

UCUENCA

Universidad de Cuenca

Facultad de Ciencias Químicas

Carrera de Ingeniería Ambiental

Desempeño de humedales artificiales estructurados en invernadero para el tratamiento de aguas residuales domésticas en la parroquia Baños

Trabajo de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Ambiental


Autores:

Jean Flavio Armijos Salinas

Alexis Fernando Castillo Espinosa

Director:

Fausto Fernando García Ávila

ORCID:  0000-0002-9274-9769

Cuenca, Ecuador

2025-02-19

Resumen

Este estudio evaluó el desempeño de humedales artificiales de flujo horizontal estructurados en invernadero para el tratamiento de aguas residuales domésticas en la parroquia Baños, ciudad de Cuenca. Se implementó un invernadero sobre un humedal artificial y se comparó la eficiencia de remoción de contaminantes entre el sistema con invernadero y uno sin él. Además, se analizó el efecto de los anturios en la remoción de contaminantes en ambas condiciones. Los resultados mostraron que el humedal sin invernadero logró una remoción de sólidos suspendidos del 49.89% y DBO₅ del 72.96%, aunque presentó limitaciones en la remoción de DQO y fosfatos. En contraste, el humedal con invernadero alcanzó una alta eficiencia en la eliminación de DBO₅ (86.63%), pero mostró debilidades en la remoción de sólidos suspendidos y nitrógeno amoniacal. El uso de anturios mejoró la eliminación de sólidos suspendidos (69.98%) y nitratos (89.5%), aunque se evidenció una baja remoción de DBO₅ y problemas en la nitrificación. Las pruebas estadísticas indicaron que en la mayoría de los parámetros no existen diferencias significativas al comparar las etapas de tratamiento. A pesar de los desafíos enfrentados por los anturios, el ambiente controlado del invernadero favoreció su adaptación, asegurando un desarrollo adecuado. En general, los efluentes del humedal cumplieron con los límites permisibles establecidos por la normativa TULSMA, lo que sugiere que los humedales artificiales estructurados en invernadero, pueden ser una solución viable para el tratamiento de aguas residuales en la región.

Palabras clave del autor: tratamiento de agua, plantas ornamentales, anturios, sostenibilidad, invernaderos construidos, contaminación hídrica

Abstract

This study evaluated the performance of structured horizontal flow constructed wetlands in a greenhouse for the treatment of domestic wastewater in the Baños parish, city of Cuenca. A greenhouse was implemented over an artificial wetland, and the efficiency of contaminant removal was compared between the system with a greenhouse and one without it. Additionally, the effect of anthuriums on contaminant removal under both conditions was analyzed. The results showed that the wetland without a greenhouse achieved a removal of suspended solids of 49.89% and BOD₅ of 72.96%, although it presented limitations in the removal of COD and phosphates. In contrast, the wetland with a greenhouse reached high efficiency in the elimination of BOD₅ (86.63%), but showed weaknesses in the removal of suspended solids and ammoniacal nitrogen. The use of anthuriums improved the removal of suspended solids (69.98%) and nitrates (89.5%), although low removal of BOD₅ and issues with nitrification were evident. Statistical tests indicated that for most parameters, there were no significant differences when comparing the treatment stages. Despite the challenges faced by the anthuriums, the controlled environment of the greenhouse favored their adaptation, ensuring adequate development. Overall, the effluents from the wetland met the permissible limits established by the TULSMA regulations, suggesting that structured greenhouse constructed wetlands can be a viable solution for wastewater treatment in the region.

Author Keywords: water treatment ornamental plants, anthuriums, sustainability, constructed greenhouses, water pollution

Índice de contenido

1. Introducción y Objetivos.....	13
1.1. Introducción	13
1.2. Identificación del problema y Justificación.....	14
1.3. Objetivos.....	15
1.3.1. Objetivo general.....	15
1.3.2. Objetivos específicos.....	15
2. Marco Teórico.....	16
2.1. Aguas residuales.....	16
2.2. Aguas residuales domésticas	16
2.3. Características de las aguas residuales	16
2.4. Parámetros físicos.....	17
2.5. Parámetros químicos.....	17
2.6. Parámetros biológicos	19
2.7. Tratamiento de aguas residuales domésticas.....	19
2.8. Humedales artificiales.....	20
2.8.1. Humedales de flujo superficial.....	20
2.8.2. Humedales de flujo subsuperficial	20
2.9. Factores que afectan el rendimiento de los humedales artificiales	21
2.9.1. Parámetros de diseño.....	21
2.9.2. Condiciones climáticas.....	22
2.10. Plantas ornamentales usadas en humedales artificiales	24
2.11. Invernaderos	25
2.11.1. Tipos de invernaderos.....	25
2.11.2. Estructura y materiales de los invernaderos.....	25
2.11.3. Sistemas de control	28
2.11.4. Variables ambientales para el estudio de invernaderos.....	28
2.11.5. Integración de humedales artificiales e invernaderos	30
3. Materiales y Métodos	32
3.1. Área de estudio	32
3.2. Construcción del invernadero	33
3.2.1. Selección del tipo de invernadero adecuado para el entorno del humedal artificial	33
3.2.2. Consideraciones de diseño para maximizar la eficiencia térmica y lumínica.	33

3.2.3.	Implementación del invernadero.....	33
3.3.	Cultivo de los anturios	37
3.4.	Control de las condiciones ambientales dentro del invernadero	37
3.5.	Muestreo y análisis de la calidad del agua	39
3.5.1.	Delimitación y descripción de puntos de muestreo.....	39
3.5.2.	Toma de muestras.....	39
3.5.3.	Análisis de laboratorio.....	40
3.6.	Monitoreo de la vegetación.....	44
3.7.	Análisis estadístico.....	45
3.7.1.	Análisis descriptivo	45
3.7.2.	Análisis inferencial.....	45
4.	Resultados Y Discusión.....	47
4.1.	Resultados del monitoreo	47
4.2.	Análisis del comportamiento de los parámetros.....	48
4.2.1.	Temperatura.....	48
4.2.2.	Potencial hidrógeno (pH).....	51
4.2.3.	Oxígeno disuelto.....	55
4.2.4.	Turbidez.....	60
4.2.5.	Coliformes fecales	65
4.3.	Remoción de contaminantes.....	67
4.3.1.	Sólidos Suspendidos.....	67
4.3.2.	Demanda Bioquímica de Oxígeno	72
4.3.3.	Demanda Química de Oxígeno	79
4.3.4.	Nitrógeno amoniacal.....	85
4.3.5.	Nitratos.....	92
4.3.6.	Fosfatos	98
4.4.	Desarrollo y comportamiento de los anturios a lo largo del periodo de estudio en el sistema de tratamiento.....	104
5.	Conclusiones y Recomendaciones	113
5.1.	Conclusiones	113
5.2.	Recomendaciones.....	115
6.	Referencias.....	116
7.	Anexos.....	133

Índice de figuras

Figura 1. Delimitación del área de estudio (Geoportal Ecuador – Infraestructura de Datos Espaciales, 2017; Google Earth, 2024)	29
Figura 2. Invernadero unitario de dos aguas (SAGARPA, 2007).	30
Figura 3. Limpieza de la zona de estudio.	31
Figura 4. Colocación de las estacas para el trazo del largo y ancho del invernadero.	31
Figura 5. Diseño para la construcción del invernadero.	32
Figura 6. Soportes del invernadero (Laterales, largueros, techo).	33
Figura 7. Recubrimiento de la estructura con plástico de polietileno.	33
Figura 8. Cultivo de los anturios en el humedal.	34
Figura 9. Higrómetro HTC1 utilizado para el monitoreo dentro del invernadero.	35
Figura 10. Cortes laterales realizados para el control de temperatura.	36
Figura 11. Aplicación de urea al contorno de las plantas.	41
Figura 12. Variación en la temperatura a lo largo del periodo de estudio. Humedal sin invernadero del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.	47
Figura 13. Comparación de la temperatura en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.	48
Figura 14. Variación del pH a lo largo del periodo de estudio. Humedal sin invernadero del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.	51
Figura 15. Comparación del pH en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.	52
Figura 16. Variación del oxígeno disuelto a lo largo del periodo de estudio. Humedal sin invernadero del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.	56
Figura 17. Comparación del oxígeno disuelto en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.	57
Figura 18. Variación de la turbidez a lo largo del periodo de estudio. Humedal sin invernadero del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.	61
Figura 19. Comparación de la turbidez en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio:	

humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.	62
Figura 20. Variación de los coliformes fecales a lo largo del periodo de estudio. Humedal sin invernadero del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.	64
Figura 21. Variación de los sólidos suspendidos a lo largo del periodo de estudio. Humedal sin invernadero del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.	66
Figura 22. Comparación de los sólidos suspendidos en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.	68
Figura 23. Eficiencia de remoción (%) de los sólidos suspendidos en condiciones de humedal artificial con invernadero y sin invernadero (sin presencia de vegetación).	68
Figura 24. Eficiencia de remoción (%) de los sólidos suspendidos en condiciones de anturios en humedal con invernadero y sin invernadero.	69
Figura 25. Variación de la DBO5 a lo largo del periodo de estudio. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.	73
Figura 26. Comparación de la DBO5 en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.	74
Figura 27. Eficiencia de remoción (%) de DBO5 en condiciones de humedal artificial con invernadero y sin invernadero (sin presencia de vegetación).	75
Figura 28. Eficiencia de remoción (%) del DBO5 en condiciones de anturios en humedal con invernadero y sin invernadero.	76
Figura 29. Variación de la DQO a lo largo del periodo de estudio. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.	78
Figura 30. Comparación de la DQO en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.	79
Figura 31. Eficiencia de remoción (%) del DQO en condiciones de humedal artificial con invernadero y sin invernadero (sin presencia de vegetación).	80
Figura 32. Eficiencia de remoción (%) del DQO en condiciones de anturios en humedal con invernadero y sin invernadero.	81
Figura 33. Variación del nitrógeno amoniacal a lo largo del periodo de estudio. Monitoreo de	

control (solo grava) del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.	85
Figura 34. Comparación del nitrógeno amoniacal en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.	86
Figura 35. Eficiencia de remoción (%) del nitrógeno amoniacal en condiciones de humedal artificial con invernadero y sin invernadero (sin presencia de vegetación).	87
Figura 36. Eficiencia de remoción (%) del nitrógeno amoniacal en condiciones de anturios en humedal con invernadero y sin invernadero.	88
Figura 38. Variación de los nitratos a lo largo del periodo de estudio. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.	91
Figura 39. Comparación de los nitratos en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.	92
Figura 40. Eficiencia de remoción (%) de los nitratos en condiciones de humedal artificial con invernadero y sin invernadero (sin presencia de vegetación).	93
Figura 41. Eficiencia de remoción (%) de nitratos en condiciones de anturios en humedal con invernadero y sin invernadero.	95
Figura 42. Variación de los fosfatos a lo largo del periodo de estudio. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.	98
Figura 43. Comparación de los fosfatos en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.	99
Figura 44. Eficiencia de remoción (%) de fosfatos en condiciones de humedal artificial con invernadero y sin invernadero (sin presencia de vegetación).	100
Figura 45. Eficiencia de remoción (%) de fosfatos en condiciones de anturios en humedal con invernadero y sin invernadero.	101
Figura 46. Condiciones de los anturios durante la etapa de adaptación.	102
Figura 47. Clorosis presentada en los anturios: a) primera semana de monitoreo, b) tercera semana de monitoreo y c) sexta semana de monitoreo.	103
Figura 48. Muestra de anturio enrollamiento y caída de hojas: a) tercer monitoreo y b) sexto monitoreo de desarrollo.	104

Figura 49. Muestra de anturio: revisión radicular.	104
Figura 50. Muestra de anturio ubicado a la entrada del humedal: a) etapa inicial del crecimiento, b) etapa media del crecimiento y c) etapa final del crecimiento.	105
Figura 51. Muestra de anturio punto medio del humedal: a) etapa inicial del crecimiento, b) etapa media del crecimiento y c) etapa final del crecimiento.	106
Figura 52. Muestra de anturio a la salida del humedal: a) etapa inicial del crecimiento, b) etapa media del crecimiento y c) etapa final del crecimiento.	107
Figura 53. Muestra de anturio; a) antes de la aplicación de urea y b) una semana después de haber sido aplicada en la planta.	108
Figura 54. Anturios al finalizar el monitoreo de la vegetación a los dos meses.	109

Índice de tablas

Tabla 1. Tipos de invernaderos y sus principales características	23
Tabla 2. Tipos de materiales y coberturas en la construcción de un invernadero.	24
Tabla 3. Técnicas de control ambiental de un invernadero.	25
Tabla 4. Rendimiento de distintos humedales con distintas coberturas.	28
Tabla 5. Delimitación de puntos de monitoreo.	36
Tabla 6. Parámetros y métodos utilizados para el análisis de calidad de aguas.	38
Tabla 7. Concentraciones promedio de los parámetros de calidad de agua residual en las diferentes etapas y puntos de muestreo.	44
Tabla 8. Variación de la temperatura en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero: Análisis de medias y desviaciones.	45
Tabla 9. Variación del pH en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero: Análisis de medias y desviaciones.	49
Tabla 10. Variación del oxígeno disuelto en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero. Análisis de medias y desviaciones.	53
Tabla 11. Variación de la turbidez en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero. Análisis de medias y desviaciones.	58
Tabla 12. Variación de los sólidos suspendidos en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero. Análisis de medias y desviaciones.	64
Tabla 13. Variación de la DBO5 en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero. Análisis de medias y desviaciones.	70
Tabla 14. Variación de la DQO en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero. Análisis de medias y desviaciones.	76
Tabla 15. Variación del nitrógeno amoniacal en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero. Análisis de medias y desviaciones.	82
Tabla 16. Variación de los nitratos en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero. Análisis de medias y desviaciones.	89
Tabla 17. Variación de los fosfatos en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero. Análisis de medias y desviaciones.	95

Dedicatoria

El presente trabajo está dedicado con todo mi cariño y gratitud a Dios, por brindarme la fortaleza, la sabiduría y la paz necesarias para superar cada desafío que se me presentó a lo largo de este proceso. A mi familia, en especial a mis padres, Luis y Carmita, quienes han sido mi mayor fuente de inspiración y apoyo incondicional. Gracias por su amor, sacrificio y por siempre creer en mí, incluso en los momentos de incertidumbre.

