de calidad, posibles obstrucciones, y mayores requisitos de mantenimiento y reemplazo. La revisión recomienda optimizar el diseño, funcionamiento y mantenimiento de los biofiltros para maximizar su potencial, pero destaca la necesidad de más investigación para comprender completamente la eficacia y los efectos a largo plazo de estos materiales en los sistemas RAS.

El metabolismo de las bacterias nitrificantes sigue al funcionamiento del biofiltro, fundamental en la conversión biológica del amoníaco en sistemas acuáticos. Estas bacterias de género *Nitrobacter* y *Nitrosaminas*, son responsables de oxidar el amonio en fuente de nitrito y nitrato, este proceso es clave para la eliminación de compuestos tóxicos en

acuaponía. Las bacterias autótrofas, que utilizan el dióxido de carbono (CO_2) como fuente de carbono, depende del amonio y nitrito como donadores de electrones y el oxígeno (O_2) como aceptor final, completando el proceso de nitrificación (Ramón, 2019).

La eficiencia de los biofiltros depende en gran medida de factores fisicoquímicos como los niveles de nitritos, nitratos, pH, temperatura, oxígeno disuelto (OD) y la luminiscencia, ya que afectan a la biomasa bacteriana tanto en su crecimiento y supervivencia de los peces. Mantener registros precisos de estos parámetros permite el control detallado del comportamiento del sistema, optimizando la interacción entre la biomasa bacteriana con su entorno dinámico. La aclimatación del sistema asegura que las bacterias nitrificantes en el biofiltro se establezcan de manera eficiente. Este proceso se optimiza mediante la adición gradual de concentraciones controladas de amonio y nitrito, elementos clave de la nitrificación, estas adiciones aceleran la colonización y crecimiento de las bacterias (Schreier, 2019).

El oxígeno disuelto (OD) es un factor crítico en los biofiltros, ya que permite evaluar la eficiencia en la remoción de compuestos como amoniaco, hierro y magnesio en aguas contaminadas. Además, el OD es esencial en el crecimiento y desarrollo de las comunidades microbianas, como *Nitrosomas*, que realizan la nitrificación. La presencia adecuada de OD asegura que el grosor del lecho filtrante puede alcanzar hasta 0,8 m, esté distribuido homogéneamente, favoreciendo el proceso de conversión del amoniaco a nitritos y luego a nitratos. No obstante, concentraciones bajas de OD causan condiciones anóxicas que interrumpen su proceso biológico, limitando el rendimiento del biofiltro, ya que impide que las bacterias nitrificantes completen el ciclo metabólico (Cheng, 2019).

El estudio de los consorcios bacterianos en el tratamiento de aguas residuales ha cobrado relevancia en la búsqueda de soluciones sostenibles para la eliminación de contaminantes, especialmente el amonio. (Xiaolong et al. 2019) investigan un consorcio de bacterias oxidantes de amoníaco, encontrando resultados significativos en la eliminación de nitrógeno amoniacal. En su investigación, el consorcio bacteriano logró una eliminación cercana al 100% de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ a partir de una concentración inicial de $262,28 \pm 8,21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en un período de 10 días. Sin embargo, solo se convirtió un $16,54 \pm 0,52\%$ de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ en $\text{NO}_2^-\text{-N}$. Este proceso se llevó a cabo mediante nitrificación heterotrófica y desnitrificación aeróbica (HNAD), sin generar emisiones de N_2O . La actividad de las bacterias oxidantes de amoníaco (AOB) no se vio afectada por bajas concentraciones de ácidos fúlvicos (FA) o ácidos nítricos (FNA), pero se inhibió completamente con $0,04 \text{ mg HNO}_2\cdot\text{L}^{-1}$. En un tratamiento de bioaugmentación aplicado a aguas residuales eutróficas, la eficiencia en la eliminación de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ alcanzó el $90,85 \pm 0,8\%$ y $77,88 \pm 1,86\%$ en concentraciones iniciales de $1,80 \pm 0,04 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y $40,31 \pm 0,57 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. Además, se observará que el nivel de oxígeno disuelto tuvo un impacto significativo en la actividad del consorcio. A pesar de la adición del consorcio, no hubo cambios significativos en la estructura de la comunidad bacteriana; pero las bacterias funcionales locales se enriquecieron gracias a la aireación y contribuyeron a eliminar el nitrógeno amoniacal junto con las AOB.

Este estudio resalta la importancia del uso de consorcios bacterianos en el tratamiento eficiente del amonio en sistemas acuáticos, ofreciendo una alternativa efectiva para mejorar la calidad del agua en entornos contaminados.

10. Metodología

Esta investigación se realizó en los laboratorios de agua de la Universidad de Cundinamarca, seccional Girardot, usando agua residual acuícola de un sistema acuapónico tipo NFT a pequeña escala. El trabajo de investigación se estructuró en tres fases: la primera, dedicada al aislamiento de bacterias; la segunda, enfocada en la construcción y evaluación de biofiltros; y la última, centrada en el análisis e interpretación de resultados.

10.1 Aislamiento de bacterias

La fase inicial del proyecto se centró en el aislamiento de las bacterias que nutrirían la parte biológica del biofiltro. Para lograrlo, se llevó a cabo una prueba piloto con el objetivo de seleccionar el inóculo más eficiente. Basándose en la literatura científica, se eligió inicialmente el estiércol bovino como sustrato, (Bohorquez,2023) afirma que este tipo de estiércol es uno de los fertilizantes más utilizados en la agricultura rural. Su composición revela una notable diversidad de bacterias que se desarrollan en los intestinos de estos rumiantes Esta riqueza microbiana constituye una razón clave para optar por el estiércol como sustrato para el aislamiento de bacterias nitrificantes. Puesto que, se aprovecha la variedad de microorganismos presentes, lo que facilita el aislamiento de aquellas bacterias específicas capaces de llevar a cabo procesos nitrificantes. Este sustrato se tomó de una finca ganadera del municipio del Carmen de Apicalá, Tolima.

La elección del segundo sustrato, que consistió en un licor mixto de lodos activados de una planta de tratamiento de aguas residuales en Fusagasugá, Cundinamarca se fundamentó en (Berrelleza Valdez, 2018) el cual realizó un proceso de aislamiento utilizando un reactor de tanque agitado continuo, el cual fue inoculado con lodos activados de una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas y alimentado con un medio de cultivo adecuado

para *Nitrosomonas europaeas*. La confirmación de la presencia de bacterias nitrificantes de amonio (AOB) y bacterias nitrificantes de nitrito (NOB) se llevó a cabo mediante técnicas moleculares.

La elección de utilizar una muestra agua del tanque piscícola de un sistema acuapónico NFT presente de la Universidad de Cundinamarca, seccional Girardot como sustrato se fundamental en (Másmela-Mendoza et al., 2019). Quien, debido a las altas concentraciones de amonio y nitrato en el lago de tota, Boyacá cuantifico y realizo un análisis bioquímico de las bacterias nitrificantes cultivables en la zona limnética del lago, determinando su abundancia a través de la técnica del número más probable (NMP).

Para propagar los sustratos mencionados anteriormente se seleccionó el medio de cultivo sólido SWA - Soliano & Walker debido a su capacidad para favorecer exclusivamente el crecimiento de bacterias nitrificantes. Este enfoque es crucial, ya que permite evitar la proliferación de otros microorganismos que podrían interferir en el proceso de aislamiento y análisis. (Bohórquez, J. 2023).

Tabla 5 Componentes de Medio de Cultivo sólido SWA

Medio de Cultivo sólido SWA (Soliano y Walker)	
Reativo	Cantidad para 1 Litro
(NH ₄) ₂ SO ₄ (Sulfato de amonio)	0,5 g
KH ₂ PO ₄ (Fosfato monopotásico):	0,2 g
CaCl ₂ ·2H ₂ O (Cloruro de calcio)	0,04
MgSO ₄ ·7H ₂ O (Sulfato de magnesio heptahidratado):	0,04 g
Fe-EDTA	0,5 mg

Solución de elementos traza	10 ml
Agar-agar	20 g
Agua destilada	1 L

Elaboración propia

Tabla 6 Componentes de solución traza en el Medio de Cultivo sólido SWA

Reactivo	Cantidad para 100 ml
NaMoO ₄ 2H ₂ O (molibdato de sodio)	0.01g
MnCl ₂ 4H ₂ O (Cloruro de manganeso)	0.02g
CoCl ₂ 4H ₂ O (Cloruro de cobalto)	0.002 g
ZnSo ₄ 7h ₂ O (sulfato de zinc)	0.017200g
CuSO ₄ 5h ₂ O (sulfato de cobre)	0.002g

Elaboración propia

Nota. La cantidad de cada componente es para obtener una solución de 100ml de la cual se utilizó 10ml para concluir la preparación del medio de cultivo SWA.

Se recolectaron muestras representativas de cada tipo de sustrato. Para el estiércol bovino, se tomó una porción de 10 g de excremento fresco, que se colocó en un matraz Erlenmeyer con 90 ml de solución salina estéril (0,85% NaCl y se agitó durante cinco minutos. Esta mezcla se dejó reposar por siete días para obtener un factor de dilución de 10^{-1} . A partir de esta dilución se realizaron diluciones seriadas de 10^{-2} y 10^{-3} . Posteriormente se sembró 0.1 ml de cada dilución en cajas de Petri con 12 ml de medio de cultivo selectivo SWA por triplicado. Las cajas se incubaron a temperatura ambiente durante 15 días.

Para el lodo activado, se tomó una muestra del licor mixto de un sedimentador en la planta de tratamiento del municipio de Fusagasugá. Una vez en el laboratorio, se maceró 1 g del lodo y se diluyó en 90 ml de agua destilada estéril, realizando diluciones seriadas de 10^{-1} , 10^{-2} y 10^{-3} luego se sembró 0,1 ml de cada dilución en tres cajas de Petri, cada una con 12 ml de medio de cultivo selectivo SWA, Estos también se incubaron a la misma temperatura que el sustrato anterior por 15 días.

Finalmente, para el sustrato proveniente del agua residual del tanque acuícola, se tomó una muestra de 1 L del sistema acuapónico NFT a pequeña escala en la Universidad de Cundinamarca, Seccional Girardot. Se aplicó el mismo procedimiento de siembra e incubación utilizado para los dos sustratos anteriores.

Después de un período de incubación de 15 días a 30,7 grados Celsius, se observará el crecimiento bacteriano en las cajas de Petri. Los sustratos de estiércol bovino y agua residual acuícola mostraron la mayor cantidad de colonias. Para confirmar la presencia de bacterias nitrificantes y comparar la eficiencia de los sustratos, se preparó un inóculo para simular un sistema de reducción de amonio, utilizando tres vasos precipitados esterilizados de 1000 ml, cada uno con soluciones de sulfato de amonio a una concentración final de 1 g/L. Para cada simulación, se seleccionan las cajas de Petri que presentaban el mayor número de colonias. En el caso del sustrato de estiércol bovino, se eligió la caja de Petri correspondiente a la dilución 10^{-1} , donde se realizó un barrido con un asa previamente esterilizada para recoger las colonias. Estos se transfirieron a los vasos de precipitados con la solución de sulfato de amonio. Posteriormente, se tomaron colonias de la dilución 10^{-2} del lodo activado, siguiendo el mismo procedimiento. Para el tercer sustrato, de agua residual acuícola se

seleccionó nuevamente la caja de Petri con la dilución 10^{-1} para introducirla en la solución de amonio.

Se mantuvo los tres montajes de simulación en condiciones controladas durante 15 días cada uno sobre una plancha de agitación a 120 RPM para así proporcionar oxígeno disuelto. Durante este tiempo, se realizó la toma de parámetros diarios como amonio nitrito y nitrato bajo el método estándar con fotómetro de HANNA de referencia HI83314. Se verificó el suministro adecuado de oxígeno disuelto con la toma del parámetro que osciló en 6-9 ppm con el Medidor de Oxígeno Disuelto HI 9146-04 al igual que la retroalimentación de cada montaje con solución de sulfato de amonio 1g/L cada vez que los vasos precipitados bajan su cantidad debido a factores como evaporación y la extracción de la misma muestra para la toma de parámetros.

Los datos obtenidos tras el paso de los 15 días fueron computados en la herramienta Excel determinándose así que el sustrato que obtuvo la mayor remoción de amonio presente en la solución fue el sustrato de agua residual acuícola del sistema presente en las instalaciones de la universidad de Cundinamarca, seccional Girardot, por ende, se seleccionó tal sustrato para ser la fuente de amonio en la fase siguiente: la construcción de biofiltros. Cabe aclarar que en esta etapa se replanteó el medio de cultivo selectivo para una posterior propagación de cepas que alimentaron la parte biológica de tres biofiltros. Bajo la metodología planteada por (Másmela-Mendoza, et. al 2019) en su artículo científico “Bacterias nitrificantes cultivables de la zona limnética del lago de Tota, Boyacá” Siendo los medios líquidos selectivos preparados de los grupos funcionales: bacterias oxidantes de amonio (BOA) y medio de cultivo líquido selectivo para bacterias oxidantes de nitritos (BON) (Soriano Et al,1968).