A todas las personas que, de alguna u otra manera, han contribuido a que este logro se haga realidad. Esta es una meta alcanzada no solo por mí, sino por todos los que han estado a mi lado, brindándome su confianza y energía positiva.

Jean Flavio Armijos Salinas

Dedicatoria

A mis padres, cuyo amor y apoyo incondicional han sido el cimiento de mi vida y mi mayor inspiración. A mis hermanas, por su cariño, comprensión y aliento constante en cada paso del camino. A mis amigos, compañeros de aventuras y confidentes inseparables, por su amistad incondicional y las risas compartidas que aligeraron la carga. A todos ustedes, que han creído en mí incluso cuando yo dudaba, les dedico este logro con todo mi corazón.

Alexis Fernando Castillo Espinosa

Introducción y Objetivos

1.1. Introducción

En la actualidad, la descarga de aguas residuales domésticas sobre los cuerpos de agua sigue siendo un problema inminente, representando un gran impacto, sobre todo, en la calidad del agua de ríos, quebradas o vertientes. Según la OPS (2023), más de la mitad de la población en América Latina y el Caribe (50.8%) carece de acceso a sistemas de saneamiento gestionados de manera segura, lo que refleja la incapacidad de muchos gobiernos de tratar eficazmente el manejo de las aguas residuales.

A su vez, en un informe del INEC (2022), se detalla que en Ecuador 108 municipios representados como el 48.9% del total cuentan con alcantarillado diferenciado, es decir, tienen alcantarillado sanitario y pluvial, mientras que 7 municipios no poseen alcantarillado. Por su parte, en las zonas rurales de Cuenca, alrededor del 29% de los hogares carecen de acceso a un sistema adecuado para la eliminación de excretas. Además, los sistemas existentes son ineficientes, ya que están conectados a pozos ciegos y descargan directamente en cuerpos de agua como ríos o quebradas (GAD Municipal del cantón Cuenca, 2021).

La contaminación de los recursos hídricos por aguas residuales domésticas afecta sobre todo a las características fisicoquímicas y microbiológicas representando una amenaza para la salud pública, por lo que es necesario que las aguas descargas sean previamente tratadas de una manera eficiente y adecuada, respetando las normas nacionales establecidas.

Los humedales artificiales, son diseñados para tratar aguas residuales mediante la simulación de procesos naturales (Marzec et al., 2024). Estos han demostrado ser altamente eficientes en la eliminación de contaminantes como materia orgánica, nutrientes y patógenos. En particular en la sierra ecuatoriana, se ha promovido su implementación con especies vegetales características de las zonas altoandinas, como la totora y el carrizo. Además, investigaciones, como las de Bacuilima Aucapiña y Tasiguano Aucapiña (2023), han explorado el potencial de emplear plantas endémicas en estos sistemas, ampliando sus aplicaciones y beneficios.

Uno de los nuevos caminos a seguir dentro del avance en sistemas de humedales artificiales, es la inclusión de nuevas especies vegetales, haciendo referencia a plantas ornamentales. Este tipo de plantas contribuye eficientemente en el tratamiento de aguas residuales, no solo por su capacidad de absorción de nutrientes, sino también por el valor estético que estas

brindan dentro de estos sistemas. Especies como los anturios pueden utilizarse como vegetación dentro de los humedales a la vez que con su desarrollo pueden comercializarse al ser especies que llaman la atención por sus colores y características. Además, el uso de plantas ornamentales puede encaminar a un interés social que ayude a mejorar la calidad de las aguas residuales que son descargadas y que a su vez represente beneficios socioeconómicos.

1.2. Identificación del problema y Justificación

En la parroquia Baños, ubicada en la ciudad de Cuenca, muchos hogares, especialmente en las zonas rurales, descargan sus aguas residuales en quebradas cercanas, generando un problema ambiental significativo. Para abordar esta situación, se ha implementado como solución el uso de humedales artificiales como una alternativa económica, fácil de monitorear y con importantes beneficios ambientales.

Este método de tratamiento fue evaluado en la investigación de Caraguay Palacios y Plaza León (2023), titulada *“Evaluación de tratamientos sostenibles de aguas residuales domésticas a escala piloto en sistemas unifamiliares de la parroquia Baños”*. En este estudio experimental se analizó el problema de tratamiento de aguas residuales en la parroquia Baños, donde una parte considerable de la población carece de acceso a sistemas de alcantarillado. Como solución, se implementó un sistema compuesto por una fosa séptica, seguida de un humedal artificial como etapa secundaria de tratamiento. Este sistema aprovechó las propiedades naturales de plantas ornamentales para filtrar y purificar el agua residual, utilizando anturios como vegetación en los humedales.

No obstante, los resultados no fueron exitosos, ya que los anturios, al ser plantas propias de climas cálidos, no lograron adaptarse a las condiciones climáticas de la región, influenciando así en la efectividad del sistema implementado.

Por lo mencionado anteriormente, se propuso investigar si las condiciones ambientales controladas en un entorno de invernadero llegan a mejorar la capacidad de adaptación de las plantas para su uso en humedales artificiales. Este estudio buscó determinar si el microclima de un invernadero podría favorecer la supervivencia y el crecimiento de especies ornamentales en ecosistemas de humedal, con el objetivo de optimizar la eficiencia del sistema.

La adaptación de especies de plantas ornamentales en invernadero permitió evaluar si la eficiencia de remoción de contaminantes en los humedales artificiales mejora. El enfoque

consistió en desarrollar un nuevo método basado en humedales artificiales estructurados en invernadero, diseñado específicamente para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Proponer alternativas innovadoras, como la incorporación de anturios en humedales artificiales, agrega un valor significativo a estos sistemas. Esta estrategia no solo contribuye al tratamiento eficiente de aguas residuales, sino que también cambia la percepción tradicional de estas tecnologías, resaltando su potencial estético y funcional. El uso de plantas ornamentales puede motivar a los habitantes de la zona a adoptar estos sistemas, al mismo tiempo que ayudan al cuidado de las fuentes hídricas.

Además, los resultados obtenidos en esta investigación permitirán optimizar la eficiencia y sostenibilidad de los humedales artificiales a nivel local, proporcionando información científica valiosa sobre un tema poco explorado.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general

Evaluar el desempeño de humedales artificiales de flujo horizontal estructurados en invernadero para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

1.3.2. Objetivos específicos

- Implementar un invernadero sobre un humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales domésticas.
- Comparar la eficiencia de remoción de contaminantes entre un humedal artificial con invernadero y sin invernadero.
- Analizar el efecto de los anturios en la remoción de contaminantes bajo condiciones de invernadero y sin invernadero.

Marco Teórico

2.1. Aguas residuales

Las aguas residuales provienen de diversas fuentes, incluyendo hogares, escuelas, oficinas, hospitales, y también de instalaciones comerciales e industriales, tras haber sido utilizadas para múltiples fines (Salgado et al., 2022). A menudo, estas aguas se vierten en cuerpos de agua sin recibir un tratamiento adecuado, o con procesos que no eliminan todos los contaminantes de manera efectiva (Montero et al., 2023).

2.2. Aguas residuales domésticas

Las aguas residuales domésticas se pueden dividir en dos categorías: grises y negras, dependiendo de su origen y características. Dentro de las aguas negras, se distingue entre el agua amarilla, que contiene orina, y el agua marrón, que está asociada con estiércol o heces. Por otro lado, el agua gris incluye los residuos generados en la cocina y la lavandería, como el agua utilizada para lavar platos, el agua de arroz y los restos de alimentos y vegetales (Zhang et al., 2024).

Las aguas residuales domésticas son una de las principales fuentes de contaminación en los ríos urbanos, lo que puede causar efectos perjudiciales a largo plazo en los ecosistemas de agua dulce. Los cuerpos de agua continental suelen ser ambientalmente sensibles y presentan una vulnerabilidad ecológica. Al mismo tiempo, los ríos interiores enfrentan una gran presión para sustentar la vida y el desarrollo de las comunidades cercanas (Chen et al., 2022).

2.3. Características de las aguas residuales

Las aguas residuales contienen una variedad de elementos contaminantes, como compuestos orgánicos, nitrógeno (N), fósforo (P), tensioactivos, microorganismos, grasas, antibióticos y otras sustancias nocivas. En el caso del agua gris proveniente de baños, los niveles de N y P son relativamente bajos debido a la ausencia de orina y heces. Generalmente, las concentraciones de contaminantes en las aguas negras son más altas que en las aguas grises. Además, los niveles de N y P en las aguas residuales son significativos, y la contaminación en los cuerpos de agua puede variar según factores regionales, estacionales y económicos (Zhang et al., 2024).

Las aguas residuales, especialmente las de origen doméstico, presentan una composición variada, resultado de las descargas de inodoros y aguas utilizadas para lavar y limpiar. En estas aguas pueden encontrarse microorganismos patógenos, materia orgánica, sólidos en suspensión, detergentes y otros componentes en menores cantidades (Osorio et al., 2021).

2.4. Parámetros físicos

- **Temperatura**

La temperatura de las aguas residuales tiende a ser superior a la de las aguas limpias, lo que se debe a una mayor actividad microbiana. Este incremento en la temperatura también resulta en una disminución del oxígeno disuelto disponible (Osorio et al., 2021). Las fluctuaciones en la temperatura pueden ocasionar cambios en la concentración de saturación de oxígeno (Romero, 2010).

- **Sólidos totales**

Los sólidos totales se refieren al material residual que se obtiene al evaporar una muestra a 105 °C durante un periodo de 24 horas en un ambiente de calor seco (Osorio et al., 2021). Una alta concentración de estos sólidos puede favorecer la formación de lodos y generar condiciones anaerobias en las aguas residuales (Romero, 2010).

- **Turbidez**

La turbidez en el agua representa un riesgo microbiológico para la salud humana. Niveles elevados de turbidez pueden facilitar el crecimiento de bacterias, incrementar la demanda de cloro y proteger a los microorganismos de los efectos desinfectantes. Además, esta condición indica la cantidad de sustancias coloidales, minerales u orgánicas presentes, lo que puede señalar contaminación (Martínez et al., 2020).

2.5. Parámetros químicos

- **Potencial hidrógeno (pH)**

El pH mide la acidez o alcalinidad del agua, y se determina por la concentración de iones de hidrógeno. Su rango oscila entre 0 y 14, siendo 7 considerado un pH neutro. Un pH ácido puede reducir significativamente la eficacia en la eliminación de amoníaco y nitrógeno total, ya que interfiere con los procesos de nitrificación y desnitrificación. Es fundamental mantener un pH entre 6.5 y 7.5 para optimizar la eliminación de estos contaminantes (Khalifa et al., 2020; Sánchez et al., 2021).

- **Oxígeno disuelto**

El oxígeno disuelto (OD) es esencial en el tratamiento de aguas residuales, ya que facilita la descomposición de materia orgánica por microorganismos aeróbicos. Su presencia en niveles adecuados es vital para procesos como la nitrificación, que transforma el amoníaco en nitratos. Mantener un nivel adecuado de OD previene la desoxigenación, lo que podría perjudicar la actividad microbiana y disminuir la eficacia del tratamiento. Además, el OD afecta la eliminación de nutrientes como nitrógeno y fósforo, mejorando la calidad del agua tratada (Qin et al., 2023).

- **Demanda Bioquímica de Oxígeno**

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) es una característica fundamental de las aguas residuales, ya que mide la cantidad de oxígeno disuelto que los microorganismos aerobios necesitan para descomponer la materia orgánica presente en el agua. Cuando los niveles de DBO son altos, el oxígeno disuelto en el agua puede verse reducido, lo que afecta negativamente a la vida de los organismos aeróbicos y altera el equilibrio del ecosistema acuático (Ma et al., 2020).

Este parámetro se define como un proceso en el que los organismos oxidan la materia orgánica hasta descomponer compuestos orgánicos en dióxido de carbono y agua (Córdova et al., 2021). En las aguas residuales domésticas, gran parte de la demanda de oxígeno se debe a materiales carbonosos (Ramalho, 2021).

- **Demanda Química de Oxígeno**

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) mide la cantidad de oxígeno requerida para oxidar las sustancias orgánicas presentes en una muestra de agua residual, utilizando dicromato de potasio en un medio ácido. Esta medición está influenciada por las características del agua residual y el método de recolección de las muestras (Córdova et al., 2021).

El grado de degradación de la materia orgánica se puede evaluar a través de la relación DQO/DBO. Se ha comprobado que una relación inferior a 2 indica una degradación más eficiente (Michalski et al., 2024).

- **Nitrógeno**

El nitrógeno, que se encuentra en formas como amoníaco, nitrito, nitrato y nitrógeno orgánico, es un contaminante en las aguas residuales. Su concentración debe ser disminuida a niveles seguros antes de la descarga para reducir el impacto ambiental (Ikram et al., 2024).

Concentraciones elevadas de nitrógeno en el agua fomentan el crecimiento de vegetación acuática, lo que disminuye los niveles de oxígeno. Los cambios en la composición física y química del agua generan ambientes con baja oxigenación, alterando la calidad del agua y afectando el equilibrio de los ecosistemas (Lee et al., 2024).

- **Fósforo**

El fósforo es un elemento vital para los organismos vivos y su uso ha aumentado significativamente en la agricultura, especialmente en fertilizantes y como nutriente en la alimentación ganadera. Sin embargo, se ha reportado que concentraciones superiores a 0.03 mg/L pueden tener efectos negativos, como el crecimiento descontrolado de algas, lo que deteriora la calidad de los cuerpos de agua (Lee et al., 2024).

En el caso de las aguas residuales, se ha observado que la concentración promedio de fósforo total es de 19 mg/L antes del tratamiento. Por otro lado, los tanques sépticos logran reducir esta concentración a aproximadamente 10 mg/L, eliminando hasta un 50% del fósforo presente. A pesar de esta disminución, la descarga de fósforo en cuerpos de agua dulce sigue siendo preocupante, ya que este elemento reacciona fácilmente con el oxígeno, formando fosfatos que afectan su calidad (Reza et al., 2024).

2.6. Parámetros biológicos

- **Coliformes**

El número de patógenos en las aguas residuales es relativamente bajo. Por esta razón, se utilizan los coliformes como indicadores de contaminación biológica, ya que su presencia sugiere la posible existencia de microorganismos que pueden ser peligrosos para la salud humana. Estos organismos sirven como un parámetro fundamental para evaluar los riesgos relacionados con el contacto o el consumo de agua contaminada (Romero, 2010).

2.7. Tratamiento de aguas residuales domésticas

A lo largo del tiempo, el tratamiento de aguas residuales domésticas ha evolucionado para responder a las inquietudes sobre el saneamiento y la salud pública, ajustándose a las necesidades y limitaciones de las comunidades tanto urbanas como rurales (Sha et al., 2024).

En el proceso de tratamiento de aguas residuales, se aplican diversos métodos fisicoquímicos y biológicos con el propósito de reducir los niveles de contaminación. Esto permite disminuir los riesgos para el entorno natural y para las comunidades cercanas a las fuentes de agua,

además de asegurar el cumplimiento de los estándares legales vigentes (Salgado et al., 2022).

2.8. Humedales artificiales

Uno de los procedimientos más empleados para el tratamiento de aguas residuales domésticas en áreas rurales son los humedales artificiales. Son ecosistemas intrincados donde se desarrollan procesos físicos, químicos y biológicos, a la vez que el sustrato (que incluye el suelo), la vegetación, los animales y los microorganismos interactúan de manera sinérgica, e incluyen flujo libre superficial, subsuperficial, flotante e híbrido. Los beneficios notables del diseño y funcionamiento de este sistema son su reducido costo y su elevada eficacia en la disminución de contaminantes (Zhang et al. 2024).

Los humedales artificiales son un sistema de tratamiento natural y sencillo conformado por plantas, medios de soporte y distintas formas de vida que nacen como una opción eficaz para el manejo y la reutilización de aguas residuales tanto en entornos domésticos como industriales (Obeidat et al., 2024).

2.8.1. Humedales de flujo superficial

Durante el tratamiento de aguas residuales con humedales artificiales de flujo superficial el agua residual asciende a través del medio de soporte. La composición de este sistema radica en una zona de agua que incluye plantas flotantes y sumergidas. Factores como la lenta velocidad de flujo, así como la poca profundidad del agua y la caída de hojas y tallos de las plantas, influyen en la regulación del flujo del agua sobre todo en canales largos y estrechos. Este tipo de humedales en su mayoría son empleados en el tratamiento de aguas residuales domésticas posterior a un pretratamiento o tratamiento primario (Thakur et al., 2023).

Las plantas superficiales desempeñan un papel esencial en la filtración natural cuando realizan la fotosíntesis en ambientes con presencia de oxígeno. Además, ayudan en la eliminación de diversos patógenos, reduciendo así la presencia de microorganismos no deseados (Gülmüş y Özkaraova 2022).

2.8.2. Humedales de flujo subsuperficial

Los humedales de flujo subsuperficial de acuerdo al movimiento del agua pueden diferenciarse entre verticales y horizontales (Ramírez et al., 2022).

Los humedales de flujo vertical son ecosistemas en los que las aguas residuales se mueven a través de un sustrato, generalmente grava, interactuando con microorganismos que viven en las superficies de las raíces y el propio sustrato. Los humedales de flujo vertical pueden ser una opción ideal para gestionar aguas residuales con flujos intermitentes o irregulares, como aguas residuales de hogares, escuelas e incluso esorrentías de sistemas de drenaje unificados (Rodríguez et al., 2018).

En contraste, los humedales de flujo horizontal están formados principalmente por grava, que sirve como ambiente de ayuda para el desarrollo de las raíces de los macrófitos plantados en él, así como para la fijación de microorganismos responsables de la descomposición de la materia orgánica (Ramírez et al., 2022).

En los sistemas de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal, las aguas residuales se mueven lentamente bajo la superficie de un lecho filtrante compuesto por materiales porosos y plantas emergentes. Este enfoque permite que, a medida que el agua residual interactúa con el lecho filtrante, se formen áreas con condiciones aerobias, anóxicas y anaerobias (Nani et al., 2024).

2.9. Factores que afectan el rendimiento de los humedales artificiales

2.9.1. Parámetros de diseño

2.9.1.1. Vegetación

Los diferentes tipos de vegetación empleadas en los sistemas de humedales están ampliamente acondicionados para desarrollarse en medios constantemente saturados y su selección varía ampliamente según las condiciones de adaptación, el potencial de crecimiento, la capacidad para realizar fotosíntesis, así como el grado de tolerancia para diferentes concentraciones de contaminantes. Las especies comúnmente utilizadas adsorben los contaminantes presentes en el agua y los acumulan en su estructura a la vez que brindan un entorno favorable para el desarrollo de ciertos microorganismos, de la misma manera por medio de las raíces las plantas transfieren oxígeno al sistema lo que mejora la degradación de contaminantes (Gorgoglione y Torretta, 2018).

Según Kochi et al. (2020), no todos los sistemas de humedales artificiales incluyen a las plantas dentro de su diseño, sin embargo, éstas tienen un aporte significativo sobre todo en procesos de oxigenación, mejora las condiciones de porosidad del sustrato, incrementa la tasa de infiltración y sirven como entorno de crecimiento y adhesión para microorganismos.

2.9.1.2. Profundidad

Los humedales construidos suelen diseñarse con una profundidad de agua reducida, lo que los convierte en una opción económicamente viable en la mayoría de los casos. No obstante, en investigaciones se ha reportado que un sistema con una profundidad mayor de 0.8 m tuvo una mejor tasa de remoción de sólidos totales y amonio en comparación a un sistema más superficial de 0.65 (Nuamah et al., 2020).

Comúnmente, humedales con menor profundidad crean un ambiente que permite una mejor oxigenación para el sistema, lo que incrementa el grado de reducción de patógenos. En contraste, una mayor profundidad permite procesar aguas residuales con altas concentraciones de materia orgánica, ya que las condiciones anaeróbicas en estos medios aceleran su descomposición (Nani et al., 2024).

2.9.1.3. Tiempo de retención

Según Varma et al. (2021), el tiempo de retención hidráulica tiene un papel fundamental en la eficiencia de los humedales. Un tiempo prolongado mejora la eliminación de contaminantes como DBO, DQO y TP, pero se necesita de una mayor superficie de terreno y una inversión inicial. Estudios previos han demostrado que un tiempo de retención de 8 días puede alcanzar eficiencias superiores al 90% en la remoción de materia orgánica y entre el 80% y 90% para el nitrógeno. Para compuestos como fosfatos, un tiempo de retención de alrededor de 8 días es suficiente cuando las temperaturas superan los 15 °C; sin embargo, en climas más fríos, se requieren periodos más extensos de entre 14 a 20 días.

El tiempo de retención hidráulica es un factor clave en la depuración de contaminantes. Un TRH de 14 días se considera adecuado para la eliminación eficiente de materia orgánica, mientras que de 20 días resulta apropiado para una reducción significativa de demanda bioquímica de oxígeno y fosfatos (Nuamah et al., 2020).

2.9.2. Condiciones climáticas

Las condiciones climáticas afectan en gran medida al rendimiento de los humedales artificiales, ya que factores como el desecamiento de las plantas y la reducción de la actividad microbiana disminuye la eficiencia en la eliminación de contaminantes. A bajas temperaturas, los sistemas de humedales enfrentan problemas como la congelación y el bloqueo de tuberías, lo que dificulta el flujo y puede causar roturas. A su vez, la viscosidad del agua se incrementa, lo que reduce la capacidad de difusión, el transporte de oxígeno y las tasas metabólicas tanto de los microorganismos como de las plantas. Esto genera un

almacenamiento de materiales en tuberías lo que influye negativamente en su desempeño (Varma et al., 2021).

2.9.2.1. Temperatura

La temperatura tiene una participación altamente importante en el rendimiento de los humedales artificiales, ya que afecta tanto a la vegetación como a los microorganismos. Los cambios estacionales son un factor clave que impacta la eficiencia en la remoción de nutrientes y materia orgánica. En regiones cálidas, como las tropicales, los humedales muestran mayor eficiencia en la remoción debido a las altas temperaturas, que favorecen el crecimiento de las plantas y la actividad microbiana. En climas más fríos, la eficiencia de los humedales disminuye, debido a la reducción de los procesos de evapotranspiración, fotosíntesis y actividad microbiana. Este patrón se ha demostrado en estudios que indican una relación directa entre la temperatura y la actividad biológica (Varma et al., 2021).

En reiteradas ocasiones, se ha visto que una temperatura menor a 15 °C contribuye a que la acción bacteriana se limite, reduciendo así la tasa de desnitrificación relacionado a la remoción de contaminantes como los nitratos, los cuales necesitan de temperaturas de alrededor de 20 a 30 °C para un tratamiento efectivo al igual que otro tipo de parámetros (Kataki et al., 2021). Sin embargo, es importante que un incremento elevado de la temperatura puede representar un aumento logarítmico en las poblaciones de patógenos (Nuamah et al., 2020).

2.9.2.2. Precipitación

La precipitación se puede establecer como uno de los elementos fundamentales en el balance hídrico y tener un impacto dentro del grado de eficiencia en los humedales, respecto a la disminución de elementos contaminantes. Una gran presencia de lluvias sobre los humedales favorece a una dilución de la concentración de contaminantes, acelerando el flujo de salida del humedal e incrementando la tasa de contaminación durante la evacuación de las aguas residuales (Licata et al., 2019).

De acuerdo con Nuamah et al. (2020), un aumento significativo en las precipitaciones genera un incremento notable en la descarga de coliformes respecto a la aplicación de humedales artificiales. Investigaciones demuestran que un incremento del 53% en la precipitación puede llevar a un incremento del 96 - 115.5% en la población de coliformes, debido a la escorrentía del suelo hacia el agua.

2.9.2.3. Evapotranspiración

La evapotranspiración es una parte importante del ciclo hidrológico, debido a que regula la disponibilidad de agua en ecosistemas naturales y áreas agrícolas (Unnisa et al., 2024). La evapotranspiración engloba la transpiración de la vegetación, la evaporación del suelo y la evaporación de la precipitación interceptada por la parte alta de los árboles (Ren et al., 2024).

El impacto de la evapotranspiración es significativo en los humedales artificiales, ya que influye en la disponibilidad de agua lo que limita la capacidad de tratar adecuadamente el agua residual (Cocozza et al., 2023). Cuando la evapotranspiración es elevada, se reduce la cantidad de agua disponible lo que provoca un aumento en la concentración de los nutrientes y contaminantes (Silva Júnior et al., 2023).

2.10. Plantas ornamentales usadas en humedales artificiales

El uso de plantas ornamentales que producen flores en los humedales artificiales puede mejorar el aspecto visual de estos sistemas, facilitando su integración en paisajes tanto urbanos como rurales. Además, pueden representar una oportunidad de negocio, ya que podrían emplearse como áreas de cultivo para plantas ornamentales con un valor comercial (Nani et al., 2024).

No se ha encontrado un patrón definido en la elección de especies de plantas ornamentales para el tratamiento de diferentes tipos de aguas residuales. Sin embargo, los humedales artificiales que incluyen estas plantas generalmente se utilizan en las etapas de tratamiento secundario o terciario. Esto se debe a que el uso de plantas ornamentales en el tratamiento primario, sin métodos adicionales, puede dañar la vegetación debido al impacto tóxico de altas concentraciones de compuestos orgánicos e inorgánicos (Sandoval et al., 2019).

En el estudio realizado por Zitácuaro-Contreras (2021), se determinó que las plantas más utilizadas en la fitorremediación son *Zantedeschia aethiopica* (cartuchos) y *Spathiphyllum blandum* (cuna de Moisés). Estas especies lograron reducir la DBO₅ y la DQO entre un 70% y 89% y un 70% y 86%, respectivamente. Además, lograron disminuir la PO₄, grasas y aceites entre un 70% y 84%. La elección de estas plantas se basó en sus propiedades fitorremediadoras y en el clima.

- **Anturios**

Los anturios son plantas ornamentales de clima tropical que se distribuyen desde México hasta Brasil, su distribución altitudinal varía entre 200 y 2700 m.s.n.m. Los tallos de los anturios pueden ser erguidos, rastreras o trepadoras y muchas de ellas son epífitas o

hemiepífitas (Dou et al., 2023; Zotz et al., 2020). Son plantas que forman parte de la familia Aráceas y las gramíneas que se caracterizan por tener raíces finas y abundantes que se extienden cerca de la superficie, muy usados para decorar tanto interiores como exteriores, ya sea en macetas o directamente en el suelo (García et al., 2018). Según Barreto et al. (2023), los resultados de su estudio indicaron que el uso de efluentes domésticos tratados, junto con una pequeña cantidad de fósforo (P) y potasio (K), promueve el crecimiento de los anturios en comparación con el uso de agua convencional.

2.11. Invernaderos

Un invernadero es una estructura que protege a las plantas del viento y la lluvia. Tiene una cubierta transparente, generalmente de vidrio o plástico, que permite el paso de la luz solar, pero evita la pérdida de calor, especialmente en la zona del infrarrojo térmico.