Tabla 7 Componentes del Medio para Bacterias Oxidantes de Amonio (AOB)

Medio para Bacterias Oxidantes de Amonio (AOB)	
Reactivo	Cantidad para 1 Litro
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0,04 g
(NH ₄) ₂ SO ₄	0,5 g
KH ₂ PO ₄	0,2 g
CaCl ₂ ·2 H ₂ O	0,04 g
Agua destilada	1 L

Elaboración propia

Tabla 8 Componentes el Medio para Bacterias Oxidantes de Nitrito (NOB)

Medio para Bacterias Oxidantes de Nitrito (NOB)	
Reactivo	Cantidad para 1 Litro
KNO ₂	0,3 g
MgSO ₄ ·7H ₂	0,1875 g
KHCO ₃	1,5 g
K ₂ HPO ₄	0,5 g
NaCl	0,1875
CaCl ₂	0,0125
FeSO ₄ ·7H ₂ O	0,01
Agua destilada	1 L

Elaboración propia

Una vez preparado y esterilizado los medios de cultivo, se procedió a verter 9 ml de cada medio en 24 tubos, 12 ml para cada medio, donde a cada uno se le añadió 1 ml de muestra homogéneamente mezclada del agua residual acuícola del sistema acuapónico, con el fin de obtener un factor de dilución de 10⁻¹ para cada uno de los 24 tubos. Posterior a ello, fueron incubados en un periodo total de 28 días a una temperatura de 30 °C.

10.2 Biofiltros

Teniendo en cuenta la *Tabla 3 Propiedades fisicoquímicas de sustratos en material reciclado* se seleccionaron sustratos, tanto reciclados como inertes, que actuarían como bioportadores para permitir que las cepas bacterianas previamente incubadas formaran una biopelícula sólida.

10.2.1 Construcción de biofiltros

El primer biofiltro, fue diseñado en una botella de plástico con capacidad de 6 litros, las dimensiones del biofiltro son 25 cm de altura y un diámetro de 35 cm, al cual se le agrego una capa de 6 piedras medianas de próximamente 4-5 cm provenientes del río Magdalena, estas fueron previamente esterilizadas con hipoclorito de sodio y expuestas a la luz solar durante tres días. Se procedió a llenar con 2 litros de muestra de agua residual acuícola, posterior a ello, se sumergió un trozo de manguera plástica utilizada en catéteres de aproximadamente 9.0 mm de diámetro la cual conecto la superficie del volumen de agua del biofiltro con un motor para acuario de referencia Power P-500 lo cual suministro oxígeno generando burbujas que ascienden y crean un flujo ascendente del agua. Este tipo de flujo permitió que el agua pasara a través de las piedras y los microorganismos, facilitando la oxigenación óptima para su maduración, su frecuencia de aireación fue continua, diariamente se tomó parámetro de oxígeno disuelto como difusor para garantizar la distribución homogénea de oxígeno, se utilizó el trozo de manguera mencionado anteriormente. En cuanto a su configuración cada cuatro días, se lleva a cabo una retroalimentación donde se añadía 400 ml de agua residual acuícola y se extraían 120 ml para análisis de parámetros como amonio, nitrito, nitrato bajo el método estándar. Este recambio permitió la renovación de nutrientes y la eliminación de productos de desecho acumulados, asegurando un ambiente adecuado para la actividad microbiana.

El segundo y tercer montaje de biofiltro se realizó dentro de un vaso precipitado con una capacidad de volumen de 1000 ml con una altura de aproximadamente 180 mm y con un diámetro de 95 mm. La diferencia era la composición de sustratos en el segundo biofiltro presentando tres capas, la primera fue piedra caliza pequeña entre 3-5 cm de diámetro previamente esterilizada con hipoclorito de sodio, seguido de tres trozos de tubo de PVC de $\frac{1}{2}$ pulgada de diámetro para simular rugosidad de superficie se realizó cortes transversales con un bisturí, por último, una capa flotante de un set de bioballs con (\varnothing 23 mm y un peso Unitario de 3,05 grs). Mientras que, el tercer filtro estuvo compuesto de una capa de aproximadamente 150 unidades entre teja y ladrillo para maqueta. Los dos biofiltros fueron alimentados cada uno con 1 litro de agua residual acuícola, conectados a las entradas del motor de referencia Power P-500 por medio de trozos de manguera de catéter para su fuente de oxígeno, al igual que el primer biofiltro su flujo fue ascendente. Siguiendo el mismo protocolo de aireación del primer biofiltro, No obstante, en su retroalimentación se añadió 300 ml cada 4 días.

Figura 1 *Biofiltro con sustrato rocoso*

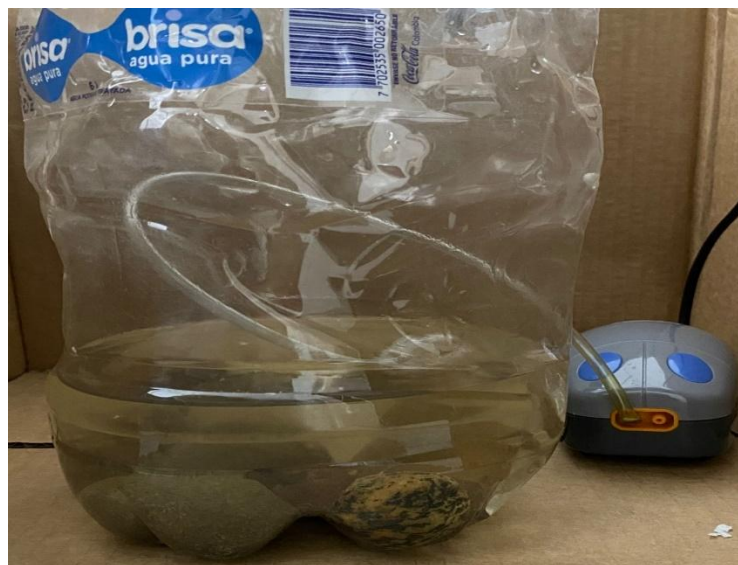


Figura 2 *Biofiltro con tres capas sustratos*



Figura 3 *Biofiltro con sustrato de Tejas*



Nota. De cada biofiltro se realizó una única replica, además con el fin de tener un óptimo crecimiento de bacterias nitrificantes se inhibió el paso de la luz solar colocando el biofiltro en una caja de cartón.

10.2.2 Maduración del biofiltro

La etapa de maduración del biofiltro fue fundamental para el establecimiento de una comunidad bacteriana efectiva que facilitara la degradación de compuestos nitrogenados en el agua residual. Durante esta fase, se permitió que el biofiltro funcionara sin carga orgánica significativa, lo que favoreció el crecimiento de microorganismos. El periodo de maduración fue de 22 - 48 días, a partir del día 15 se inició con el monitoreo diario y retroalimentación en intervalos de 4 días, los parámetros monitoreados para los tres montajes fueron pH, oxígeno disuelto, temperatura, concentración en mg/L de amonio, nitrito y nitrato. Lo que aseguro que las condiciones fueran óptimas para la actividad biológica y mejoró la eficiencia del tratamiento en las fases posteriores del experimento.

10.3 Interpretación de resultados

Los resultados obtenidos de los tres biofiltros fueron interpretados utilizando diversas herramientas estadísticas y programas, incluyendo Excel para el análisis de estadística básica de parámetros como pH, oxígeno disuelto, amonio, nitrito, nitrato y temperatura. Por otro lado, se realizaron pruebas de normalidad, con solo las variables de amonio, nitrito y nitrato específicamente las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Shapiro-Wilk, para determinar la distribución de los datos en relación con las concentraciones de amonio, nitritos y nitratos. Los resultados indicaron que muchos grupos no presentaban una distribución normal, especialmente los nitritos y nitratos, lo que llevó a la decisión de utilizar un análisis no paramétrico, como el Kruskal-Wallis, para comparar la eficiencia de los tres tipos de biofiltros en lugar de un ANOVA paramétrico. Además, se realizó la prueba de homogeneidad

de variaciones mediante el estadístico de Levene, que confirmó la falta de homogeneidad entre los grupos. Posteriormente, se llevaron a cabo comparaciones para identificar diferencias significativas entre pares de biofiltros.

11 Resultados y discusión

11.1 Análisis de parámetros fisicoquímicos del agua residual acuícola

Se realizó un análisis de los parámetros fisicoquímicos del agua residual acuícola del sistema acuapónico NFT de la universidad de Cundinamarca, seccional Girardot, como se detalla en la Tabla 9. Esta agua fue utilizada como fuente de amonio para las bacterias nitrificantes en los tres sistemas de biofiltros, los cuales se retroalimentaron cada cuatro días con muestras de dicha agua. Puesto que así los sistemas incrementan la eficiencia del ciclo de nutrientes favoreciendo el crecimiento de microorganismos.

Tabla 9 *Análisis fisicoquímicos del agua residual acuícola del sistema acuapónico NFT*

Parámetro	Unidades	Resultado
PH	-	7,2
Temperatura	°C	27,6
Dióxido de carbono	mg/L (CO ₂)	7,5
Alcalinidad total	mg/L (CaCO ₃)	45
Dureza	mg/L (CaCO ₃)	78
Salinidad	g/kg	2
Oxígeno disuelto	mg/l	5,6

Elaboración propia

Los valores presentados en la tabla indican que el pH del agua es de 7, 2, lo que sugiere un ambiente favorable para la actividad metabólica de las bacterias nitrificantes. Estas bacterias prefieren un rango de pH que va de 7 a 8, donde se favorece el flujo de residuos en condiciones neutras y ligeramente alcalinas. Además, se observa que la temperatura del agua es de 27,6 °C. Este valor se encuentra dentro del rango óptimo para las bacterias nitrificantes,

que oscila entre 15 y 30 °C. A temperaturas inferiores a 15 °C, estos microorganismos pueden enfrentar dificultades para mantener poblaciones adecuadas, mientras que a temperaturas superiores a 30 °C pueden experimentar problemas relacionados con la disminución de la concentración de oxígeno disuelto, dado que su solubilidad disminuye a medida que aumenta la temperatura (Butteris, 2020).

La salinidad del agua, medida en 2 g/kg (equivalente a 2 ppt), también es un factor crítico en el desarrollo de las bacterias nitrificantes. La salinidad se expresa como cloruro de sodio (NaCl) y representa la concentración total de iones inorgánicos disueltos. Según (Guevara & Vélez, 2022), en condiciones de agua dulce, la salinidad óptima debe ser menor a 0.5 ppt, aunque algunas especies pueden tolerar un rango ideal de hasta 15 ppt. Variaciones significativas en la salinidad pueden desestabilizar el ecosistema acuático y afectar negativamente el crecimiento bacteriano.

En cuanto a la alcalinidad total, se registró un valor de 45 mg/L. Este parámetro está relacionado con la presencia de dióxido de carbono y actúa como un regulador importante en los sistemas acuapónicos. Se recomienda mantener niveles de alcalinidad superiores a 30 mg/L para favorecer la asimilación de nitrógeno por las bacterias heterotróficas y promover la nitrificación por las bacterias quimio autótrofas (Saldanha et al2020).

La dureza del agua, que se registró en 78 mg/L, es fundamental debido a su contenido de iones de calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}), los cuales son micronutrientes esenciales en el sistema acuapónico. La dureza no solo contribuye a evitar la pérdida de ventas en el ecosistema, sino que también influye en la estabilidad del pH al amortiguar las variaciones y permitir la neutralización del ácido nítrico generado durante el proceso de nitrificación. Los

niveles óptimos de dureza para el agua en sistemas acuapónicos se sitúan entre 60 y 140 mg/L (FAO, 2022).

Finalmente, el oxígeno disuelto se registró en 5,6 mg/L, lo cual es crucial para las bacterias nitrificantes, ya que requiere oxígeno para llevar a cabo su función principal: transformar la materia orgánica proveniente principalmente de las excreciones de los peces. Mantener niveles adecuados de oxígeno disuelto es esencial para garantizar un ambiente propicio para estas comunidades bacterianas; por ello, se recomienda mantener niveles superiores a 5 mg/L (Álava, 2021).

11.2 Parámetros fisicoquímicos evaluados en los tres biofiltros

Según (Rusten et al,2006) El proceso de nitrificación biológica en un biofiltro implica la conversión del amoníaco a nitrato, y este proceso depende en gran medida de la concentración de oxígeno disuelto en el reactor. Las bacterias que realizan la nitrificación requieren oxígeno para llevar a cabo su metabolismo. Por lo tanto, una adecuada disponibilidad de oxígeno disuelto es crucial para optimizar las tasas de nitrificación, ya que niveles insuficientes pueden limitar la actividad bacteriana y afectar la eficiencia del proceso. así mismo, (Daza & Benavidez, 2020) afirma que “los parámetros fisicoquímicos (temperatura, pH, amonio, nitritos, nitratos) cumplen un papel importante porque nos permite identificar si se encuentra o no dentro de los rangos normales para poder evaluar la calidad del agua”. Por consiguiente, La Tabla 10 evidencio una caracterización promedio de las condiciones operativas que fueron analizadas en los tres sistemas de biofiltro.

Tabla 10 *Caracterización de condiciones operativas en los tres biofiltros*

Operación Unitaria	Oxígeno disuelto (OD) (mg/L)	pH	Temperatura (C°)	Amonio (mg/L)	Nitritos (ug/L)	Nitratos (mg/L)
Biofiltro 1	8,5	7	27	1,8	0,231	21,6
Biofiltro 2	8,1	7,3	27	1,5	0,196	17,1
Biofiltro 3	8,2	7,1	27	2,8	0,406	25

Nota. Estos resultados hacen referencia al ultima día de toma de parámetros

El oxígeno disuelto (OD) es un parámetro crucial en el proceso de nitrificación, ya que su disponibilidad afecta directamente la eficiencia de las bacterias nitrificantes. En los biofiltros analizados, los niveles de OD al día 30 fueron de 8,5 mg/L en el Biofiltro 1, 8,1 mg/L en el Biofiltro 2 y 8,2 mg/L en el Biofiltro 3. Estos valores superan ligeramente los rangos recomendados por Cancino (2023), que establecieron un límite de 4 a 8 mg/L para garantizar una nitrificación eficiente. En un estudio realizado por López y Anzoátegui (2013), se encontró que un sistema de recirculación de agua se mantuvo un promedio de $4,493 \pm 15,77$ mg/L de oxígeno disuelto, lo que sugiere que los biofiltros analizados presentan condiciones más favorables para la actividad bacteriana.

Se registraron los siguientes valores de pH en cada biofiltro: 7.0 en el Biofiltro 1, 7.3 en el Biofiltro 2 y 7.1 en el Biofiltro 3. Estos valores se encuentran dentro del rango óptimo para la actividad nitrificante según Butteris (2020). Huang et al. (2013) también destacan que un pH adecuado es esencial para maximizar la eficiencia del biofiltrado. La temperatura se mantuvo constante en 27 °C en todos los biofiltros, lo cual es favorable ya que se sitúa dentro del rango óptimo para el crecimiento de las bacterias nitrificantes, que varía entre 18 y 30 °C (Gerardi, 2002).

Los resultados de amonio al día 30 muestran que el Biofiltro 3, con 2,8 mg/L de amonio, fue el más eficiente en la conversión de amonio a nitrito, un proceso clave en la nitrificación

llevado a cabo por bacterias nitrificantes (Floyd et al., 2023). A pesar de su mayor concentración final de amonio, esto sugiere una alta actividad nitrificante, ya que el amonio se está utilizando eficazmente para generar nitrito. En contraste, el Biofiltro 1 aunque redujo su concentración de 3,2 mg/L a 1,8 mg/L entre los días 23 y 30, esta disminución no se tradujo en conversión efectiva, indicando una actividad nitrificante limitada. El Biofiltro 2 mostró un comportamiento más estable y eficiente, disminuyendo su concentración de amonio de 3 mg/L a 1,5 mg/L. Aunque no alcanzó la eficiencia del Biofiltro 3 en la conversión a nitrito, mantuvo niveles bajos de amonio, reflejando una actividad nitrificante constante.

Los niveles de nitritos fueron bajos: se registraron concentraciones de 0,231 mg/L en el Biofiltro 1, 0,196 mg/L en el Biofiltro 2 y 0,406 mg/L en el Biofiltro 3 al día 30. Estos valores son indicativos de una conversión efectiva del amonio a nitratos (Gallego & García, 2017). En términos de nitratos, el Biofiltro 3 se destaca al registrar una concentración de 25 mg/L, superando a los Biofiltros 1 y 2, que presentaron 21,6 mg/L y 17,1 mg/L, respectivamente. Esta mayor capacidad del Biofiltro 3 para generar nitratos puede estar relacionada con su concentración inicial de amonio, lo que favorece la actividad de las bacterias nitrificantes responsables de este proceso. Según Huang et al. (2013), un diseño adecuado del biofiltro es crucial para maximizar la eficiencia en el tratamiento del amoníaco y garantizar condiciones óptimas para la nitrificación. Así, el Biofiltro 3 no solo muestra una mayor producción de nitratos, sino que también sugiere un entorno favorable para la conversión efectiva del amonio en nitratos.

11.3 Determinación de la estabilización del ciclo del nitrógeno y degradación de compuestos nitrogenados en cada sistema de biofiltro

En esta sección se presentan los procesos generados los tres sistemas de biofiltros, evidenciando el crecimiento de bacterias nitrificantes y la degradación de compuestos nitrogenados.

11.3.1 Crecimiento bacteriano

Durante el período de estabilización de 7 días, previo al inicio del monitoreo, se observó que este tiempo es consistente con lo reportado por Hernández (2017), quien también encontró que una La estabilización efectiva se logra en 7 días, lo que resulta crucial para la eficiencia del sistema en la degradación de compuestos nitrogenados. A partir del día 8, que se considera como día 1 (ver Apéndice A) se iniciaron las tomas diarias de parámetros durante un total de 30 días. Este monitoreo permitió observar cambios significativos en las concentraciones de amonio, nitritos y nitratos. Además, se implementó una retroalimentación de agua residual acuícola del sistema acuapónico NFT cada 4 días como fuente de amonio. Este enfoque está alineado con el estudio de (Anangono y Lloacana ,2022) quienes alimentaron su sistema de biofiltro con el mismo intervalo de días, logrando una óptima activación del sistema.

Figura 4 *Crecimiento bacteriano biofiltro con sustrato rocoso*

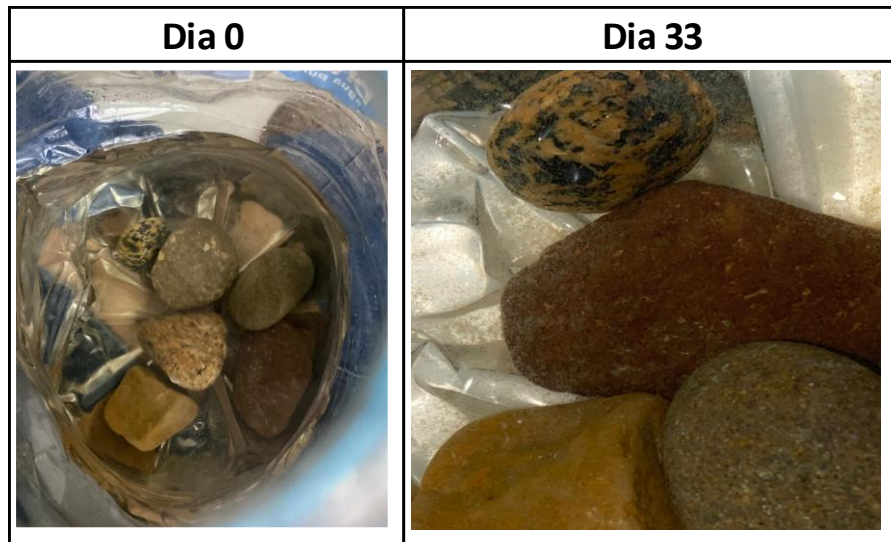
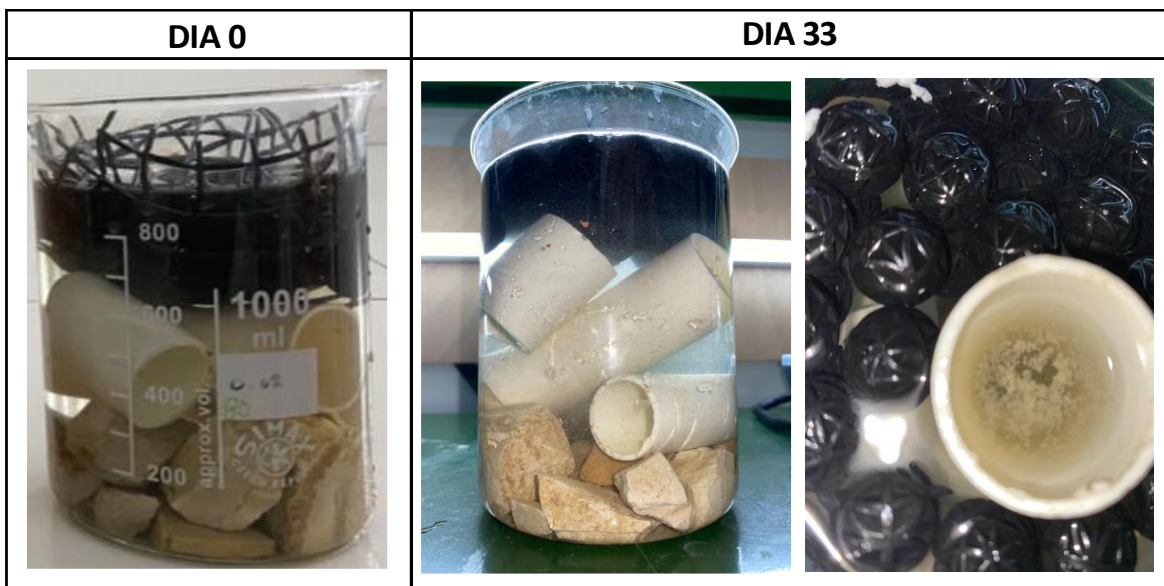


Figura 5 Crecimiento bacteriano biofiltro con tres capas



Nota. La malla plástica fue retirada al segundo día dejando las bioballs en la superficie, además se evidencio un desprendimiento de biofilm.

Figura 6 Crecimiento bacteriano biofiltro de tejas



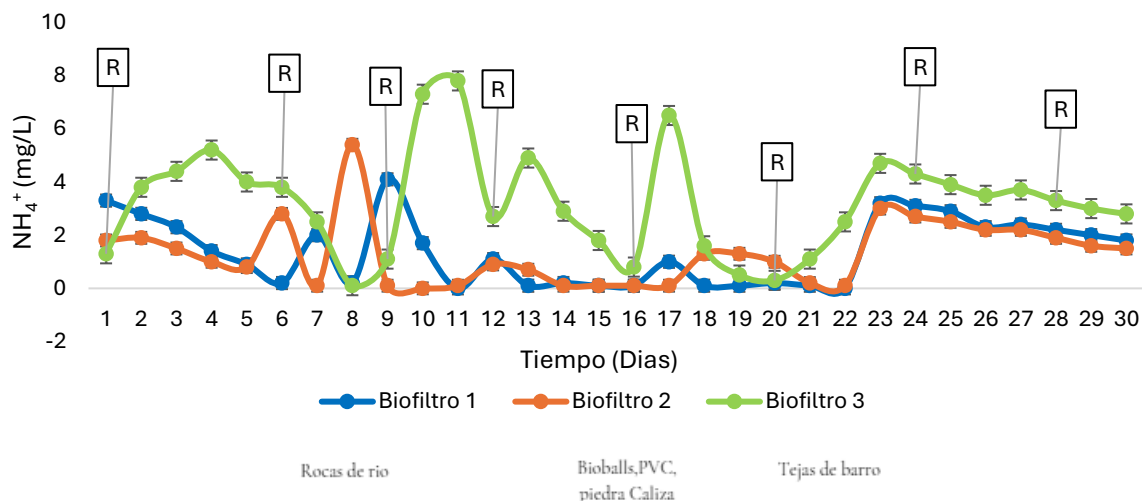
El crecimiento y estabilización de biopelículas bacterianas en los biofiltros son procesos fundamentales para la eficiencia en la nitrificación. Según Tamayo (2013), las biopelículas son comunidades microbianas que se adhieren a superficies, formadas por múltiples especies que interactúan entre sí y con el ambiente, lo que les permite adaptarse a los medios que colonizan. Este proceso se inicia con la adherencia de las bacterias a un sustrato, seguido por la proliferación y la secreción de una matriz extracelular de sustancias poliméricas, que proporciona un ambiente dinámico donde las células microbianas alcanzan una condición estable. En el presente estudio, se observó que, durante un período total de 37 días, con un tiempo de estabilización inicial de 7 días, se desarrollaron biopelículas en los tres sistemas de biofiltros. A partir del día 8, se inició el registro diario de parámetros, lo que permitió documentar cambios significativos en las concentraciones de amonio, nitritos y nitratos. Durante este periodo, se evidenció la formación de una capa amarillenta con textura babosa en las rocas del Biofiltro 1. Esta biopelícula era visible gracias a la porosidad del sustrato, donde se podía observar pequeños círculos. En el Biofiltro 2, la biopelícula se forma entre las rayas horizontales de los trozos de tubo de PVC que simulan rigidez. Además, en la capa

inferior compuesta por piedra caliza, también se evidenciaron capas amarillentas. En contraste, el Biofiltro 3, utilizó tejas de barro como sustrato, un material poroso que proporcione un área de superficie mayor y condiciones óptimas para la colonización microbiana, promoviendo así una mejor adherencia y crecimiento de biopelículas (Huang et al., 2013). Este fenómeno es consistente con lo reportado por Ábalos (2005), quien señalan que el crecimiento bacteriano en biopelículas puede llevar a la formación de canales acuosos que facilitan el intercambio de nutrientes y desechos metabólicos. A partir del día 29 y 30, se observará un desprendimiento de la película bacteriana, donde las bacterias aparecían suspendidas como bioflocs. Este desprendimiento puede ser resultado del crecimiento excesivo y la acumulación de biomasa en la biopelícula, lo cual es común en sistemas donde no se realizan pruebas microbiológicas debido a la selectividad del medio utilizado (AOB y NOB) y del sustrato (agua residual acuícola). Los registros diarios mostraron una disminución significativa en los niveles de amonio y un aumento en la concentración de nitratos a lo largo del tiempo. Visualmente, los biofiltros presentaban círculos en los sustratos que indicaban actividad bacteriana activa. Esto respalda la teoría que sugiere que las biopelículas son esenciales para la oxidación biológica del amoníaco (Malone & Pfeiffer, 2006). Siendo cruciales para el funcionamiento eficiente del sistema de biofiltración.

A continuación, se presentarán los resultados relacionados con la degradación de compuestos nitrogenados en los biofiltros, un proceso que se ha visto facilitado por el crecimiento de biopelículas bacterianas en cada sistema de biofiltro.

11.3.2 Degradación de amonio

Figura 7 Cinética de consumo de NH_4



Nota. El sistema se realimentó hasta el día 28 en cada repetición, se realizaron realimentaciones (R) con el agua residual acuícola del sistema NFT.

La reducción de amonio (NH_4^+) en los tres sistemas de biofiltro muestra un comportamiento de degradación gradual, condicionado por la actividad de las bacterias nitrificantes en cada uno. El Biofiltro 1 alcanzó una concentración inicial de amonio de 3.3 mg/L el día 1, reduciendo dicha concentración a 0 mg/L el día 12, el Biofiltro 2 mostró una concentración máxima de 5.4 mg/L el día 8, alcanzando también 0 mg/L el día 12. Sin embargo, tras una retroalimentación adicional que incrementó la concentración a 3 mg/L, el sistema volvió a reducir el amonio, llegando a 1.5 mg/L para el día 30, evidenciando un proceso de regulación estable (Marín, 2019).