Esto hace que las condiciones dentro del invernadero, como temperatura, humedad y luz, sean diferentes a las del exterior. Estas diferencias dependen de los materiales usados en la construcción del invernadero y de los equipos adicionales de climatización, como calefacción, humidificación, ventilación e iluminación artificial (Bustamante & Velázquez, 2015).

2.11.1. Tipos de invernaderos

Existen diferentes tipos de invernaderos, cada uno adaptado a distintas necesidades. Su diseño varía en forma, material de construcción y cobertura y método de ventilación, que influye en la temperatura y humedad. La descripción de los diferentes tipos de invernaderos que podemos encontrar, así como sus características principales, se reflejan en la Tabla 1.

2.11.2. Estructura y materiales de los invernaderos

Los materiales de cobertura en los invernaderos son fundamentales para regular las condiciones ambientales internas, como la temperatura, la humedad relativa y el déficit de presión de vapor. La capacidad del material para transmitir energía influye directamente en las ganancias de calor dentro del invernadero, mientras que el coeficiente global de transferencia de calor tiene un impacto significativo en los costos operativos de los invernaderos que requieren calefacción (Choab et al., 2019).

Tabla 1. Tipos de invernaderos y sus principales características

Tipo de invernadero	Descripción
Túnel bajo	Son estructuras simples de metal o plástico en forma de arco, por lo general no tienen sistemas de calefacción y su cubierta es de polietileno.
Doble pared	Son estructuras que requieren especial cuidado en su diseño debido al uso de dos capas de plástico que genera un aislamiento térmico formado de una cámara con aire.
Capilla (Dos aguas)	Son reconocidos por su característico diseño de techo en dos aguas, por lo general se construyen de madera. Su diseño permite una buena ventilación y desagüe de agua lluvia.
Multimodulares	Está compuesto por varios módulos conectados lo que permite mayor área de cultivo. Se debe tener especial cuidado con el control de la temperatura y humedad debido a que su falta de apertura no permite una ventilación natural adecuada.

Fuente: FAO (2006).

Se han desarrollado materiales alternativos que reducen los requisitos de energía de calefacción y refrigeración, además de regular la radiación y el calor que penetran en el invernadero (Ghoulem et al., 2019). Los materiales de estructura y cobertura, como acero galvanizado, madera, aluminio, acero bajo en carbono, PVC, vidrio, polietileno, policarbonato, fibra de vidrio y acrílico, ofrecen diversas ventajas y desventajas que deben considerarse al diseñar un invernadero eficiente y duradero; por ejemplo, la resistencia a la corrosión y el peso en el caso del acero, o la capacidad aislante y el costo del polietileno, lo que implica una evaluación cuidadosa del contexto de uso y las condiciones climáticas en las que se implementarán. Así se demuestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Tipos de materiales y coberturas en la construcción de un invernadero.

Material de estructura	Ventajas	Desventajas
Acero galvanizado	Alta resistencia mecánica. Resistente a la humedad.	Costo, puede dañar los recubrimientos por la temperatura
Madera	Costo Versatilidad Retiene calor	Requiere pretratamiento para evitar que se degrade, el pretratamiento puede ser tóxico para las plantas en el invernadero
Aluminio	Liviano, No se oxida	Poca resistencia mecánica
Acero bajo en carbono	Resistente a la intemperie Bajo costo	Poca resistencia a la tracción Maleable
PVC	Liviano, Costo Baja degradabilidad	Puede expandirse o contraerse en cambios bruscos de temperatura.
Cobertura	Ventajas	Desventajas
Vidrio	Alta duración Más resiliente ante la humedad Alta transparencia	Costoso Pesado Frágil
Poliétileno	Liviano, Económico Resistente a la intemperie Distintos grados de transparencia Maleable	Produce goteo por la humedad.
Polycarbonato	Buena retención de calor Resistente a la intemperie Liviano Alta transparencia	Produce goteo por la humedad
Fibra de vidrio	Buena transferencia de luz Liviano Alta durabilidad Buena retención de calor	Costoso Difícil instalación
Acrílico	Buena retención de calor Resistente a la intemperie Alta transparencia Liviano	Costoso Quebradizo

Fuente: (Lenschak & Iglesias, 2019; Ponce et al., 2014; Singh et al., 2018).

2.11.3. Sistemas de control

En el estudio realizado por Choab et al. (2019), se revisaron algunos sistemas de control para las condiciones climáticas del invernadero. En la Tabla 3 se detallan las diferentes técnicas de control comúnmente utilizadas, así como las aplicaciones de cada una de ellas.

Tabla 3. Técnicas de control ambiental de un invernadero.

Técnica de control	Aplicación
Sistemas de nebulización	Aumentar la humedad y reducir la temperatura
Calefactor solar	Almacena calor en un fluido para mantener una temperatura adecuada dentro del invernadero
Sistemas de Enfriamiento Evaporativo	Aumenta la humedad mediante la evaporación del agua y la combinación con el aire que ingresa
Torres eólicas	Mejora el flujo de aire de la ventilación natural del invernadero aprovechando la diferencia de presión
Intercambiadores de Calor Tierra-Aire (EAHE)	Regula la temperatura del aire que ingresa al invernadero haciéndolo pasar por tubos enterrados.

Fuente: (Choab et al., 2019).

2.11.4. Variables ambientales para el estudio de invernaderos

a. Temperatura

En los invernaderos solares, la temperatura se genera a partir de la radiación solar, por lo que es fundamental controlarla para mantenerla en el rango óptimo para el crecimiento de las plantas (Badji et al., 2022). A lo largo del día, la temperatura dentro del invernadero fluctúa, alcanzando su punto más alto al mediodía y su mínimo antes del amanecer (Li et al., 2017). En el estudio realizado por Zotz et al. (2020), se determinó que la temperatura óptima para la

germinación y crecimiento del anturio fue de 24 °C, pudiendo soportar hasta temperaturas de 11 - 35 °C por 8 semanas.

b. Humedad

Como se mencionó anteriormente sobre la evapotranspiración, tanto la evaporación del agua en el suelo como la transpiración de las plantas son componentes clave de este proceso. Estos factores afectan directamente el crecimiento y la salud de las plantas, ya que un alto nivel de humedad relativa puede crear un ambiente favorable para el desarrollo de infecciones fúngicas y bacterianas (Badji et al., 2022). Para evitar la presencia de estas infecciones se recomienda una ventilación adecuada (Instituto de Investigaciones Agropecuarias, 2016). Sin la ventilación adecuada, la humedad al interior del invernadero alcanza valores del 96% entre las 12:30 y 13:00 por la temperatura (Li et al., 2017).

c. Ventilación

La ventilación tiene como meta regular la temperatura, la humedad y facilitar el ingreso de CO₂ en el invernadero (Instituto de Investigaciones Agropecuarias, 2016). El tipo de ventilación más común es la natural, donde el aire ingresa por las aberturas del invernadero debido a la variación de temperatura y presión entre el interior y el exterior (Choab et al., 2019). El estudio realizado por Lee et al. (2018) encontró que, en un invernadero de una sola pendiente con ventilación natural se puede reducir la temperatura de 28.9 a 25.8 °C y la humedad de 96% al 84%.

d. Iluminación

Una variable esencial para el crecimiento de las plantas es la iluminación (Soussi et al., 2022). La fotosíntesis de las plantas aumenta a medida que aumenta la intensidad de la luz. Si la planta no recibe la cantidad adecuada de luz, esta puede ser un factor limitante para el crecimiento de las plantas (Ghoulem et al., 2019).

La longitud de onda de la radiación solar abarca de 100 a 5000 nanómetros (nm). Las plantas en condiciones de buena humedad ambiental y con riego constante, abren sus estomas de manera que se sitúa entre los 400 y 700 nm correspondiente a la intensidad de la luz fotosintéticamente activa (PAR). Esto permite a las plantas optimizar su proceso de fotosíntesis según las condiciones lumínicas disponibles (Tkachenko et al., 2023; Montero Torres, 2022).

En entornos con escasa iluminación natural, se recurre al uso de lámparas LED. Una investigación llevada a cabo por Chen et al. (2020) demostró que los focos LED que emiten luz azul y aquellos que abarcan el espectro RGB mejoran el rendimiento de los cultivos de

papa. Estos tipos de iluminación son efectivos para optimizar el crecimiento y desarrollo de las plantas.

e. Velocidad y dirección del viento

La dirección del viento se debe tener en cuenta para el diseño del invernadero, principalmente si se usa una ventilación natural. La entrada de ventilación debe estar en la dirección del viento para facilitar su ingreso y la deshumidificación del aire (Bustamante & Velázquez, 2015).

El estudio desarrollado Mao & Li (2024) determina que la incidencia del viento en el invernadero a 1.5 m/s ayuda a homogeneizar el aire dentro del invernadero y reducir 2.2 °C la temperatura. Sin embargo, cuando el viento es muy fuerte, reducir la velocidad del viento es necesario para evitar daños en la estructura del invernadero (Instituto de Investigaciones Agropecuarias, 2016). El uso de cortavientos ayuda a reducir la velocidad del viento, pero también produce turbulencias reduciendo la ventilación (Ponce et al., 2014).

2.11.5. Integración de humedales artificiales e invernaderos

Se ha demostrado que la integración de humedales artificiales y estructuras de invernaderos son una estrategia efectiva para mejorar el tratamiento de aguas residuales en climas fríos. Los invernaderos pueden mantener la temperatura y humedad adecuada optimizando la actividad biológica de las plantas, mejorando la remoción de contaminantes como nitrógeno y fósforo (Liang et al., 2020; Varma et al., 2021; Ji et al., 2020).

El estudio de Gao y Hu (2012), se llevó a cabo en un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal, estructurado en un invernadero cubierto con paneles solares y un sistema de oxidación por biocontacto, además de la siembra de plantas ornamentales para mantener la temperatura. Este estudio se desarrolló en una granja de la provincia de Heilongjiang, al noroeste de China. Como resultado, lograron mantener la temperatura del interior del invernadero a 6 °C, incluso cuando la temperatura exterior alcanzaba los -30 °C. La eficiencia de remoción del DQO fue del 58.17%, la del nitrógeno amoniacal fue del 27.60% y la del fósforo total fue del 28.14%.

Yan, Y., & Xu, J. (2014), abordan en su estudio el problema que afrontan los humedales con la temperatura en latitudes altas, con temperaturas tan bajas que llegan al punto de congelación del agua. Las coberturas mencionadas en el estudio son cobertura de hielo, mantillo, cobertura de plástico e invernadero. Los resultados que obtuvieron se detallan en la Tabla 4.

Tabla 4. Rendimiento de distintos humedales con distintas coberturas.

Tipo de cobertura	Tipo de agua residual	NH ₄	TN	TP	DQO	DBO	SS
Cobertura de hielo	Industriales y municipales	75.7%	77.4%	78.6%	77.9%	88.9%	76.7%
	Doméstica	30%	30%	30%	20%		
	Agrícola	99%		95%	7.9%		
	Agua superficial microcontaminada	42.9%					
Mantillo (Paja, vegetal, virutas)	Agua superficial microcontaminada	49.4%			23.8%		
	Municipal				70.5%	81.9%	85.8%
	Lácteos y excretas de vacas	50%	78.6%	86.1%	87.6%	92.9%	97.4%
Cobertura de plástico	Agua de río contaminada	67.6%			46.6%		
	Doméstica	60%	60%	70%	> 35%		
Invernadero	Doméstica	40%	45%	30%	40%		

Fuente: (Yan, Y., & Xu, J., 2014)

Materiales y Métodos

3.1. Área de estudio

El área de estudio se muestra en la Figura 1, se delimita a la ciudad de Cuenca, parroquia Baños, específicamente en el sector Huizhil, a una altitud de 2500 m.s.n.m de coordenadas geográficas 715917.82 m Este y 9677368.86 m Norte.

En el lugar se ubica una vivienda que no cuenta con un sistema de alcantarillado, por lo que se encuentra implementado un sistema de tratamiento compuesto por una fosa séptica y un humedal de flujo horizontal. Este sistema es parte del proyecto de investigación titulado “Desarrollo y evaluación de tratamientos sostenibles de agua residual doméstica a escala piloto en sistemas unifamiliares de la parroquia Baños” elaborado por los ingenieros César Caraguay y Pablo Plaza en el 2023.