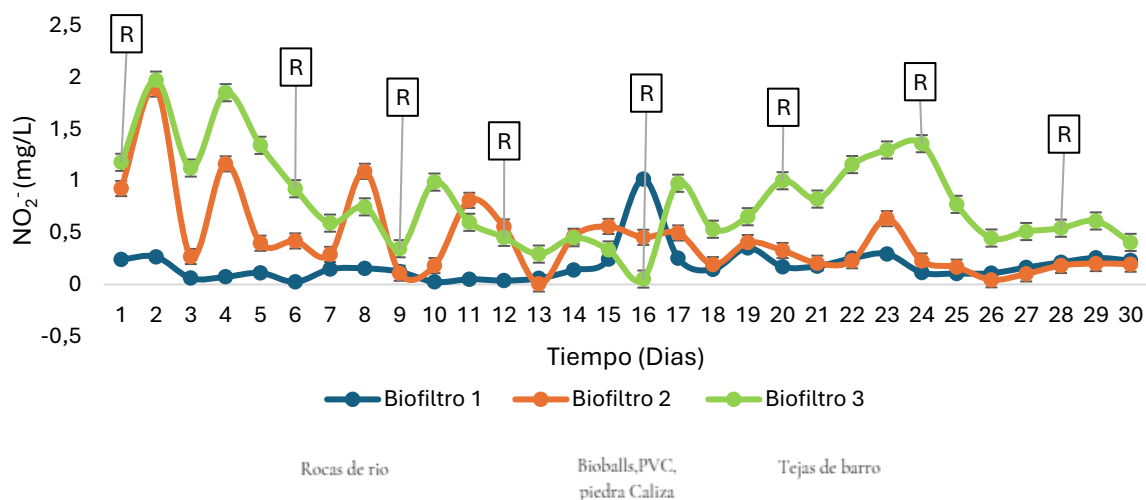
En contraste, el Biofiltro 3 presentó un comportamiento distintivo, con una concentración máxima inicial de 7.8 mg/L en el día 11 y una disminución marcada hasta 0.3 mg/L el día 20. Mantuvo concentraciones más elevadas de amonio debido a la presencia de bacterias

oxidantes de amonio (BOA), este fenómeno puede interpretarse como un indicativo de su capacidad para generar una biopelícula robusta, facilitada por el uso de tejas de barro como sustrato poroso. Esta característica favorece la adhesión y actividad de las bacterias nitrificantes, lo que es fundamental para la oxidación del amonio a nitrito y posteriormente a nitrato (Méndez, 2022; Ramón, 2019).

Los aumentos en las concentraciones de amonio se debieron a la administración de retroalimentaciones en forma de agua residual acuícola. Para mantener un ambiente adecuado para las bacterias nitrificantes y asegurar una degradación progresiva del amonio, se preparó una solución de cloruro de amonio (NH_4Cl) con una concentración de 8 mg/L (Moreno & Arambulo, 2020). Finalmente, las concentraciones se redujeron a 0 mg/L en el día 12 para el Biofiltro 1, en el día 11 para el Biofiltro 2 y en el día 9 para el Biofiltro 3. Estos resultados confirman la adaptación y eficiencia del consorcio bacteriano para la nitrificación en condiciones controladas. La capacidad del Biofiltro 3 para generar una biopelícula estable y su diseño adecuado contribuyen significativamente a su eficiencia en la conversión del amonio en nitratos.

11.3.4 Degradación de nitritos

La remoción de nitritos (NO_2^-) en los sistemas de biofiltro es un proceso clave facilitado por la acción de las bacterias oxidantes de nitrito (BON), principalmente del género *Nitrobacter*, que oxidan el nitrito a nitrato, utilizando el dióxido de carbono (CO_2) como fuente de carbono y el oxígeno disuelto como aceptor de electrones. Según Cancino (2023), mantener concentraciones de oxígeno disuelto entre 4 y 8 mg/L es esencial para optimizar la actividad de estas bacterias nitrificantes, garantizando un proceso eficiente en los sistemas de biofiltración.

Figura 8 *Cinética de consumo de NO₂*

Los datos presentados indican que el Biofiltro 3, a pesar de mostrar inicialmente concentraciones de nitrito que oscilan entre 0.5 y 2.0 mg/L, se destaca como el sistema más estable y eficiente en la asimilación de nitritos hacia nitratos. Aunque se observan picos en los días 2, 20 y 24, coincidiendo con las retroalimentaciones, estos aumentos no comprometen la capacidad del biofiltro para mantener un equilibrio adecuado en la conversión de nitrito a nitrato. A diferencia del Biofiltro 1, que presenta concentraciones estables de nitrito cercanas a 0 mg/L, lo que sugiere una conversión eficiente, el Biofiltro 3 demuestra una notable capacidad para adaptarse a las fluctuaciones en la carga de amonio y los nutrientes. Esto se traduce en una asimilación efectiva de nitrito, lo que es crucial en el proceso de nitrificación. La variabilidad observada en el Biofiltro 3 puede interpretarse como una respuesta dinámica y resiliente del consorcio bacteriano, capaz de manejar cambios en las condiciones del sistema sin comprometer su eficiencia a largo plazo (Yecenia, 2023). El comportamiento del Biofiltro 2, con picos temporales en los niveles de nitrito seguidos por rápidas disminuciones, indica una capacidad limitada para mantener un equilibrio estable.

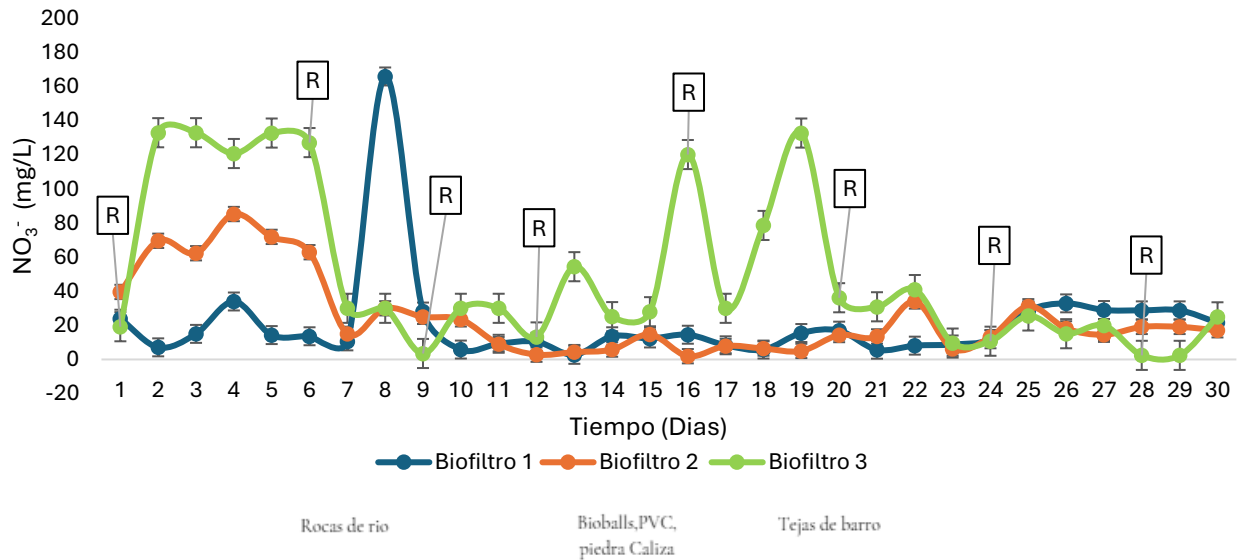
Aunque logra adaptarse a las retroalimentaciones, su rendimiento es menos consistente en comparación con el Biofiltro 3.

Así mismo, la presencia de niveles más altos de nitrito en el Biofiltro 3 puede estar relacionada con una mayor actividad de las bacterias oxidantes de nitrito del género *Nitrobacter*, que son esenciales para la conversión efectiva de nitrito a nitrato. Esto sugiere que, a pesar de las fluctuaciones iniciales, el Biofiltro 3 tiene un potencial significativo para optimizar su rendimiento mediante un mejor equilibrio en la disponibilidad de oxígeno y nutrientes.

11.3.5 Degradación de nitratos

La **Figura 9** muestra la dinámica de la concentración de nitratos (NO_3^-) en los tres sistemas de biofiltros durante 30 días de monitoreo. La eliminación de nitratos es un proceso final dentro del ciclo de nitrificación, resultado de la oxidación del amonio (NH_4^+) y los nitritos (NO_2^-), facilitado por la presencia de bacterias nitrificantes, especialmente del género *Nitrobacter* (Marín, 2019). Estas bacterias convierten el nitrito en nitrato, un compuesto menos tóxico y más accesible para el sistema. Sin embargo, el proceso de nitrificación en este estudio fue lento debido a la dependencia de la concentración de materia orgánica y oxígeno, como destaca Cancino (2023)

Figura 9 *Cinética de consumo de NO_3*



El análisis de las concentraciones de nitrato en los biofiltros revela que el Biofiltro 3 es el sistema más eficiente en la asimilación de nitratos, alcanzando niveles significativamente más altos y variables, con concentraciones que llegan hasta 132.8 mg/L, especialmente en el día 19. Este comportamiento sugiere que el Biofiltro 3 no solo logra una conversión efectiva de nitritos a nitratos, sino que también presenta una capacidad notable para adaptarse a las fluctuaciones en la carga de nutrientes. En comparación, el Biofiltro 1 mantiene concentraciones, generalmente por debajo de los 20 mg/L durante la mayor parte del período de estudio, con un único pico notable en el día 8. La baja concentración de nitratos sugiere que este sistema podría estar realizando una rápida eliminación de nitrógeno a través de la desnitrificación (Marín, 2019).

Por otro lado, el Biofiltro 2 muestra niveles intermedios de nitrato, oscilando entre 20 y 80 mg/L, lo que indica una respuesta a las retroalimentaciones. Aunque este biofiltro demuestra una capacidad para adaptarse a las fluctuaciones en la carga, su rendimiento es menos consistente en comparación con el Biofiltro 3. Según Anangono y Lloacana (2019), se

requeriría más tiempo para lograr una mayor degradación de los compuestos nitrogenados, dado que este estudio tuvo una duración de solo 30 días.

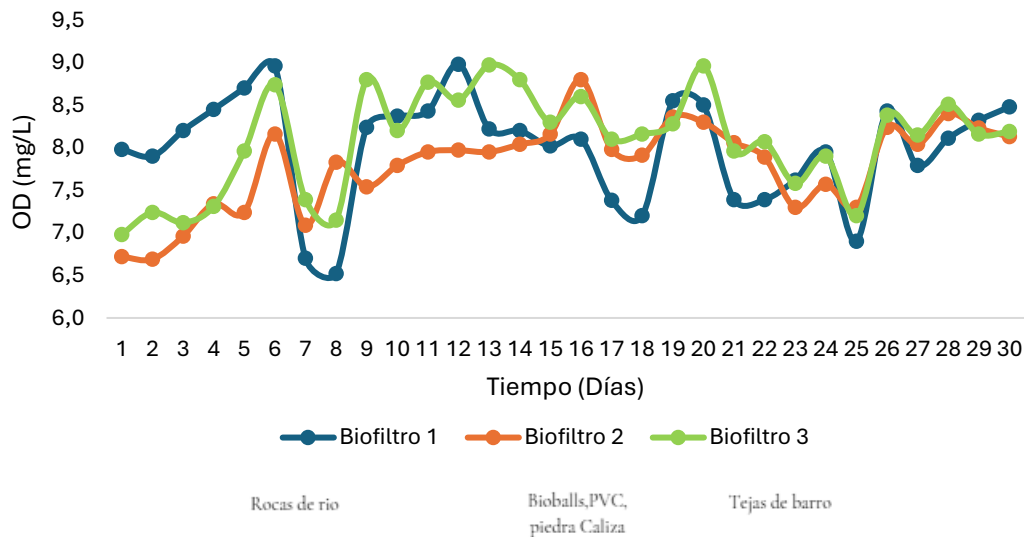
A pesar de que el Biofiltro 3 presenta una variabilidad en los niveles de nitrato, esta fluctuación puede ser interpretada como un signo de su robustez y capacidad para manejar cambios en las condiciones del sistema. La acumulación de nitratos indica que el sistema está realizando una conversión activa y efectiva del nitrito a nitrato (Cancino, 2023). Igualmente, los tres sistemas de biofiltración son consistentes con los límites recomendados para sistemas acuáticos, que deben mantenerse entre 5 y 150 mg/L (Betancourt et al., 2023).

11.4 Evaluación de condiciones operativas en cada sistema de biofiltro

11.4.1 Influencia del oxígeno disuelto en cada biofiltro

La concentración de oxígeno disuelto (OD) se mantiene, en su mayoría, dentro de los rangos óptimos para el desarrollo y crecimiento de las bacterias nitrificantes, como *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, que requieren niveles adecuados de oxígeno para llevar a cabo el proceso de nitrificación. Según Marín (2019), es fundamental que la concentración de oxígeno disuelto se mantenga por encima de 3 mg/L, siendo preferible una concentración igual o mayor a 5 mg/L. Si los niveles de oxígeno caen por debajo de estos valores, la eficiencia del proceso de nitrificación puede verse comprometida.

Figura 10 Comportamiento de OD en los tres biofiltros



En el Biofiltro 1, se observa un comportamiento variable, alcanzando un valor de 9 mg/L en el día 16, seguido de un pico bajo de 6,5 mg/L en el día 8. Esta fluctuación puede deberse a un incremento en la actividad de las bacterias nitrificantes, que provoca un aumento en la demanda de oxígeno. Cuando estas bacterias oxidan amonio y nitritos, consumen oxígeno, lo que puede resultar en una caída rápida en su concentración. Este comportamiento es consistente con lo mencionado por García & Gallego (2017), quienes destacan que la tasa de consumo de oxígeno por los microorganismos es un factor crítico en la dinámica del oxígeno disuelto.

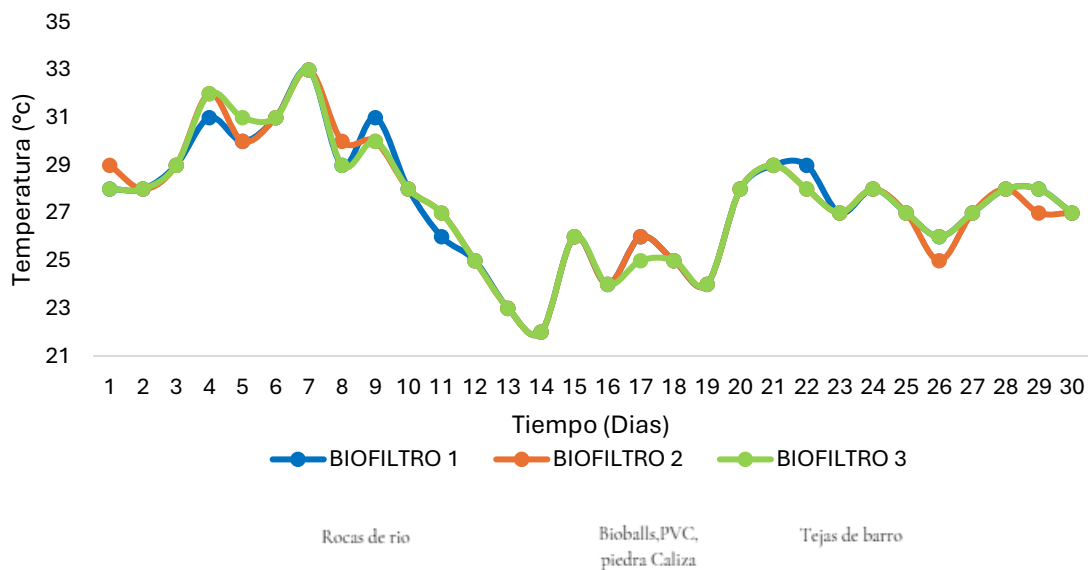
Por otro lado, en el Biofiltro 2 se evidenció una concentración de OD que osciló entre 6,7 y 7,2 mg/L durante los primeros cuatro días. Sin embargo, se registró un pico alto de 8,8 mg/L en el día 16 debido a la retroalimentación del sistema. Es importante señalar que para oxidar 1 mg de amonio son necesarios aproximadamente 4,6 mg de O₂ (Bitton, 2011).

En el Biofiltro 3, se registró un rango promedio de 7,0 mg/L; sin embargo, en los días 6 y 20, la concentración máxima alcanzó los 9,0 mg/L. Este aumento se produjo en el día 20 tras una retroalimentación del sistema con una solución de cloruro de amonio a una concentración de 8 mg/L, lo que incrementó la actividad microbiana y generó un mayor consumo de O₂ según estudios anteriores, concentraciones superiores a los rangos óptimos de 5 a 8 mg/L pueden generar estrés en las bacterias nitrificantes; No obstante, los breves aumentos no suelen ser perjudiciales (FAO, 2022).

11.4.2 Influencia de la temperatura en los biofiltros

En este análisis se observará una interacción eficiente entre la temperatura y el crecimiento de las bacterias nitrificantes en cada biofiltro, promoviendo la degradación de nutrientes.

Figura 11 Comportamiento de la temperatura en los biofiltros

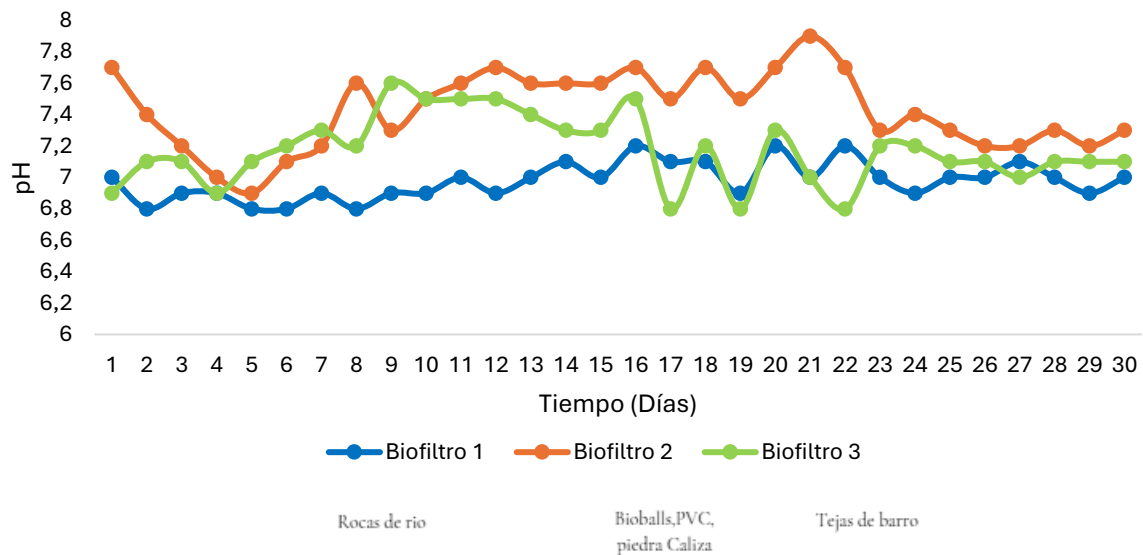


Los tres sistemas de biofiltros mantuvieron rangos de temperatura entre 22 y 33 °C, lo cual se alinea con estudios realizados por Cancino (2023), quien reporta que el rango ideal para el crecimiento de bacterias nitrificantes como *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* se ubican entre los

17 y 34 ° C. A temperaturas óptimas, se facilita el crecimiento de colonias bacterianas, promoviendo así los procesos de nitrificación y desnitrificación. La influencia de la temperatura sobre las bacterias nitrificantes es significativa; un aumento dentro del rango ideal mejora las tasas de conversión del amonio a nitrito y del nitrito a nitrato. Por otro lado, temperaturas inferiores a 15 °C o superiores a 34 °C pueden disminuir la eficiencia de estos procesos (Butteris, 2020; Cancino, 2023).

11.4.3 Influencia del pH en cada biofiltro

Figura 12 Comportamiento del pH en los biofiltros



El análisis del pH en cada biofiltro reveló que el Biofiltro 1 se mantuvo en un promedio de 7,0; el Biofiltro 2 tuvo un promedio de 7,4; y el Biofiltro 3 alcanzó un promedio de 7,1. Estos valores están dentro del rango tolerable para las bacterias nitrificantes (entre 6,0 y 8,5). Según la FAO (2022), un pH inferior a 6 reduce la capacidad de estas bacterias para convertir amoníaco en nitrato debido a la mayor concentración de iones H^+ , lo que disminuye la actividad nitrificante en entornos ácidos. Por otro lado, valores superiores a 8,5 pueden generar condiciones estresantes que afectan el metabolismo y la viabilidad de las bacterias.

La relación entre pH y la forma química del amoníaco es crucial en el proceso de nitrificación. A valores bajos de pH, el amoníaco tiende a presentarse en forma ionizada (amonio), que es menos tóxico para el sistema biológico. Sin embargo, un pH superior a 7, la reducción de los iones H^+ favorece la presencia del amoníaco en su forma no ionizada, que es más tóxica y puede inhibir el crecimiento bacteriano. Concentraciones superiores a 4 mg/L pueden resultar letales para las bacterias nitrificantes, reduciendo significativamente su actividad (FAO, 2022).

11.5 Análisis de la eficiencia de remoción en los biofiltros

Se realizó un análisis no paramétrico mediante la prueba de Kruskal-Wallis para comparar la eficiencia de los tres tipos de biofiltros propuestos. En este análisis, el principal interés se centra en el valor (p) donde su nivel de significancia es de 0,05. Si el valor (p) es superior a 0,05, no se considera que haya una diferencia significativa, en cambio, valores inferiores a 0,05 indican una diferencia estadísticamente significativa (DATAtab, s.f.).

Tabla 11 Prueba^{a,b} estadística de Kruskal-Wallis

	Amonio (mg/L)	Nitritos (mg/L)	Nitratos (mg/L)
H de Kruskal-Wallis	20,928	40,043	10,677
gl	2	2	2
Sig. Asin.	0	0	0,005

Nota. a. Prueba de Kruskal Wallis y b. Variable de agrupación: Tipo Biofiltro

Se analizaron las concentraciones de amonio (NH_4^+), nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-), obteniendo los siguientes resultados: el amonio mostró un valor de 0,001, que es menor que el nivel de significancia de 0,05. Esto indica una diferencia estadísticamente significativa entre al menos dos de los tres biofiltros. En cuanto al nitrito, también se obtuvo un valor de

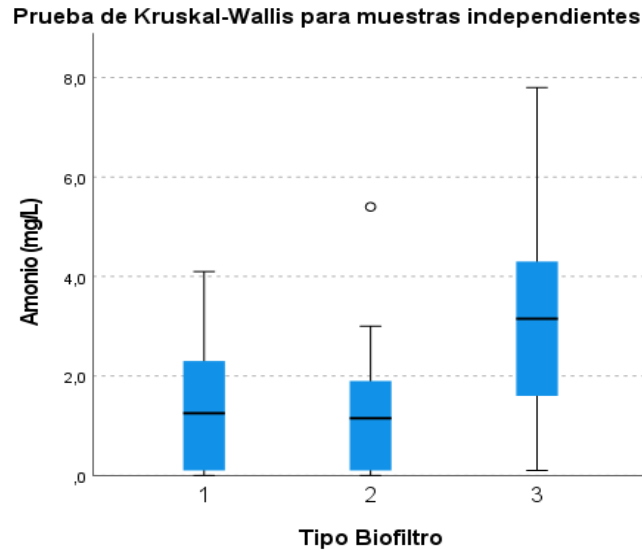
0,001, mientras que el nitrato presentó un valor de 0,005. Estos resultados confirman diferencias significativas en las concentraciones de cada biofiltro.

En conclusión, los valores menores a 0,05 demuestran diferencias significativas en las concentraciones de amonio, nitritos y nitratos. Esto sugiere que cada tipo de biofiltro tiene distintas eficiencias en la eliminación de estos compuestos. En su trabajo sobre el uso de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales, Arias & Brix (2003) destacan cómo las características específicas de cada sistema afectan su capacidad para eliminar contaminantes como el amonio y los nitritos.

11.5.1 Análisis de eficiencia de remoción de amonio en cada biofiltro

Lo anterior confirma la existencia de diferencias significativas entre los biofiltros. Por lo tanto, se procedió a realizar una prueba de comparaciones múltiples post hoc (Dunn-Bonferroni) con el fin de identificar cuáles pares de medios presentan diferencias significativas entre sí. A continuación, se presentan los resultados obtenidos en el diagrama de caja, el cual ilustra claramente la dispersión de las variables examinadas. Este enfoque no solo mejora la claridad del análisis, sino que también facilita la comprensión del contenido. Este formato mantiene la estructura original, pero mejora la fluidez y conexión entre las ideas.

Figura 13 *Diagrama de caja de Amonio*



La siguiente **Tabla 12** muestra la similitud entre el biofiltro 1 y el biofiltro 2, con un nivel de significancia de 0,050. Estos valores de significancia han sido ajustados mediante la corrección de Bonferroni aplicada en la prueba para garantizar una mayor precisión en su comparación.

Tabla 12 Comparación Bonferroni en concentración de amonio NH_4^+

Biofiltro	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadístico de prueba	Sig.	Sig. Ajustada
2 - 1	2,733	6,728	0,406	0,685	1,000
2 - 3	-27,917	6,728	-4,149	0,000	0,000
1 - 3	-25,183	6,728	-3,743	0,000	0,001

La interpretación de estos resultados indica que, entre el biofiltro 1 y el biofiltro 2, el estadístico de prueba fue de 2,733. Este valor fue ajustado debido a la presencia de pares, resultando en un valor de significancia de 1,000, que es superior al nivel (p) de 0,05. Esto sugiere la inexistencia de una diferencia significativa entre los biofiltros en términos de las

concentraciones de amonio, evidenciando que ambos biofiltros muestran comportamientos similares en cuanto a la eliminación eficiente de amonio.

Por otro lado, entre el biofiltro 2 y el biofiltro 3, se obtuvo un estadístico de prueba de -27,917 y un valor ajustado de 0,000. Este resultado evidencia una diferencia estadísticamente significativa en las concentraciones de amonio, ya que el valor (p) es inferior a 0,05. Esto indica que el biofiltro 3 presenta una concentración de amonio significativamente menor en comparación con el biofiltro 2, lo cual se destaca por el signo negativo en la prueba.

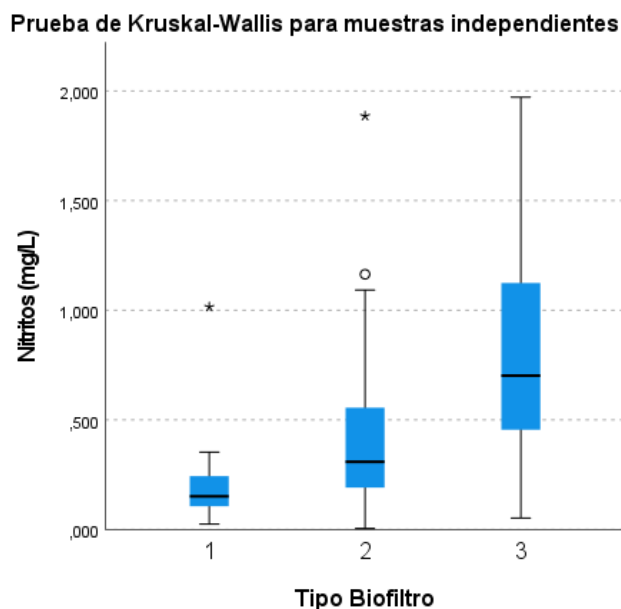
Finalmente, al comparar los biofiltros 1 y 3, se registró un valor estadístico de prueba de -25,183 y un valor (p) ajustado de 0,001. Esto indica una diferencia estadísticamente significativa en las concentraciones de amonio presentes en ambos biofiltros. Se concluye que el biofiltro 3 presenta una concentración de amonio significativamente menor en comparación con el biofiltro 1.