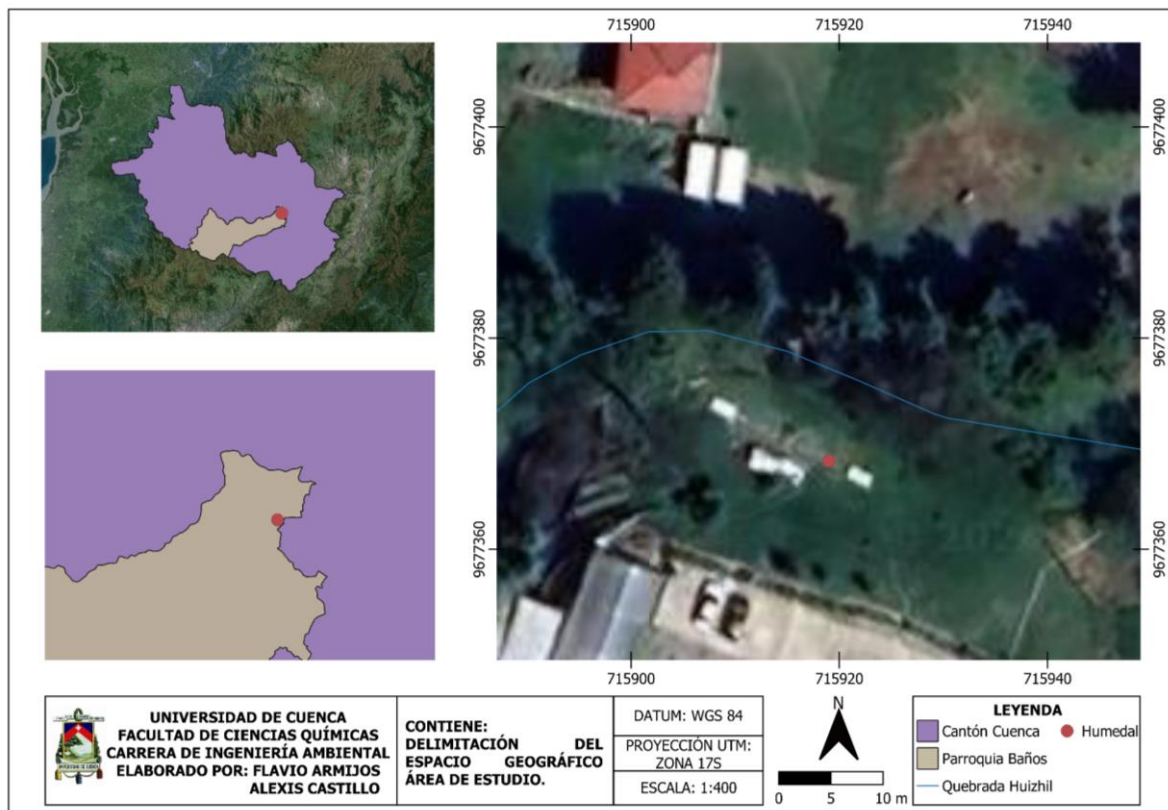


Figura 1. Delimitación del área de estudio (Geoportal Ecuador – Infraestructura de Datos Espaciales, 2017; Google Earth, 2024)

3.2. Construcción del invernadero

3.2.1. Selección del tipo de invernadero adecuado para el entorno del humedal artificial

Según la revisión de literatura y la información de SAGARPA (2007), se seleccionó un invernadero de dos aguas considerando las condiciones del lugar y las dimensiones del humedal artificial (Figura 2). Este tipo de invernadero es adecuado debido a sus características de diseño que permiten llevar un control de las condiciones ambientales dentro de él. La elección de este modelo de invernadero también tiene en cuenta las dimensiones del humedal artificial, asegurando su integración apropiada con el entorno.

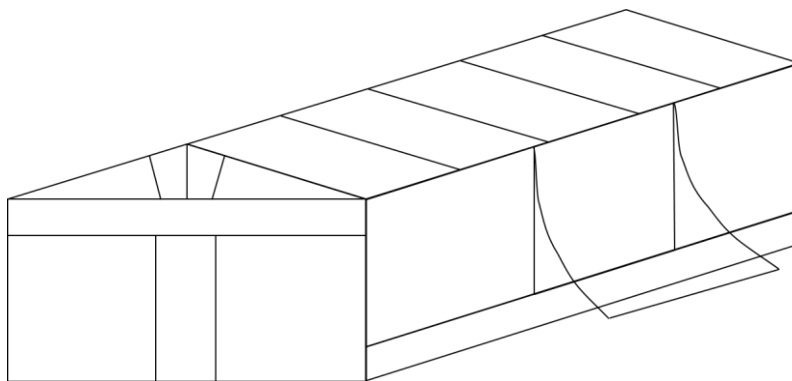


Figura 2. Invernadero unitario de dos aguas (SAGARPA, 2007).

3.2.2. Consideraciones de diseño para maximizar la eficiencia térmica y lumínica.

Para maximizar la eficiencia térmica y lumínica del invernadero para su construcción se utilizaron tubos de PVC de 2 pulgadas de diámetro y lámina plástica de polietileno transparente que permita conservar el calor, optimizando la recepción y distribución de la luz solar, así como mantener las condiciones térmicas adecuadas para el correcto desarrollo de las plantas.

3.2.3. Implementación del invernadero

Antes del proceso de construcción fue importante adecuar la zona en donde se implementó el invernadero, por lo que se limpió las malezas y retiró del lugar cualquier material u objeto que pueda interferir con las siguientes actividades (Figura 3). De igual manera es importante nivelar el terreno ya que esto puede ser un factor determinante, debido a que, en base a ello, se asegura una estabilidad estructural que permite resistencia a factores climáticos, como vientos y lluvias intensas. A la vez, esto facilita una distribución efectiva de luz y drenaje, al no dejar espacios ocultos.



Figura 3. Limpieza de la zona de estudio.

Considerando las dimensiones del humedal, se procedió a colocar las estacas que sirvieron de referencia para el diseño del invernadero como se puede apreciar en la Figura 4, para ello se ubicaron 6 estacas a un margen de 20 cm en las esquinas y en el centro del humedal utilizando un hilo a nivel que permitió realizar una delimitación óptima de los puntos en donde fueron ubicados los soportes del invernadero.



Figura 4. Colocación de las estacas para el trazo del largo y ancho del invernadero.

La siguiente fase de la construcción implicó la instalación de tubos de PVC de 2 pulgadas de diámetro, destinados a soportar la estructura. En lo que respecta a los tubos laterales, se

utilizaron seis unidades, las cuales fueron posicionadas en cada extremo y en el centro exterior de cada lado del humedal. Se estableció una profundidad de instalación de 20 cm para asegurar la estabilidad, y una altura de 1.80 m para facilitar el acceso. En referencia a los largueros, fueron instalados 2 tubos de 5 m a lo largo y 2 tubos de 1.80 m a lo ancho del humedal tal como se puede observar la Figura 5.

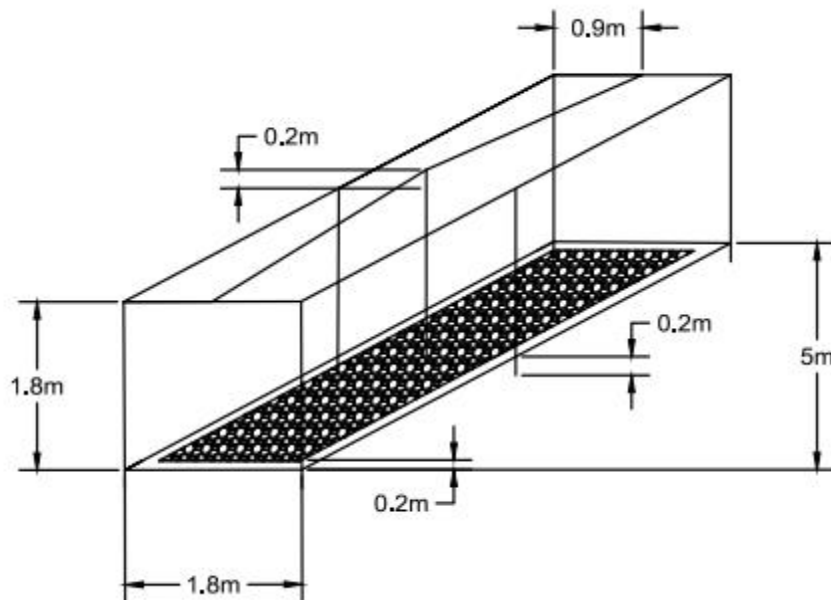


Figura 5. Diseño para la construcción del invernadero.

Finalmente, para colocar el techo se dejó una altura de 20 cm respecto a los largueros, manteniendo una pendiente de 45° diseñando una forma triangular para facilitar la caída de aguas lluvias. Adicionalmente, se incorporó un tubo de PVC en el centro de la estructura para proporcionar soporte adicional al techo tal como se puede observar en la Figura 6.

El tubo instalado como soporte para el invernadero desempeñó un papel crucial en la estabilidad y funcionalidad de la estructura. Gracias a su instalación, el recubrimiento colocado sobre la estructura se mantuvo firme, evitando que se hundiera bajo el peso del agua provocada por la lluvia. Además, este soporte permitió una correcta inclinación del techo, facilitando el drenaje eficiente del agua, lo que minimizó el riesgo de filtraciones y daños en el invernadero. De esta manera, se garantizó un soporte adecuado y óptimo para el crecimiento de las plantas, evitando cualquier problema por las condiciones climáticas.



Figura 6. Soportes del invernadero (Laterales, largueros, techo).

Con la estructura completamente estable, se procedió a instalar el plástico de polietileno cubriendo en su totalidad el humedal artificial, tal como se puede observar en la Figura 7.

Se realizó una inspección exhaustiva para detectar posibles rasgaduras en el plástico, ya que estas podrían provocar la pérdida de calor, permitir la entrada no deseada de aire y agua, e incluso facilitar la llegada de plagas o animales. Además, se habilitó una abertura en el margen de una de las paredes para facilitar el acceso al humedal. Para proteger el plástico, se aplicó un recubrimiento de cartón en cada una de las esquinas, con el objetivo de prevenir cortes.



Figura 7. Recubrimiento de la estructura con plástico de polietileno.

3.3. Cultivo de los anturios

Los anturios como plantas propias de zonas tropicales requieren de temperaturas superiores a los 20 °C y una humedad relativa cercana al 90%, por lo que principalmente se debe controlar las condiciones ambientales dentro del invernadero (Zotz et al., 2020). En el humedal se colocaron anturios que presentaban una altura de entre 30 y 35 cm, el color de las flores variaba entre rojo y blanco, teniendo aproximadamente 3 meses de edad en su etapa de crecimiento.

Estas plantas fueron adquiridas en un invernadero ubicado en el cantón Patate, provincia de Tungurahua. La elección de este lugar se basó en sus condiciones climáticas, similares a las de la zona de estudio, lo que aseguró que las plantas estuvieran aclimatadas a las características de la sierra ecuatoriana, favoreciendo su adaptación al sistema implementado. Se colocó un total de 18 anturios, cultivados con una densidad de 4 plantas/m² siguiendo la metodología aplicada por Caraguay Palacios y Plaza León (2023). Por lo que las plantas cultivadas fueron repartidas en dos filas, cada una formada por 9 anturios, tal como se muestra en la Figura 8. Para la siembra se realizaron pequeñas excavaciones de alrededor de 10 a 15 cm, priorizando que las raíces de las plantas entren en contacto directo con el agua residual del humedal.



Figura 8. Cultivo de los anturios en el humedal.

3.4. Control de las condiciones ambientales dentro del invernadero

Para el monitoreo de las variables de temperatura y humedad relativa dentro del humedal, se empleó un sensor combinado higrómetro HTC1 (Figura 9), capaz de evaluar ambos parámetros simultáneamente con una desviación de ± 1 °C para la temperatura y $\pm 5\%$ de

humedad relativa. Este equipo fue instalado en un punto central del invernadero a una altura intermedia, lo que permitió la adecuada captura de las condiciones ambientales.

El monitoreo de las condiciones dentro del invernadero se realizó en horarios estratégicos, como la mañana, tarde y noche. Este seguimiento permitió ajustar los sistemas de ventilación y mantener las condiciones óptimas de temperatura y humedad. Dichos ajustes fueron esenciales para adecuar el ambiente del invernadero a los requerimientos específicos de los anturios, asegurando su adecuado desarrollo y favoreciendo su crecimiento en un entorno controlado.



Figura 9. Higrómetro HTC1 utilizado para el monitoreo dentro del invernadero.

Para regular las condiciones internas del invernadero, se realizaron perforaciones estratégicas en dos de sus paredes a una altura de 1 metro, como se muestra en la Figura 10. Estas aberturas facilitaron el control del flujo de aire, permitiendo el acceso libre de las corrientes según las necesidades. El sistema de ventilación se ajustaba dinámicamente en función de los requisitos de temperatura y humedad, de manera que cuando las condiciones lo demandaban, las perforaciones se sellaban para garantizar un ambiente óptimo en el interior del invernadero.



Figura 10. Cortes laterales realizados para el control de temperatura.

3.5. Muestreo y análisis de la calidad del agua

3.5.1. Delimitación y descripción de puntos de muestreo.

Los puntos de muestreo se dividieron en tres zonas específicas, delimitadas al análisis de la fosa séptica y del humedal implementados como sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas. A continuación, en la Tabla 5, se presentan los puntos seleccionados como zonas de monitoreo:

Tabla 5. Delimitación de puntos de monitoreo.

Código	Punto de muestreo
MFE	Entrada de la fosa séptica
MHE	Entrada del humedal
MHS	Salida del humedal

3.5.2. Toma de muestras

La caracterización de las aguas residuales domésticas se llevó a cabo mediante un monitoreo que se extendió durante cinco meses, con una recolección de muestras cada 15 días. Este proceso se desarrolló en tres etapas diferenciadas.

En la primera etapa, el humedal artificial se encontraba libre de vegetación y mantenía únicamente las condiciones iniciales de diseño, para esta fase se llevaron a cabo tres monitoreos. La segunda etapa se dio paso tras la instalación del invernadero sobre el humedal, en la cual también se realizaron tres monitoreos. Finalmente, en la tercera etapa, el monitoreo se realizó después de cultivar los anturios y adecuar completamente el invernadero, en esta última fase se realizaron cuatro monitoreos.

La recolección de muestras se llevó a cabo siguiendo los parámetros establecidos en la norma INEN 2176:2013 (Anexo A). Para ello, se utilizaron botellas de plástico de 1 litro, previamente enjuagadas con agua destilada para evitar posibles contaminaciones. Cada botella se etiquetó de acuerdo con el punto de monitoreo correspondiente. Posteriormente, las muestras se transportaron en una hielera térmica de poliestireno expandido, manteniendo las condiciones adecuadas según lo indicado en la norma INEN 2169:2013 (Anexo A), hasta el Laboratorio de Análisis de Calidad del Agua de la Universidad de Cuenca, en donde se realizó el análisis.

3.5.3. Análisis de laboratorio

Para el análisis de calidad de agua residual doméstica, se evaluó un total de 11 parámetros, entre los que se encuentran pruebas físicas, químicas y biológicas, tal como se muestra en la Tabla 6, en la que se detallan los equipos y métodos utilizados, así como el tipo de análisis, ya sea in situ en el lugar de muestreo o ex situ en el laboratorio de Análisis de Calidad del Agua de la Universidad de Cuenca.