Lo anterior resalta que la elección del material filtrante y su superficie específica son factores determinantes en la eficiencia del biofiltro. Estudios han demostrado que los biofiltros con materiales que ofrecen una mayor superficie específica permiten un mejor desarrollo de biopelículas nitrificadoras, lo que se traduce en una mayor capacidad para eliminar amonio (Filtralite, 2023). Si el biofiltro 3 utiliza un material más adecuado o tiene un diseño que favorece esta característica, esto podría explicar su rendimiento superior.

11.5.2 Análisis de eficiencia de remoción de nitrito en cada biofiltro

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en el diagrama de caja que demuestra las concentraciones de nitritos NO_2^- .

Figura 14 *Diagrama de caja de Nitritos*



La siguiente tabla presenta los valores de significancia en las concentraciones de nitritos, ajustados mediante la corrección de Bonferroni.

Tabla 13 Comparación Bonferroni en concentración de nitrato NO_2^-

Biofiltro	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadístico de prueba	Sig.	Sig. Ajustada
1 - 2	-20,283	6,745	-3,007	0,003	0,008
1 - 3	-42,667	6,745	-6,325	0	0
2 - 3	-22,383	6,745	-3,318	0,001	0,003

Los resultados del análisis de las concentraciones de nitrato en los biofiltros 1 y 2 muestran que el estadístico de prueba fue de -20,283, con un valor (p) ajustado de 0,008, que es menor que 0,05. Esto indica que las concentraciones de nitratos en el biofiltro 1 son significativamente menores que en el biofiltro 2.

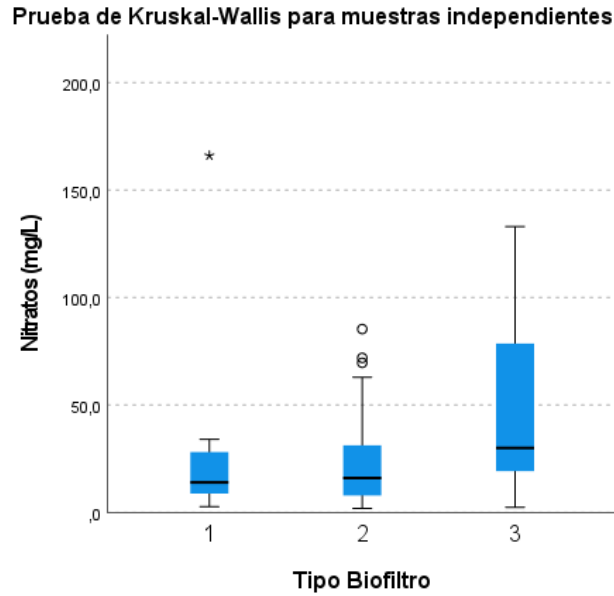
En relación con el biofiltro 1 y el biofiltro 3, se obtuvo un estadístico de prueba de -42,667, con un valor (p) ajustado de 0,000. Este resultado muestra que el biofiltro 1 presenta concentraciones de nitrito significativamente menores que en el biofiltro 3. Por otro lado, al comparar los biofiltros 2 y 3, se registró un estadístico de prueba de -22,383 y un valor (p) ajustado de 0,003. Esto resalta una diferencia estadísticamente significativa en las concentraciones de nitritos, siendo estas menores en el biofiltro 2 en comparación con el biofiltro 3.

Lo anterior está relacionado con las diferencias en los diseños o materiales utilizados en cada biofiltro, los cuales afectan la retención y actividad microbiana. Por ello, el biofiltro 3, que utiliza un sustrato poroso con tejas de barro muestra una superioridad significativa sobre los demás biofiltros. La superficie específica del material filtrante es un factor crucial para la actividad microbiana en los biofiltros. Según un estudio de Timmonsand & Ebeling (2010), una mayor área de superficie disponible permite un mejor anclaje y crecimiento de las bacterias nitrificantes, lo que resulta en una mayor eficiencia en la eliminación de contaminantes.

11.5.3 Análisis de eficiencia de remoción de nitrato en cada biofiltro

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en el diagrama de caja que demuestra las variables examinadas para las concentraciones de nitratos NO_3^- .

Figura 15 *Diagrama de caja de Nitratos*



La Tabla 14 evidencia los valores de significancia en las concentraciones de nitratos, ajustados mediante la corrección de Bonferroni.

Tabla 14 Comparación Bonferroni en concentración de nitrato NO_3^-

Biofiltro	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadístico de prueba	Sig.	Sig. Ajustada
1 - 2	-4,933	6,744	-0,732	0,464	1,000
1 - 3	-21,067	6,744	-3,124	0,002	0,005
2 - 3	-16,133	6,744	-2,392	0,017	0,05

El análisis de comparación entre los biofiltros 1 y 2 revela un valor estadístico de prueba de -4,933, con una significancia ajustada de 1,000. Esto indica que no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las concentraciones de nitrato, ya que su valor ajustado es considerablemente mayor que el nivel de significación de 0,05. Por lo tanto, se sugiere que ambos biofiltros contienen concentraciones de nitrato similares.

En la comparación entre los biofiltros 1 y 3, se observará un estadístico de prueba de 21,067, acompañado de una significancia ajustada de 0,005. Este resultado muestra una diferencia significativa en las concentraciones de nitrato, siendo estas menores en el biofiltro 1 en comparación con el biofiltro 3. Finalmente, al comparar los biofiltros 2 y 3, se registró un estadístico de prueba de 16,133, con un valor (p) de significancia ajustada de 0,050. Esto resalta una posible diferencia en las concentraciones de nitratos entre los biofiltros 2 y 3, sugiriendo que la eficiencia en la reducción de nitratos es menor en comparación con la observada entre los biofiltros 1 y 3. Este fenómeno puede estar relacionado con diferencias en los diseños o materiales utilizados en cada biofiltro, que afectan la retención y la actividad microbiana. Por ello, el biofiltro 3, que utiliza un sustrato poroso, muestra una superioridad significativa sobre el biofiltro 1. La superficie específica del material filtrante es un factor crucial para la actividad microbiana en los biofiltros. Según Rittmann & McCarty (2001), un área de superficie mayor permite un mejor anclaje y crecimiento de las bacterias nitrificantes, lo que resulta en una mayor eficiencia en la eliminación de contaminantes.

12. Conclusiones

Se evaluó las condiciones operativas óptimas para biofiltros construidos con materiales reciclados e inertes para una estabilización del ciclo del nitrógeno y la remoción de amonio en sistemas acuapónicos. Los parámetros fisicoquímicos, como el oxígeno disuelto (OD), el pH y la temperatura, juegan un papel crucial en los procesos de nitrificación y desnitrificación en los biofiltros. En la investigación, se observó que los rangos óptimos fueron: pH entre 7.1 y 7.4, oxígeno disuelto entre 6.5 a 8.0 mg/L y temperatura cercana a los 27°C. Estas condiciones promovieron la actividad y eficiencia de las bacterias nitrificantes. Identificando que la remoción eficiente de amonio y la conversión de nitritos a nitratos se lograron gracias a la actividad de bacterias oxidantes de amonio (BOA) y nitritos (BON). Y a su buena adherencia y adaptación en los biofiltros implementados.

A lo largo del estudio, se identificaron diversos materiales reciclados que demostraron ser efectivos en la construcción de biofiltros. Entre ellos, se destacó el uso de sustratos porosos que favorecieron el desarrollo de biopelículas bacterianas. La caracterización de estos materiales reveló que su porosidad y superficie específica eran factores determinantes para la colonización bacteriana, lo que a su vez impactó positivamente en la eficiencia del proceso de nitrificación. Los resultados sugirieron que el diseño del biofiltro debía considerar no solo la disponibilidad de materiales reciclados, sino también sus propiedades físicas y químicas.

Se determinó que un período de estabilización de al menos 7 días fue suficiente para permitir el crecimiento inicial de las biopelículas bacterianas en los biofiltros. Este tiempo se alineó con hallazgos previos que indicaron que las colonias bacterianas requieren un período similar para establecerse adecuadamente y comenzar a transformar amonio en nitrito y nitrato. Posteriormente, se realizaron mediciones diarias durante 30 días, lo que permitió observar

cambios significativos en las concentraciones de amonio, nitritos y nitratos, confirmando así que un tiempo adecuado de estabilización era crucial para el éxito del sistema.

Se analizó la eficiencia de transformación bajo condiciones operativas controladas donde el biofiltro 3 y 2 destacaron por su efectividad en la degradación de compuestos nitrogenados. El biofiltro 3, compuesto por tejas de barro, ofreció una superficie y durabilidad gracias a su composición mineral natural de arcilla. Su bajo impacto químico mantiene la calidad del agua constante, brindando un entorno adecuado para el crecimiento de bacterias nitrificantes. Por su parte, el biofiltro 2 combinó bioballs, piedra caliza y tubo PVC, proporcionando una gran área superficial y un flujo dinámico que favoreció el desarrollo del biofilm. Las bioballs, ampliamente utilizadas en filtros biológicos acuapónicos, optimizan el movimiento del agua mientras que la piedra caliza, debido a su estructura porosa, permitió una mayor colonización bacteriana y neutralizó los ácidos del agua. Aunque el PVC presentó una superficie lisa que inicialmente dificultó la adhesión de bacterias, la inclusión de cortes transversales mejoró su rugosidad, facilitando el establecimiento del biofilm.

No obstante, la deficiencia en el biofiltro 1 se atribuyó a su lento proceso de nitrificación. Dado que, las rocas de río pueden contener una alta cantidad de minerales inorgánicos que no favorecen el crecimiento de bacterias nitrificantes, lo que limita la formación de una biopelícula activa. Además, las superficies irregulares y ásperas de las rocas pueden dificultar la adhesión eficiente de las bacterias, afectando su capacidad para colonizar y establecerse.

13. Recomendaciones

Se recomienda realizar mediciones durante un período más prolongado, idealmente a 60 días, ya que un tiempo más largo permite observar cómo las fluctuaciones estacionales y las variaciones en la carga orgánica afectan el rendimiento del biofiltro. Este período también facilita el establecimiento de colonias bacterianas robustas que pueden manejar cargas de amoníaco más altas sin comprometer la salud del sistema. Una evaluación integral a lo largo del tiempo brindará una visión más completa sobre la eficacia del biofiltro y su capacidad para adaptarse a cambios en las condiciones ambientales y operativas.

Además, es fundamental incluir parámetros microbiológicos en el monitoreo regular del sistema para identificar de manera más efectiva las poblaciones bacterianas presentes. Esto facilitará una gestión más precisa del ciclo del nitrógeno y optimizará la eficiencia del biofiltro. Asimismo, se recomienda revisar periódicamente el diseño del biofiltro para asegurar que maximice la superficie disponible para el crecimiento bacteriano. Esto puede incluir pruebas con diferentes tipos de materiales reciclados para evaluar cómo afecta la eficiencia del biofiltro y su capacidad para soportar colonias bacterianas saludables.

Ajustar el diseño físico del biofiltro para mejorar el flujo de agua, condiciones de aireación y el contacto con las superficies donde habitan las bacterias ayudará a optimizar el rendimiento general del sistema acuapónico. Es igualmente importante implementar un programa de mantenimiento regular que incluya la limpieza y revisión de los componentes del biofiltro, asegurando que no haya obstrucciones que puedan afectar el flujo de agua y, por ende, la eficiencia en la remoción de contaminantes.

Por último, se sugiere fomentar programas de capacitación técnica dirigidos a productores acuícolas sobre el manejo adecuado de biofiltros construidos con materiales reciclados. Esta

capacitación debe incluir aspectos sobre, tiempos de estabilización del ciclo de nitrógeno, importancia de mantener colonias bacterianas saludables y cuáles son las condiciones operativas optimas cuando se usan materiales reciclados e inertes.

14. Referencias

- Ábalos, C. (2005). Adhesión bacteriana a biomateriales. *Avances en Odontoestomatología*, 21(1), 347-353. http://scielo.isciii.es/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0213-12852005000100003&lng=es&tlng=es.
- Agudelo (2021) Propuesta de un sistema de acuaponía para promover la agricultura sostenible y mejorar la economía del municipio de Tibacuy, caso de estudio finca los naranjos <https://repositorio.unbosque.edu.co/server/api/core/bitstreams/6e608765-57a1-480e-8b04-eb4f39cb122b/content>
- Álava. (2021). Uso de microorganismos de montaña en un sistema biofloc para tilapia gris (*Oreochromis niloticus*) . Obtenido de Uso de microorganismos de montaña en un sistema biofloc para tilapia gris (*Oreochromis niloticus*) : <https://bdigital.zamorano.edu/server/api/core/bitstreams/21c6274a-bd9d-49d2-8780-bc3f68d585cb/content>
- Anangono, A., Lloacana, E. (2022). Evaluación de la eficiencia de un biofiltro a base de un consorcio bacteriano para degradar fosfatos y amoníaco en aguas residuales de la acuicultura. obtenido de evaluación de la eficiencia de un biofiltro a base de un consorcio bacteriano para degradar fosfatos y amoníaco en aguas residuales de la acuicultura: <https://repositorio.utn.edu.ec/bitstream/123456789/12978/2/03%20bio%20042%20trabajo%20de%20grado.pdf>
- Ardilla. (2021). Alternativas para el proceso de recuperación de suelos contaminados por el uso de agroquímicos en el cultivo del tomate en el municipio de Gramalote departamento Norte de Santander Colombia.

<https://repository.unad.edu.co/bitstream/handle/10596/41349/ldgarzonr.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Arias, C. A., I., & Brix, H. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Ciencia E Ingeniería Neogranadina*, 13(1), 17-24.
<https://doi.org/10.18359/rcin.1321>

Avnimelech, Y. (2015). *Tecnología de biofloc: una guía práctica* (3.^a ed.). Sociedad Mundial de Acuicultura. https://www.researchgate.net/publication/308052605_Biofloc_technology_A_practical_guide_book_The_World_Aquaculture_Society

Berrelleza Valdez, C. F. (2018). Biorremediación de tricloroetileno por un consorcio de bacterias nitrificantes de amonio (AOB) en un biorreactor de lecho sintético empacado. <https://www.repositorioinstitucional.uson.mx/handle/20.500.12984/6662>

Betancourth, V., Carcamo, A., & Ariel, E. (2023) Diseño y evaluación comparativa de dos biofiltros en un modelo acuapónico para la producción de lechuga (*Lactuca sativa*) y tilapia (*Oreochromis sp.*) <https://hdl.handle.net/11036/7721>

Bioaquafloc. (2024, 31 julio). *Tipos de modelos acuapónicos*. Bioaquafloc. <https://www.bioaquafloc.com/tipos-de-modelos-acuaponicos/>

Bitton, G. 2011. *Wastewater Microbiology*. Wiley-Liss. Quinta Edición. Universidad de Florida. Estados Unidos
https://sannhiquangngai.com/uploads/page/2018_11/wastewatermicrobiologygabrielbitton.pdf

- Bobbink, Bal, DV, Dobben, HF, Jansen, AJ, Nijssen, M., Siepel, H., Schaminée, JH, Smits, NA y Vries, WD (2013). Los efectos de la deposición de nitrógeno sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. <https://www.semanticscholar.org/paper/The-effects-of-nitrogen-deposition-on-the-structure-Bobbink-Bal/5372c921433dfcecaafb179178f9a6b01863bb97>
- Bohórquez, J. S. (2023). Aislamiento de bacterias nitrificantes a partir de excremento de ganado bovino de raza Holstein, para promover el uso de biofertilizantes mediante una propuesta pedagógica. Universidad Pedagógica Nacional. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/20.500.12209/18449>.
- Brailo, M., Schreier, H., McDonald, R., Marsic, J., Gavrilovic, A., Pecarevic, & Dujakovic, J. (2019) Análisis de la comunidad bacteriana de biorreactores de sistemas de recirculación acuícola marinos para la eliminación completa de nitrógeno establecidas a partir de un inoculo comercial <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.12.078>
- Buitron, H., & Noemi, A. (2023) Eficiencia del uso de bioportadores de plástico pet reciclado en reactores biológicos de lecho móvil para el tratamiento de aguas residuales municipales <https://repositorio.unfv.edu.pe/handle/20.500.13084/6718>
- Butteris, J. (2020). Restauración de la nitrificación. Aquafix. <https://teamaquafix.com/es/restauracion-de-la-nitrificacion/#:~:text=5.,est%C3%A9n%20fuera%20de%20este%20rango>.

- Cancino. (2023). Eficiencia de reducción de nitrógeno amoniacal total usando tres tipos de biofiltros en un sistema de recirculación acuapónico, en la I.E. Coronel Cortegana – Celendín. Obtenido de <https://repositorio.unc.edu.pe/handle/20.500.14074/5919>
- Cerezo, I., & Mujica, V. (2024) Diseño y evaluación de un biorreactor a escala con tecnología MBBR en una empresa alimentaria <https://lapasiondelsaber.ujap.edu.ve/index.php/lapasiondelsaber-ojs/article/view/267>
- Cerozi da Silva, B. y Fitzsimmons, K. (2016) El efecto del pH en la disponibilidad y especiación del fósforo en una solución nutritiva de acuaponía. *Bioresource Technology*, 219, 778-781. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.08.079>
- Cheng. (2019). Perfiles de rendimiento y de la comunidad microbiana en un biofiltro a escala piloto para la eliminación de amoníaco, hierro y manganeso a diferentes concentraciones de oxígeno disuelto. Obtenido de <https://doi.org/10.1007/s11274-019-2617-x>
- Cifuentes, A., Leguizamón, A, Zambrano, J., & Landines, M. (2023) Factores clave y tendencias en los sistemas acuapónicos: revisión de literatura https://www.researchgate.net/publication/377643075_Factores_clave_y_tendencias_en_los_sistemas_acuaponicos_revision_de_literatura/link/65b105159ce29c458ba9b3fd/download?_tp=eyJjb250ZXh0Ijp7ImZpcnN0UGFnZSI6InB1YmxpY2F0aW9uIn9uIiwicGFnZSI6InB1YmxpY2F0aW9uIn19

- Colorado, M., Herrera, M., & Lancheros, J. (2021) Los sistemas acuapónicos como fuente de alimento con la implementación de nuevas tecnologías <https://editic.net/journals/index.php/ripie/article/view/109/101>
- Colt, J., 2006. Water quality requirements for reuse systems. Aquac. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S014486090500124X>
- Constitución Política de Colombia. (1991). <https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=4125>
- Cuaspa, J., Guerrero, D., & Burgos, A. (2019) Sistemas acuapónicos como alternativa sustentable en la acuicultura <https://doi.org/10.22267/revip.1961.9>
- DATAtab. (s.f.). Prueba de Kruskal-Wallis. Obtenido de Prueba de KruskalWallis: <https://datatab.es/tutorial/kruskal-wallis-test>
- Daza, Y., & Benavidez, C. (2020). Evaluación de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en agua de un sistema acuapónico para la producción de cachama blanca *Piaractus brachypomus*, fresa *Fragaria vesca* y albahaca *Ocimum basilicum* En la Fundación Universitaria de Popayán. [Fundación Universitaria de Popayán]. <https://fupvirtual.edu.co/repositorio/files/original/3ed80254a58a5458d49e587767c60c3362521df9.pdf>
- Delgado, & Valdez. (2021). Diseño de sistemas de tratamiento de desechos de acuicultura provenientes de las actividades de piscicultura realizadas en la comunidad Paipayales para la obtención de abono orgánico. ESPOL. FCNM. <http://www.dspace.espol.edu.ec/handle/123456789/52026>

Duran, M. (2019). Sistema acuapónico para la producción tecnificada peces y hortalizas en huertas urbanas. Obtenido de https://repositorioinstitucional.ufpso.edu.co/bitstream/handle/20.500.14167/1060/Cuerpo%20del%20trabajo%20SISTEMA%20ACUAPONICO%20PARA%20LA%20PRODUCCION%20TECNIFICADA%20DE%20PECES%20Y%20HORTALIZAS%2023_removed.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Effendi, H., Widyatmoko, Utomo, B. A., & Pratiwi, N. T. M. (2020). Ammonia and orthophosphate removal of tilapia cultivation wastewater with *Vetiveria zizanioides*. *Journal of King Saud University - Science*, 32(1), 207–212. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2018.04.018>

FAO. (2022). Producción de alimentos en acuaponía a pequeña escala: https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=yMBqEAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA125&dq=Dise%C3%B1o+de+biofiltros+para+la+fijaci%C3%B3n+de+bacterias+reductoras+de+amonio++&ots=y0I_jScaQv&sig=yyVXZaOnooWc3WoKE9A1YoOeRU#v=onepage&q&f=false

Filtralite. (s. f.). (PDF) Eliminación biológica del nitrógeno amoniacal en agua potable con Filtralite® | Drupal. <https://www.filtralite.com/es/remove-ammonia-water-wp>

Francis-Floyd, R., Yanong, R. P. E., & Petty, B. D. (2023,). Enfermedades ambientales de los animales acuáticos en los sistemas acuáticos. Manual de Veterinaria de MSD. <https://www.msdrvmanual.com/es/animales-ex%C3%B3ticos-y-de-laboratorio/sistemas-acu%C3%A1ticos/enfermedades-ambientales-de-los-animales-acu%C3%A1ticos-en-los-sistemas-acu%C3%A1ticos>

- GALLEGO-ALARCON, Iván y GARCIA-PULIDO, Daury. (2017) Remoción de nitrógeno amoniacal total en un biofiltro: percolador-columna de arena. *Tecnol. cienc. agua* [online]. 2017, vol.8, n.1. Disponible en: . ISSN 2007-2422. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-01-06>
- Gerardi, M. 2002. *Nitrification and denitrification in the activated sludge process*. WileyInterscience. Nueva York. Estados Unidos. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/0471216682>
- Goenaga, B, De la Hoz, F., Beatriz, V, & Esteban, L. (2022) Instalación de sistema acuapónico a pequeña escala para la cría de tilapia y cultivo de lechuga <https://hdl.handle.net/20.500.12442/11710>
- González (2019) Herramientas básicas para el manejo y dimensionamiento de un módulo acuapónico a pequeña escala <http://rdi.uncoma.edu.ar/handle/uncomaid/16919>
- González, E. J., & Quirós, R. (2011). Eutrofización de embalses en venezuela: Relaciones entre el nitrógeno, el fósforo y la biomasa del fitoplancton. *Oecologia Australis*, 15(3), 458–475. <https://doi.org/10.4257/oeco.2011.1503.03>
- González-Rodríguez, AI, Burrola-Aguilar, C., García-Pulido, D., & gallego-Alarcón, I. (2012). Alternativa para establecer el momento de maduración de un biofiltro inserto en un SRA. https://www.researchgate.net/profile/Arturo-Gonzalez-5/publication/278669024_Alternativa_para_establecer_el_momento_de_maduracion_de_un_biofiltro_inserto_en_un_SRA/links/55820f4608ae6cf036c171da/Alternativa-para-establecer-el-momento-de-maduracion-de-un-biofiltro-inserto-en-un-SRA.pdf

Guevara & Vélez (2022). DISEÑO E IMPLEMENTACION DE MODULO PARA ADQUISICION DE DATOS DE LA CALIDAD DEL AGUA EN SISTEMAS ACUICOLAS UTILIZANDO UN MULTISENSOR ORIENTADO AL IOT. <https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/23845/1/UPS-GT004092.pdf>

Gutiérrez, D. (2018). Sistema de control de cultivos hidropónicos y acuapónicos. Obtenido de <https://repositorio.ug.edu.ec/items/10300916-06f5-48f3-88aa-2b97a358cb07>

Guarnizo. (2023). La acuaponía urbana: fomentando la agricultura sostenible en entornos urbanos. Obtenido de La acuaponía urbana: fomentando la agricultura sostenible en entornos urbanos: https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=yMBqEAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA125&dq=acuaponia+con+tapas+plasticas&ots=y0I_jVdiKt&sig=OQdnh6UNkL9yu46ACDVcozW0D_s

Hernández Zambrano, L. (2017). Diseño, construcción y evaluación de un sistema acuapónico automatizado de tipo tradicional y doble recirculación en el cultivo de Tilapia Roja (*Oreochromis Mossambicus*) y Lechuga Crespa (*Lactuca Sativa*). <https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/62954/1057592154.2018.pdf>

Hernández, L. C. (2019). Los sistemas biofloc: una estrategia eficiente en la producción acuícola. *CES Medicina Veterinaria y Zootecnia*, 14(1), 70–99. <https://doi.org/10.21615/cesmvz.14.1.6>

Huang, L., Liu, X., Che, X. y Zhang, Y. (2013). Rendimiento de biofiltros de microperlas secuenciadores en un sistema de recirculación acuícola. *Revista de Investigación y Desarrollo de Acuicultura*, 4(2), 1-7. doi:10.4172/2155-9546.1000169

- Kamarudin, K. F., Tao, D. G., Yaakob, Z., Takriff, M. S., Rahaman, M. S. A., & Salihon, J. (2015). A review on wastewater treatment and microalgal by-product production with a prospect of palm oil mill effluent (POME) utilization for algae. *Der Pharma Chemica*, 7(7), 73–89.
https://www.researchgate.net/publication/282679811_A_review_on_wastewater_treatment_and_microalgal_by-product_production_with_a_prospect_of_palm_oil_mill_effluent_POME_utilization_for_algae
- Lagua (2023) Biadsorción de cromo (III) provenientes del pre-tratamiento de residuos acuosos en plantas de curtiembre mediante un biofiltro a base de fibras naturales
<https://repositorio.uta.edu.ec/bitstream/123456789/40212/1/t2435mquim.pdf>
- López, Pedro y Anzoátegui, Denny. (2013). Engorde de cachama (*Colossoma macropomum*, Cuvier, 1816) cultivada en un sistema de recirculación de agua. *Ganadería Tropical*, 31 (4), 271-278. Recuperado el 24 de octubre de 2024, de http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0798-72692013000400001&lng=es&tlng=es.
- Malone, R. F., & Pfeiffer, T. J. (2006). Rating fixed film nitrifying biofilters used in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 34(3), 389-402.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.08.007>
- MARÍN. (2019). “Eficiencia de sustratos artificiales en un sistema de recirculación de agua en el crecimiento de *Oreochromis* spp.” . Obtenido de “Eficiencia de sustratos artificiales en un sistema de recirculación de agua en el crecimiento de *Oreochromis*

spp.” : <https://repositorio.upse.edu.ec/bitstream/46000/4909/1/UPSE-TBM-2019-0009.pdf>

Másmela-Mendoza, J. E., Lizarazo-Forero, L. M., & Aranguren Riaño, N. J. (2019). Bacterias nitrificantes cultivables de la zona limnética del lago de Tota, Boyacá. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 22(2). <https://doi.org/10.31910/rudca.v22.n2.2019.1378>