3.5.3.1. Temperatura, Oxígeno disuelto, pH

La determinación de estos parámetros se llevó a cabo in situ; para lo cual, se tomó una muestra de 250 ml en un vaso de precipitación, utilizando el dispositivo Medidor ExStik® II DO600 con ello se pudo dar lectura de las variables dentro de cada muestreo realizado. Los datos se registraron de manera sistemática para cada una de las muestras analizadas.

3.5.3.2. Sólidos suspendidos

La determinación de sólidos suspendidos se realizó mediante el método gravimétrico, que consistió en filtrar el agua residual a través de un papel filtro. Se determinó el peso de los sólidos suspendidos calculando la diferencia entre el peso del papel filtro con los sólidos y el peso del papel filtro sin los sólidos. Para calcular los sólidos suspendidos en un líquido, incluyendo el peso del papel filtro, se utilizó la siguiente fórmula:

$$SS = \frac{(Wf - Wp)}{v} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Tabla 6. *Parámetros y métodos utilizados para el análisis de calidad de aguas.*

<i>Parámetro</i>	<i>Equipos</i>	<i>Método</i>
Análisis in situ		
Temperatura	Medidor ExStik® II DO600	-
Oxígeno disuelto	Medidor ExStik® II DO600	-
Sólidos suspendidos	-	Gravimetría
pH	pH-metro portátil HI 991300	-
Análisis ex situ		
Demanda química de oxígeno	Espectrofotómetro UV DR2800	Espectrofotometría
Demanda bioquímica de oxígeno	OxiTop	Espectrofotometría
Nitratos	Espectrofotómetro UV DR2800	Espectrofotometría
Fosfatos	Espectrofotómetro UV DR2800	Espectrofotometría
Nitrógeno amoniacal	Espectrofotómetro UV DR2800	Espectrofotometría
Coliformes fecales	Cajas petri, Caldo MacConkey, Agar nutritivo, Medio m-FC, Caldo Verde Brillante al 2% de bilis	Número Más Probable presuntivos confirmados
Turbidez	Turbidímetro portátil HACH 2100Q	Espectrofotometría

Donde:

SS: Concentración de sólidos suspendidos (mg/L o g/m³).

Wf: Peso del filtro con los sólidos (g).

Wp: Peso del filtro vacío (g).

V: Volumen de la muestra de agua (L).

3.5.3.3. Demanda química de oxígeno

Para su determinación se utilizaron 2 ml de cada una de las muestras, las cuales fueron depositadas dentro de los viales de DQO (Viales de digestión cod, hr 20-1500 ml/L), además de ello se preparó un blanco colocando 2 ml de agua destilada en uno de los viales, todas las muestras fueron llevadas a una temperatura de 150 °C durante dos horas en un termo reactor y se esperó una hora de enfriamiento, posteriormente se utilizó el Espectrofotómetro UV DR2800 mediante el cual se determinó las concentraciones en mg/L.

3.5.3.4. Demanda bioquímica de oxígeno

Inicialmente, se utilizaron 15 ml de agua residual. A continuación, se colocó la muestra en un vaso de precipitación, donde se disolvió una almohadilla de DBO₅, añadiendo agua destilada y homogeneizando bien la mezcla. Para medir el oxígeno disuelto inicial, se empleó el equipo Medidor ExStik® II DO600. Luego, se transfirió la muestra a una botella B.O.D. con tapón ROB, llenándola hasta el borde del pico con agua destilada. Se tapó la botella de manera que sobresaliera un poco de líquido y se dejó reposar durante 5 días de incubación a una temperatura de 20 °C. Al finalizar este período, se volvió a medir el oxígeno disuelto, lo que permitió realizar los cálculos necesarios.

El cálculo de la DBO₅ se realizó mediante la ecuación 2:

$$DBO_5, mg/L = \frac{(D1 - D2)}{P} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde:

D1= OD de la muestra diluida después de la preparación

D2= OD de la muestra diluida posterior a los 5 días de incubación

P= Fracción de volumen de agua residual contenida en la muestra

El cálculo de la fracción de volumen de agua residual contenida en la muestra (P) se la realizó mediante la ecuación 3:

$$P = \frac{\text{Volumen de la muestra (ml)}}{\text{Volumen del recipiente (ml)}} \quad (\text{Ecuación 3})$$

3.5.3.5. Nitrógeno amoniacal

Para determinar el nitrógeno amoniacal se preparó un blanco utilizando un tubo de ensayo con 10 ml de agua destilada y los reactivos A (Silicilato de amonio) y B (Cianurato de amonio). Este blanco se utilizó para calibrar los análisis. Posteriormente, se tomaron 10 ml de agua residual en un tubo de ensayo, a los cuales se añadió un sobre del reactivo A. La mezcla se dejó reaccionar durante 3 minutos antes de agregar el reactivo B. Después de 15 minutos, se realizó la lectura de la muestra utilizando el programa “amoniacal salic” del Espectrofotómetro UV DR2800, permitiendo así la determinación del nitrógeno amoniacal presente en el agua residual en mg/L.

3.5.3.6. Nitratos

Se utilizaron 10 ml de agua residual en un tubo de ensayo, a los cuales se añadió un sobre del reactivo “Nitrate HR”. La mezcla se dejó reaccionar durante 5 minutos. Usando el blanco preparado para el nitrógeno amoniacal, se realizó la lectura de la muestra en mg/L, utilizando el programa específico del Espectrofotómetro UV DR2800.

3.5.3.7. Fosfatos

Se tomaron 10 ml de agua residual en un tubo de ensayo y se añadió un sobre del reactivo “PhosVer”. Después de dejar que la mezcla reaccionara durante 2 minutos, se utilizó el blanco preparado para el nitrógeno amoniacal para calibrar el Espectrofotómetro UV DR2800 y realizó la lectura en mg/L con el programa “Fósforo reactivo PV”.

3.5.3.8. Coliformes fecales

Se utilizó 1 ml de muestra de agua residual, para el análisis se realizaron tres diluciones seriadas 10^{-1} , 10^{-2} y 10^{-3} , con 3 repeticiones para cada una de las muestras utilizando un medio de cultivo, los tubos de ensayo se colocaron dentro de la estufa a una temperatura de 37 °C durante un lapso de 24 horas, la determinación de los coliformes se la realizó según el conteo de tubos positivos, véase Anexo B.

3.5.3.9. Turbidez

En primera instancia se preparó un blanco, para lo cual en una celda se colocó agua destilada y se procedió a tarar el equipo (Turbidímetro portátil HACH 2100Q), seguidamente en otra

celda se añadió la muestra de agua residual y se la colocó en el equipo el mismo que permitió la lectura de turbidez en NTU.

3.6. Monitoreo de la vegetación

El desarrollo de los anturios tuvo un periodo de estudio de 2 meses, realizando revisiones semanales acerca de los cambios de color, condiciones de las hojas y las flores. Al revisar las características físicas de las plantas, se observó un tono amarillento en las hojas, lo que indicó una posible deficiencia nutricional (Aye & Masih, 2023). Para identificar la causa, se decidió analizar la relación de nutrientes presentes en el agua residual dentro del humedal artificial. Este análisis permitió evaluar si la proporción de nutrientes esenciales como nitrógeno y fósforo era adecuada para satisfacer las necesidades de las plantas y corregir desequilibrios que pudieran estar afectando su desarrollo.

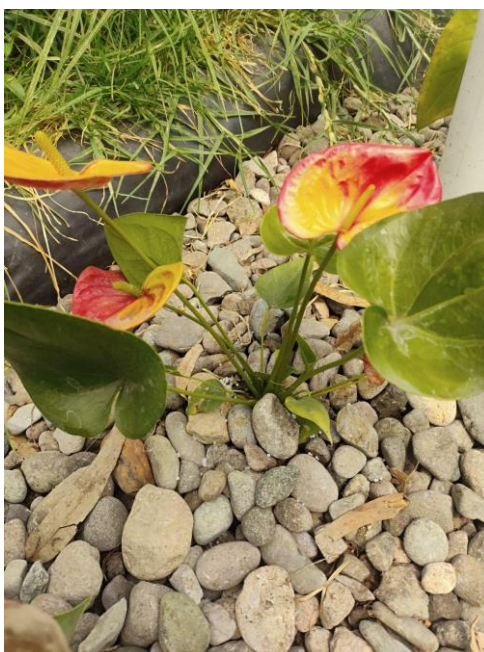


Figura 11. Aplicación de urea al contorno de las plantas.

A partir del análisis de la relación N/P en los datos recopilados, se identificó al nitrógeno como el nutriente limitante dentro del invernadero. El cual desempeña un papel crucial en el crecimiento y desarrollo de las plantas, siendo un componente esencial de aminoácidos, proteínas y ácidos nucleicos. Para optimizar el crecimiento de las plantas en este contexto, se recurrió a la aplicación de urea, un fertilizante ampliamente utilizado que se compone en un 46% de nitrógeno. Esta solución no solo buscó suplir las deficiencias detectadas en el análisis de nutrientes, sino que también se buscó mejorar la disponibilidad de otros nutrientes esenciales en el suelo, promoviendo así un desarrollo más eficiente y óptimo de las plantas.

La cantidad de urea utilizada por planta fue de 5 g en forma sólida, cuidadosamente repartida alrededor de cada anturio, tal como se demuestra en la Figura 11.

Este método de aplicación fue diseñado para maximizar la absorción del nitrógeno por parte de las raíces, asegurando que cada anturio reciba la cantidad adecuada de fertilizante. La aplicación se basó en el estudio de Artur et al. (2021), que indicó que la utilización de urea en anturios en concentraciones de 20 g/L, distribuidos en 4 plantas, resultaba en mejoras significativas en la altura y el diámetro de las plantas, así como en el aumento del área foliar.

Estos parámetros son indicadores clave de la salud y vigor de las plantas, sugiriendo que una gestión adecuada de los nutrientes puede resultar en una producción más abundante y de mayor calidad. La aplicación del fertilizante se llevó a cabo después de seis semanas de haber realizado el cultivo de las plantas, permitiendo que las raíces se establecieran adecuadamente antes de la introducción de nutrientes adicionales, lo que es fundamental para evitar el estrés por sobre-fertilización.

3.7. Análisis estadístico

3.7.1. Análisis descriptivo

Se realizó un análisis estadístico descriptivo empleando la herramienta Excel. En este proceso, se calcularon los promedios de las concentraciones y valores correspondientes a cada parámetro evaluado, lo que permitió obtener un valor representativo de los datos. Asimismo, se llevó a cabo un análisis de la desviación estándar con el objetivo de determinar la variabilidad y dispersión de los valores en relación con el promedio. Además, se generaron gráficas interpretativas que facilitaron la visualización y comprensión de los resultados obtenidos, contribuyendo al análisis detallado de los datos y su comportamiento.

En el caso de la comparación entre las diferentes etapas de humedal sin invernadero - humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero - humedal con anturios sin invernadero, se realizó una comparación de la eficiencia de cada etapa respecto a los diferentes parámetros analizados. En este sentido se compararon medias y se realizó una interpretación de datos utilizando diagramas de cajas y bigotes.

3.7.2. Análisis inferencial

El análisis parte con la carga de los datos en un dataframe del software R Studio, donde se evaluó el comportamiento así como la eficiencia de remoción o incremento de cada parámetro según las diferentes etapas que fueron consideradas para este estudio, las cuales fueron:

Humedal sin invernadero, Humedal con invernadero, Anturios en el humedal con invernadero y Anturios en el humedal sin invernadero, los datos de esta última etapa fueron tomados de los resultados encontrados por Caraguay Palacios y Plaza León (2023), es su estudio titulado “Evaluación de tratamientos sostenibles de aguas residuales domésticas a escala piloto en sistemas unifamiliares de la parroquia Baños”.

En base a lo anterior, se aplicó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para determinar si los datos seguían una distribución normal. Esta prueba genera un valor-p que indica la probabilidad de que los datos sigan una distribución normal. Si el valor-p es mayor a 0.05, se concluye que los datos presentan normalidad.

Para el análisis del comportamiento de los parámetros, si los datos son normales, se aplicó la prueba ANOVA de un factor comparando las 3 etapas de estudio (Humedal sin invernadero, Humedal con invernadero, Anturios en el humedal con invernadero), de lo contrario, se utilizaron pruebas no paramétricas (Kruskal Wallis) para evaluar las medianas entre los grupos. En el caso de que los resultados del valor-p fueran < 0.05 , se recurrió a la aplicación de pruebas Post Hoc como la de Tukey en el caso de las pruebas paramétricas y por el contrario en las no paramétricas se aplicó la prueba de Dunn, esto para identificar específicamente cuáles grupos son significativamente diferentes entre sí.

Respecto al análisis de la remoción de contaminantes, en el caso de que los pares de grupos sigan una distribución normal, se realizó la prueba de homogeneidad de varianzas (Prueba F) de Levene para determinar si las varianzas de los dos grupos son iguales. Dependiendo del resultado de la prueba de homogeneidad, se aplicó la prueba t de Student adecuada (con o sin suposición de varianzas iguales) para comparar las medias de los dos grupos, esto para determinar si existía una diferencia estadísticamente significativa entre la eficiencia de los dos tratamientos. Finalmente, se identificó la media y mediana de la eficiencia de los tratamientos de acuerdo al tipo de test aplicado y se generaron diagramas de cajas y bigotes, para visualizar la distribución de los datos.

Resultados Y Discusión

4.1. Resultados del monitoreo

En la Tabla 7 se presentan las concentraciones promedio de los parámetros analizados. Cada valor refleja la media de los muestreos realizados en las diferentes etapas consideradas, que son: humedal sin invernadero, humedal con invernadero, humedal con vegetación (anturios) e invernadero. Asimismo, se detalla el punto de muestreo correspondiente. En las secciones siguientes, se analiza el comportamiento de estos parámetros.