Méndez, A., Lloacana, A., & Xavier, E. (2022) Evaluación de la eficiencia de un biofiltro a base de un consorcio bacteriano para degradar fosfatos y amoníaco en aguas residuales de la acuicultura <http://repositorio.utn.edu.ec/handle/123456789/12978>

Molerio (2023) Las aguas terrestres de Cuba. Estudios de hidrodinámica geoquímica e isotópica https://www.researchgate.net/publication/367212327_Las_Aguas_Terrestres_de_Cuba_Estudios_de_hidrodinamica_geoquimica_e_isotopica

Moreno, S., & Arambulo, V. (2020). «Diseño de un protocolo efectivo para la maduración y manejo de biofiltros para sistemas de recirculación en acuicultura en CENAIM» [ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DEL LITORAL Facultad de Ingeniería en Marítima y Ciencias del Mar]. <https://www.dspace.espol.edu.ec/bitstream/123456789/50681/1/T-109775%20Moreno-Ar%0c3%a1mbulo.pdf>

Moreno, S., Arámbulo, V., & Herrera, K. (2020) Diseño de un protocolo efectivo para la maduración y manejo de biofiltros para sistemas de recirculación en acuicultura en CENAIM <http://www.dspace.espol.edu.ec/xmlui/handle/123456789/50681>

- Neissi, A., Rafiee, G., Rahimi, S., Farahmand, H., Pandit, S., & Mijakovic, I. (2022). Comunidades microbianas enriquecidas para la eliminacion de amonio y nitrito en sistemas de recirculación de acuicultura <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133811>
- Neori, A., Chopin, T., Troell, M., Buschmann, A. H., Kraemer, G. P., Halling, C., Shpigel, M., & Yarish, C. (2004). Integrated aquaculture: Rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture*, 231(1–4), 361–391. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.11.015>
- Otero Uribe, L. (2003). Efecto hidráulico de estructuras de soporte de biopelículas en tuberías de alcantarillado. Uniandes. Disponible en: <http://hdl.handle.net/1992/10599>
- Organización de derechos humanos (OEA) Objetivos de Desarrollo Sostenible. Objetivo 2. Disponible en: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/hunger/>
- Pereira, J., Paz, L., Melo, V., Rodríguez, J., & Oliveira, D. (2022) Principais componentes de um sistema aquapônico doméstico e considerações sobre a temperatura e o ph da agua https://www.editorarealize.com.br/editora/anais/conedu/2021/TRABALHO_EV150_MD1_SA114_ID1025_06072021134851.pdf
- Perez . (2023). Tratamiento de aguas de efluentes domésticas, con sistemas de biofiltros . Obtenido de Tratamiento de aguas de efluentes domésticas, con sistemas de biofiltros: <https://hdl.handle.net/20.500.12692/134537>

- Quiroga (2020) Séptimo Congreso Multidisciplinar de Perspectivas de la Investigación “Las fábricas inteligentes, un reto en la transformación social”
<https://www.iush.edu.co/uploads/aterrizaje/2020/memorias-7-congreso-multidisciplinar.pdf#page=43>
- Rakocy.J.E, Masser, M. Losordo, T. (2006). Recirculating Aquaculture Production Systemns: AquaponicsIntegrating Fish and Plant Culture. Aquaculture Center, Stoneville, Mississippi
https://www.researchgate.net/publication/284496499_Recirculating_aquaculture_tank_production_systems_Aquaponics-Integrating_fish_and_plant_culture
- Ramírez, L., Pérez, M., Jiménez, P. (2011). Evaluación preliminar de sistemas acuapónicos e hidropónicos en cama flotante para el cultivo de orégano. Revista Facultad de ciencias. Universidad Militar Nueva Granada,
<https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5621367>
- Ramírez, D., Sabogal, D., Jiménez, P., & Hurtado, H. (2024) La acuaponía: una alternativa orientada al desarrollo sostenible
<https://revistas.unimilitar.edu.co/index.php/rfcb/article/view/2230>
- Ramon (2019) Metabolismo de las bacterias autótrofas en una EDAR
<https://media.upv.es/player/?id=1a79a2b0-2937-11e9-82b7-09bad400f53f>
- Rittmann, B. E., & McCarty, P. L. (2001). Biotecnología del medio ambiente: principios y aplicaciones / Bruce E. Rittmann, Perry L. McCarty ; traducción y rev. técnica Fernando Garralda de Roda. McGraw-Hill.
https://indaga.ual.es/discovery/fulldisplay?docid=alma991000876319704991&context=L&vid=34CBUA_UAL:VU1&search_scope=bib_recomendada&adaptor=Loc

al%20Search%20Engine&tab=bib_recomendada&query=any,contains,25153322&sortby=title&offset=0

Robles, J., Narvaez, A., & Ruiz, A. (2022) Obtención de ácidos grasos de metil esterres en biomasa algal a diferentes tasas de aireación en FBR de columna <https://www.mlsjournals.com/Environmental-Science-Practices/article/view/1364>

Romero, O., & Alexandra, J. (2024) Evaluación de dos biofiltros usando estropajo común (*Luffa cylindrica*) y Yanchama (*Poulsenia armata*) en el tratamiento de aguas residuales <http://dspace.espoch.edu.ec/handle/123456789/22666>

Rusten, B., Eikebrokk, B., Ulgenes, Y., & Lygren, E. (2006). Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering*, 34(3), 322–331. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.04.002>

Saavedra, M. (2006). Manejo del cultivo de tilapia. Managua, Nicaragua. In *Manejo Del Cultivo De Tilapia* <https://www.crc.uri.edu/download/MANEJO-DEL-CULTIVO-DE-TILAPIA-CIDEA.pdf>

Saldanha, J., Torres, M., Viana, O. (2020) Efecto de la adición de bacterias nitrificantes autóctonas en la formación de bioflocos para la mejoría de la calidad del agua de cultivo de organismos acuáticos [brazilianjournals.com. https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/11080/9291](https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/11080/9291)

Sarmiento (2020) Acuaponía implementación de un modelo acuapónico para el control y monitoreo mediante herramientas TIC'S e IOT en un cultivo modular en Villavicencio <https://hemeroteca.unad.edu.co/index.php/wpecbti/article/view/4305>

- Schreier. (2019). Analisis de la coimunidad bacteriana de biorreactores de sistema de recirculacion acuicola marinos para la eliminacion completa de nitrogeno establecidos a partir de un inoculo comercial. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.12.078>
- Sikora, M., Nowosad, J., & Kucharczyk, D. (2020). Comparison of different biofilter media during biological bed maturation using common carp as a biogen donor. *Applied Sciences (Switzerland)*, 10(2), 626. <https://doi.org/10.3390/app10020626>
- Silva, Y., Efrén, J., & Daniel, J. (2023) Bioadsorción de cromo (III) provenientes del pre-tratamiento de residuos acuosos en plantas de curtiembre mediante un biofiltro a base de fibras naturales <https://repositorio.uta.edu.ec/jspui/handle/123456789/40212>
- Somerville, C., A., Cohen, M., Pantanella, E., Stakus, A., Lovatelli., A., (2022). Producción de alimentos en acuaponía a pequeña escala. FAO. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/2eff5ca4-c831-423eba37-47b7882e3ca0/content>
- Slater, A. G., & Cooper, A. I. (2015). Function-led design of new porous materials. *Science*, 348(6238). <https://doi.org/10.1126/science.aaa8075>
- Soriano, S., & Walker, N. (1968). Isolation of ammonia-oxidizing autotrophic bacteria. *The Journal of applied bacteriology*, 31(4), 493–497. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.1968.tb00397.x>

- Tamayo Morales, L. (2013). Efecto de la velocidad de flujo sobre el crecimiento y desprendimiento de biopelículas alimentadas con CODB mediante pastos en redes de distribución de agua potable. Uniandes. <http://hdl.handle.net/1992/19581>
- Tamayo Morales, L. (2013). Efecto de la velocidad de flujo sobre el crecimiento y desprendimiento de biopelículas alimentadas con CODB mediante pastos en redes de distribución de agua potable. Uniandes. <http://hdl.handle.net/1992/19581>
- TIMMONSAND, M., & EBELING, J. (2010). Recirculating Aquaculture 2nd Edition. <https://www.gbv.de/dms/sub-hamburg/63663258X.pdf>
- Vega, L, & Geovanny, E. (2020) Aislamiento y caracterización de clones de bacterias psicrófilas o psicotolerantes de las lagunas Cuyuc y Colay pertenecientes al Sistema Lacustre de Atillo Bioaumentación mediante el uso de microorganismos autóctonos para el tratamiento de suelos contaminados con hidrocarburos totales de petróleo <http://dspace.esPOCH.edu.ec/handle/123456789/14264>
- Wafula, EA, Gichana, Z., Onchieku, J., Chepkirui, M. y Orina, PS (2023). Oportunidades y desafíos de los medios de biofiltración locales alternativos en sistemas de acuicultura de recirculación. *Journal of Aquatic and Terrestrial Ecosystems* , 1 (1), 73–83. <https://doi.org/10.69897/jatems.v1i1.24>
- Xiaolong Yang, Lihua ,Liu ,Shoubing Wang (2019). Una estrategia de eliminación de nitrógeno de alta eficiencia mediante un consorcio de bacterias oxidantes de amoníaco.obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852418317188?via%3Dihub>

Yeceina (2023) Incidencias de la presencia de amonio (nh) en el crecimiento de camarón (litopenaeus vannamei) en piscinas camaroneras. obtenido de incidencias de la presencia de amonio(nh) en el crecimiento de camarón (litopenaeus vannamei) en piscinas camaroneras

https://repositorio.utmachala.edu.ec/handle/48000/2465/simple-search?query=&sort_by=score&order=desc&rpp=10&filter_field_1=has_content_in_original_bundle&filter_type_1>equals&filter_value_1=true&etal=0&filtername=subject&filterquery=PARAMETROS&filtertype>equals

Yuanyuan M, Yongzhen P, Liang Z, Baikun L, Xiyao L, Lei Wu, Simeng Wang (2018) Tratamiento de aguas residuales mediante nitrificación parcial-anammox (PNA) con modo de aireación intermitente: efecto de la relación C/N del afluente. sciencedirect.com.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1385894717317849>

Zhu, S. M., Deng, Y. Le, Ruan, Y. J., Guo, X. S., Shi, M. M., & Shen, J. Z. (2015). Biological denitrification using poly(butylene succinate) as carbon source and biofilm carrier for recirculating aquaculture system effluent treatment. *Bioresource Technology*, 192, 603–610. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.06.021>

15. Apéndice

Tabla 15 Base de datos de la cinética de compuestos nitrogenados

Tipo	Amonio	Nitritos	Nitratos
Biofiltro	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
1	3,3	0,242	23,9
1	2,8	0,267	7,1
1	2,3	0,061	15
1	1,4	0,073	34
1	0,9	0,112	14,3
1	0,2	0,024	13,6
1	2	0,147	10,6
1	0,2	0,155	166
1	4,1	0,123	28,1
1	1,7	0,024	5,8
1	0	0,05	9,2
1	1,1	0,038	10,4
1	0,1	0,058	2,7
1	0,2	0,139	13,6
1	0,1	0,243	12,3
1	0,1	1,015	14,5
1	1,0	0,254	8,3
1	0,1	0,145	5,8
1	0,1	0,353	15,5

1	0,2	0,171	16,9
1	0,1	0,177	5,7
1	0	0,252	8,1
1	3,2	0,295	8,8
1	3,1	0,115	11,8
1	2,9	0,106	28,6
1	2,3	0,109	32,9
1	2,4	0,163	29
1	2,2	0,214	28,8
1	2	0,256	28,8
1	1,8	0,231	21,6
2	1,8	0,926	39,6
2	1,9	1,886	69,6
2	1,5	0,27	62,3
2	1	1,164	85,3
2	0,8	0,398	71,9
2	2,8	0,42	62,9
2	0,1	0,29	15
2	5,4	1,092	30
2	0,1	0,109	25
2	0	0,182	23,5
2	0,1	0,812	9
2	0,9	0,555	2,8

2	0,7	0,005	4,3
2	0,1	0,465	5,8
2	0,1	0,56	14,6
2	0,1	0,455	1,9
2	0,1	0,497	7,9
2	1,3	0,191	6,4
2	1,3	0,404	5
2	1	0,328	14,3
2	0,2	0,205	14
2	0,1	0,229	34
2	3	0,635	6,3
2	2,7	0,227	13,1
2	2,5	0,167	31,2
2	2,2	0,045	18,2
2	2,2	0,102	14,5
2	1,9	0,183	19,1
2	1,6	0,202	19,1
2	1,5	0,196	17,1
3	1,3	1,179	19,2
3	3,8	1,972	133
3	4,4	1,124	133
3	5,2	1,851	120,8
3	4	1,343	132,8

3	3,8	0,924	127,2
3	2,5	0,592	30
3	0,1	0,749	30
3	1,1	0,345	3,5
3	7,3	0,988	30
3	7,8	0,6	30
3	2,7	0,455	13,2
3	4,9	0,293	54,4
3	2,9	0,451	25,1
3	1,8	0,333	28
3	0,8	0,052	120,2
3	6,5	0,977	30
3	1,6	0,533	78,6
3	0,5	0,654	132,8
3	0,3	1,001	36,2
3	1,1	0,824	30,9
3	2,5	1,157	41
3	4,7	1,298	9,6
3	4,3	1,359	10,7
3	3,9	0,773	25,5
3	3,5	0,448	15,1
3	3,7	0,511	19,9
3	3,3	0,543	2,4

3	3	0,613	2,4
3	2,8	0,406	25
Elaboración propia			