Tabla 7. Concentraciones promedio de los parámetros de calidad de agua residual en las diferentes etapas y puntos de muestreo.

Parámetro	Humedal sin invernadero			Humedal con invernadero			Humedal con anturios e invernadero		
	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS
Temperatura (°C)	18.20	19.47	18.43	17.21	17.09	17.00	20.88	21.10	21.10
Oxígeno disuelto (mg/L)	1.69	1.97	5.45	0.69	1.10	4.99	0.69	1.49	4.13
SS (mg/L)	120.00	173.33	86.67	167.67	130.66	89.33	187.00	123.25	37.00
pH	7.45	7.03	7.33	7.80	7.70	7.61	7.62	7.56	7.82
DBO ₅ (mg/L)	94.03	67.59	17.13	109.20	92.45	13.50	113.08	49.91	24.54
DQO (mg/L)	227.67	135.67	125.67	386.33	310.33	133.00	281.00	175.75	90.25
Nitratos (mg/L)	2.73	1.27	0.67	4.30	0.70	0.30	1.80	1.00	0.10
Fosfatos (mg/L)	1.18	0.95	1.10	0.92	0.97	1.06	1.02	0.77	0.99
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	0.27	0.30	0.15	0.26	0.25	0.26	0.24	0.21	0.29
Coliformes fecales (NMP/ml)	> 2400	> 2400	> 2400	> 2400	> 2400	> 2400	> 2400	> 2400	> 2400
Turbidez (NTU)	148.00	128.00	24.33	146.33	169.67	20.67	127.25	84.90	19.88

MFE: Muestra a la entrada de la fosa, MHE: Muestra a la entrada del humedal, MHS: Muestra a la salida del humedal.

4.2. Análisis del comportamiento de los parámetros

4.2.1. Temperatura

A lo largo de las etapas de estudio, la temperatura mostró una variación poco significativa entre los puntos de monitoreo seleccionados. En la Tabla 8, se presentan los promedios de temperatura para cada punto bajo las diferentes condiciones evaluadas, así como las temperaturas máximas y mínimas alcanzadas.

Tabla 8. Variación de la temperatura en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero: Análisis de medias y desviaciones.

Etapa	Humedal sin invernadero			Humedal con invernadero			Humedal con anturios e invernadero		
	Punto	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE
Promedio	18.20	19.47	18.43	17.21	17.09	17.00	20.88	21.10	21.10
Desv. Estándar	0.61	0.06	0.15	0.46	0.37	0.44	1.04	1.88	2.17
Máx	18.9	19.5	18.6	17.7	17.5	17.5	22.2	23.8	24.1
Min	17.80	19.40	18.30	16.80	16.80	16.70	20.00	19.60	19.50

a. Humedal sin invernadero

En relación con los resultados de la temperatura en el humedal artificial sin invernadero, se puede observar que la temperatura mostró una variación poco significativa entre los diferentes puntos de muestreo en el humedal artificial. Los promedios de temperatura fueron relativamente similares, oscilando entre 18.20 °C en la entrada de la fosa (MFE), 19.47 °C en la entrada del humedal (MHE) y 18.43 °C a la salida del humedal (MHS). Además, las desviaciones estándar fueron bajas, con valores de ± 0.61 , ± 0.06 y ± 0.15 respectivamente, lo que indica una distribución homogénea de los datos. Los valores máximos y mínimos también se mantuvieron en rangos cercanos, sin grandes diferencias entre los puntos de monitoreo. Con estos datos se puede interpretar que, aunque los resultados no tienen una variación significativa, según Romero (2010), tanto los valores mínimos y máximos de temperatura pueden influir en el comportamiento de otros parámetros, sobre todo en la actividad microbiológica, cantidad de oxígeno y degradación de materia orgánica.

b. Humedal con invernadero

En el humedal con invernadero, los datos de temperatura presentaron de igual manera una ligera variabilidad. Los promedios de temperatura se mantuvieron alrededor de los 17 °C en los diferentes puntos de muestreo, con desviaciones estándar bajas que no superaron los ± 0.46 . Además, los valores máximos y mínimos registrados se encontraron en un rango más estrecho, lo que sugiere que el invernadero ayudó a estabilizar las condiciones térmicas a lo largo del sistema de humedal.

c. Humedal con anturios e invernadero

En el humedal con anturios e invernadero, los datos de temperatura varían entre 1 y 2 °C. Los promedios de temperatura se mantuvieron en alrededor de los 21 °C en los diferentes puntos de muestreo, con desviaciones estándar más altas que en los otros casos, llegando hasta ± 2.17 °C. Además, los valores máximos y mínimos registrados son los más altos de los tres escenarios, lo que indica que el invernadero llega a incrementar la temperatura del agua residual. Los resultados obtenidos en el presente estudio pueden compararse con los encontrados por Gallegos-Rodríguez et al. (2018), donde se utilizaron humedales artificiales aplicando vegetación como la *Sagittaria latifolia* (Bayoneta) y *Sagittaria lancifolia* (cola de golondrina) para el tratamiento de aguas residuales domésticas, y determinó que la temperatura promedio del agua residual a la salida del humedal fue de 26 ± 0.8 °C, valor que supera los encontrados en este estudio y que puede atribuirse a condiciones como el uso de diferente tipo de vegetación.

d. Comparación de la temperatura entre las diferentes etapas de estudio; humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios e invernadero

En la Figura 12 se detalla el comportamiento de la temperatura en las tres diferentes etapas. En ella se puede observar que se encuentran valores más altos en los últimos monitoreos realizados correspondiente a la etapa del humedal con anturios e invernadero. Esto puede estar relacionado, en parte, con las condiciones climáticas que se presentaron en las fechas de estos últimos monitoreos, ya que fueron llevados a cabo durante una época de verano. Según Cui et al. (2025), factores como las estaciones climáticas influyen en el comportamiento de los humedales artificiales con vegetación, así como diferentes temporadas pueden afectar la degradación (o generación) de sustancias húmicas y proteicas en procesos anaeróbicos (Yates et al., 2016).

Puntualmente existieron temperaturas como en el monitoreo 4, relacionado al humedal con invernadero, la cual bordeó los 16 °C. En el caso de las temperaturas más bajas, éstas pueden influenciar significativamente la actividad microbiana, así como el crecimiento de las

plantas, lo que repercute en una transformación más lenta de los contaminantes del agua. A su vez, frecuentemente el desempeño óptimo de los humedales artificiales se da a temperaturas de entre 20 °C a 30 °C, y el rendimiento del humedal llega a ser ineficiente con temperaturas inferiores a 15 °C (Lam et al., 2024). En base a lo anterior, se puede decir que la temperatura a lo largo del periodo de estudio se mantuvo en las recomendadas para un tratamiento eficiente.

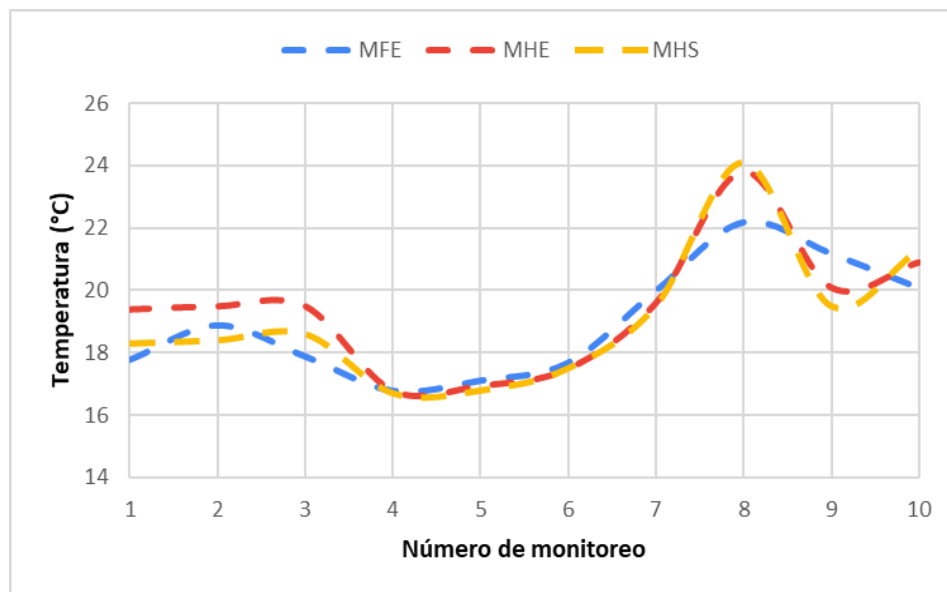


Figura 12. Variación en la temperatura a lo largo del periodo de estudio. Humedal sin invernadero del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.

e. Análisis estadístico

Al estudiar los valores de temperatura registrados a la salida del humedal en las tres diferentes etapas, se determinó con la prueba de normalidad Shapiro-Wilk, que los datos siguen una distribución normal. En base a ello se aplicó la prueba paramétrica ANOVA de un factor, dando como resultado un valor de p igual a 0.019 (véase Anexo H). En este caso, el valor-p resultó ser menor que 0.05, lo que significó que los datos proporcionaron evidencia suficiente para rechazar la hipótesis nula. En otras palabras, hubo una diferencia significativa en las medias de al menos uno de los grupos comparados. Esto se refleja en la Figura 13, en donde el resultado de la media de la temperatura para el tratamiento del humedal sin invernadero fue de 18 °C, mientras que para el tratamiento del humedal con invernadero de 17 °C. Por otro lado, la media de la temperatura para el tratamiento del humedal con anturios bajo invernadero se estableció en 21 °C. Dado que se rechazó la hipótesis nula, se aplicó la prueba de Tukey para identificar qué grupos eran diferentes entre sí. Se determinó que existía

una diferencia significativa entre el humedal con invernadero y el humedal con anturios e invernadero, lo que indica que el humedal con anturios bajo invernadero permite una mayor remoción de la contaminación del agua.

Los valores obtenidos en condiciones con y sin invernadero son similares a los resultados reportados por Wang et al. (2021) para humedales subsuperficiales plantados con *Acorus calamus* (cálamo aromático) y *Phragmites australis* (carrizo), que trataron aguas residuales municipales con una temperatura promedio del efluente de 15 °C.

Comportamiento de la temperatura

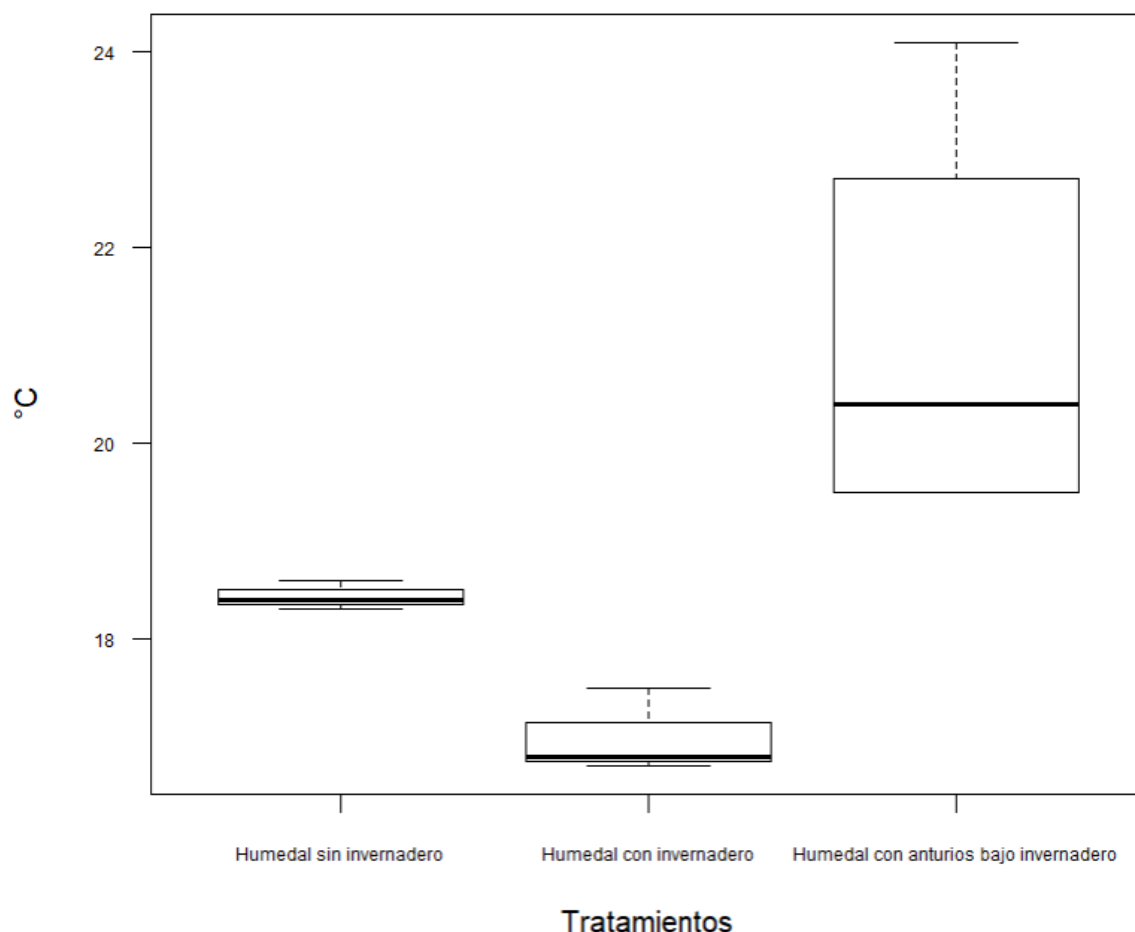


Figura 13. Comparación de la temperatura en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.

4.2.2. Potencial hidrógeno (pH)

En la Tabla 9, se presentan datos sobre el pH a la salida del humedal de acuerdo a las 3 etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero.

Los resultados indican que los humedales con anturios e invernadero presentan los valores de pH más altos, con un promedio de 7.82, lo que sugiere que estas condiciones presentan un pH más alcalino. Además, la desviación estándar muestra que los humedales con invernadero tienen una mayor variabilidad en sus valores de pH, mientras que los humedales con anturios e invernadero presentan una mayor consistencia.

Tabla 9. Variación del pH en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero: Análisis de medias y desviaciones.

Etapa	Humedal sin invernadero			Humedal con invernadero			Humedal con anturios e invernadero		
	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS
Punto									
Promedio	7.45	7.03	7.33	7.80	7.70	7.61	7.62	7.56	7.82
Desv. Estándar	0.31	0.18	0.40	0.38	0.27	0.41	0.51	0.38	0.40
Máx	7.8	7.14	7.79	8.22	8.01	7.91	8.23	7.95	8.15
Min	7.23	6.82	7.06	7.49	7.50	7.14	7.10	7.03	7.23

a. Humedal sin invernadero

En el caso de los humedales sin invernadero, el pH promedio estuvo en valores cercanos a 7, con una desviación estándar de ± 0.31 a ± 0.40 . El valor promedio de pH a la salida del humedal fue de 7.33

El valor máximo de pH corresponde al registrado en la entrada a la fosa séptica con un valor de 7.8, mientras que el valor mínimo es de 7.06 correspondiente a la salida del humedal. Estudios similares como el de Obeidat et al. (2024) para el tratamiento de aguas residuales domésticas utilizando humedales artificiales, muestran resultados de pH que varían entre 5.20 a 6.51 en el caso del afluente, con un valor promedio de 5.86 y de 8.14 para el efluente, estos valores tienden a ser menores que a los encontrados en esta sección.

b. Humedal con invernadero

En la etapa de humedal con invernadero, los datos más relevantes muestran valores de pH relativamente altos a diferencia de las otras etapas, con un promedio que oscila entre 7.60 y 7.80. La desviación estándar más baja en MHE (± 0.27) sugiere una mayor consistencia en los valores de pH, mientras que MHS y MFE presentan una mayor variabilidad. Esto indica que los humedales con invernadero tienen un pH más estable y favorable en general, lo que puede ser importante para el desarrollo y mantenimiento de este tipo de sistema. Aunque los

valores encontrados no muestran resultados novedosos, el pH puede variar debido a procesos como la nitrificación (al producir iones H^+), la desnitrificación (al producir OH^-) o la digestión anaeróbica (que libera ácidos orgánicos) (Nani et al., 2024).

c. Humedal con anturios e invernadero

Respecto a la etapa de humedal con anturios e invernadero, la media a la salida del humedal fue de 7.82. Los datos muestran que, en estas condiciones, se presentan valores de pH promedio similares entre la fosa y el humedal. La desviación estándar fue de ± 0.51 en la MFE, indicando que los valores se mantienen relativamente alejados del promedio. Además, el valor máximo de 8.23 y el mínimo de 7.03 sugieren un rango de pH adecuado para el desarrollo de la vegetación. Estos valores muestran que el pH puede tener cierto incremento dependiendo de ciertos factores, como la calidad del agua residual o el tipo de sustrato utilizado (Wang et al., 2021; el Barkaoui et al., 2023).

d. Comparación del pH entre las diferentes etapas de estudio; humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios e invernadero

En la Figura 13 se representa cómo varía el pH según los monitoreos realizados en las tres etapas de estudio. Los valores de pH registrados se mantienen dentro del rango de 6.5 a 8.5, lo cual es adecuado para los procesos biológicos que tienen lugar en el sistema de tratamiento. Sin embargo, en el monitoreo 9 se observa una reducción generalizada del pH en todo el sistema, desde la entrada en la fosa séptica hasta la salida del humedal.

La disminución del pH en la fosa séptica puede atribuirse a la acumulación de ácidos grasos volátiles y compuestos orgánicos, subproductos comunes de la digestión anaerobia (Parra Huertas, 2015). Estos ácidos se forman durante la degradación de materia orgánica en ausencia de oxígeno. Por otro lado, en el humedal, la disminución del pH podría explicarse por la presencia de compuestos húmicos generados por la descomposición de materia orgánica bajo condiciones aerobias (Werkneh, 2024; Maspolim et al., 2015).

Este comportamiento refleja la interacción entre los procesos anaerobios y aerobios en el sistema, los cuales influyen directamente en las características químicas del agua tratada. La estabilidad del pH dentro de un rango aceptable es crucial para garantizar la efectividad del tratamiento y la supervivencia de las comunidades microbianas involucradas.

Analizando los datos de pH para la salida del humedal se puede observar que en las tres etapas el pH se reduce en la fosa, pero mientras avanza el estudio y se implementa el invernadero y finalmente los anturios se obtiene en promedio mayores valores de pH.

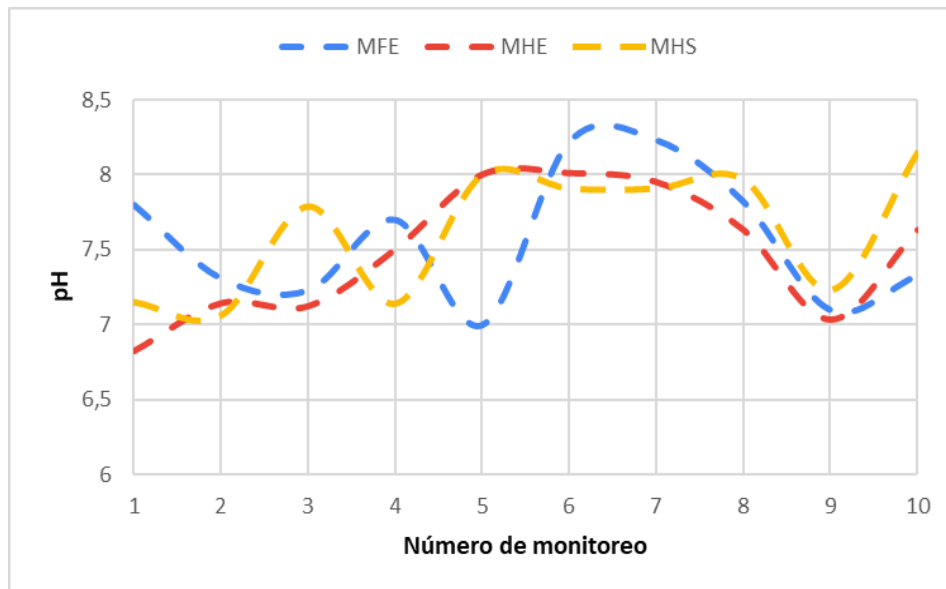


Figura 14. Variación del pH a lo largo del periodo de estudio. Humedal sin invernadero del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.

Comparando los resultados obtenidos, de acuerdo a los límites permisibles para descarga de agua residual a un cuerpo de agua dulce según el TULSMA, los resultados en ninguno de los puntos de muestreo sobrepasan el límite establecido por la normativa que sugiere un pH de entre 6 y 9.

e. Análisis estadístico

Para la comparación de los valores de pH obtenidos a la salida del humedal en las tres diferentes etapas, se evaluó la normalidad de datos utilizando la prueba de Shapiro-Wilk, la cual dio como resultado que las variables a comparar seguían una distribución normal, por lo que se aplicó la prueba paramétrica ANOVA, dando como resultado un valor de p igual a 0.371 (véase Anexo I), valor mayor a 0.05 indicando que no hay diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos, sugiriendo que las variaciones observadas en el pH pueden atribuirse a otros factores externos y no al tratamiento aplicado. El cálculo de las medias para este tipo de prueba, determinó que para el tratamiento del humedal sin invernadero fue de 7.33 mg/L, con invernadero 7.61 mg/L y con anturios bajo invernadero 7.82 mg/L, la demostración gráfica de estos resultados se observan en la Figura 15.

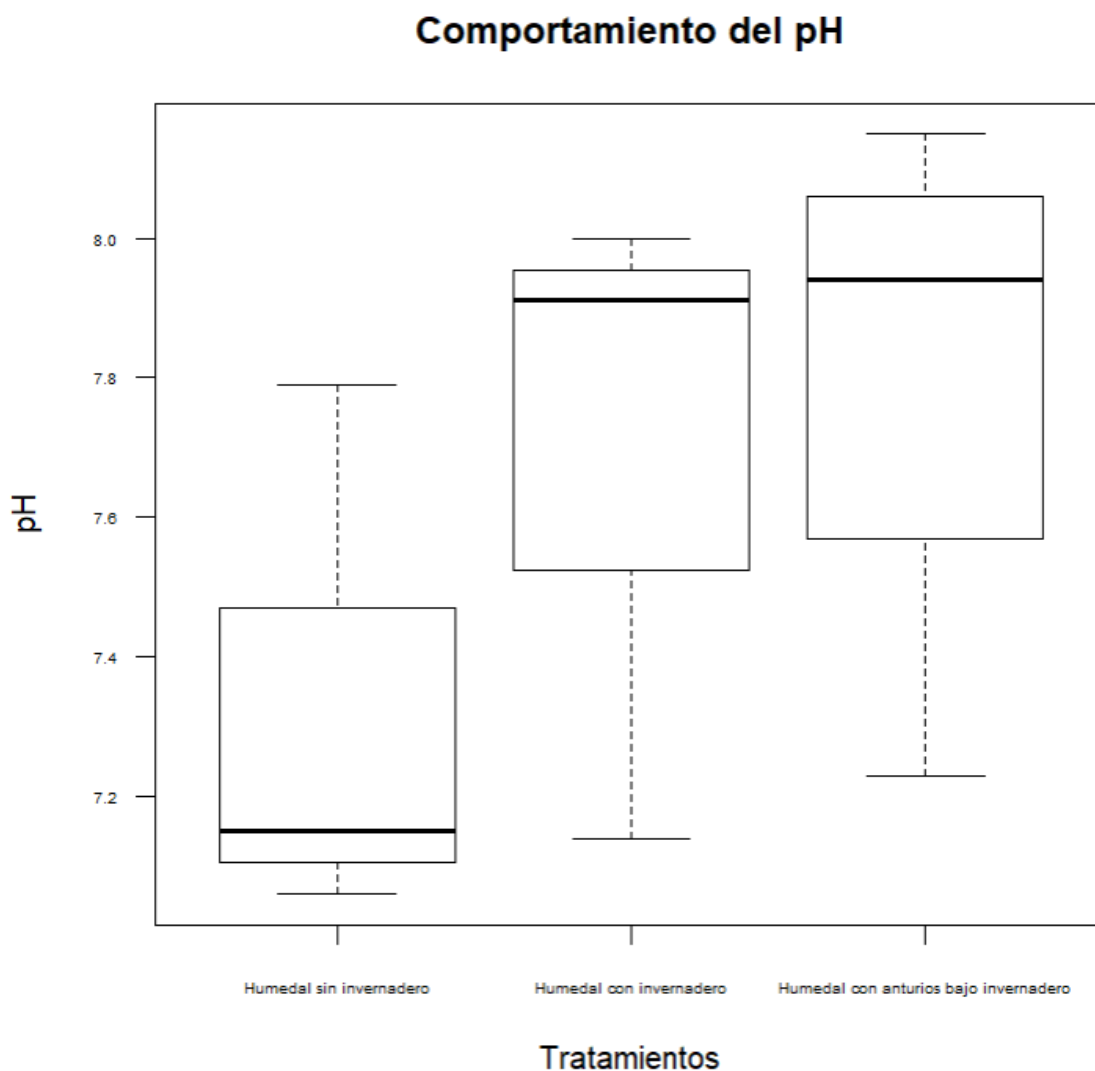


Figura 15. Comparación del pH en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.

4.2.3. Oxígeno disuelto

De acuerdo a los resultados presentados en la Tabla 10, se observó que, en general, el oxígeno disuelto mantuvo tendencias constantes en los diferentes puntos de muestreo y etapas de estudio. Sin embargo, los puntos a la salida del humedal fueron los que mantuvieron las mayores concentraciones de oxígeno disuelto.

Tabla 10. Variación del oxígeno disuelto en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero. Análisis de medias y desviaciones.

Etapa	Humedal sin invernadero			Humedal con invernadero			Humedal con anturios e invernadero			
	Punto	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS
Promedio		1.69	1.97	5.45	0.69	1.10	4.99	0.69	1.49	4.13
Desv. Estándar		1.52	1.49	0.57	1.01	1.59	1.83	0.57	0.40	1.18
Máx		3.26	2.9	6.09	1.86	2.93	6.54	1.24	1.8	4.99
Min		0.22	0.25	5.00	0.07	0.05	2.97	0.18	0.90	2.42
Incremento (%)		80.99			87.81			76.58		

El porcentaje de incremento representa la relación entre las concentraciones de MHE y MHS en cada una de las etapas.

a. Humedal sin invernadero

La etapa del humedal sin invernadero presentó diferentes promedios, indicando un incremento significativo en la concentración de oxígeno disuelto a la salida del humedal en comparación con la entrada del agua residual tanto a la fosa séptica como al humedal. Los datos mostraron una alta desviación estándar.

En el caso de la fosa séptica, se registró un leve incremento en la concentración de oxígeno disuelto, mientras que el mayor aumento se obtuvo en el humedal, con un 80.99%. El oxígeno disuelto en los humedales puede incrementarse debido a la presencia de macrófitos, el contacto aire/agua (particularmente en humedales de flujo superficial) y la actividad microbiana (Gutiérrez Velásquez et al., 2022; Marín-Muñiz, 2017). Estos valores contrastan con los obtenidos por Jamwal et al. (2021), en el cual los niveles de oxígeno disuelto disminuyeron en el HAFSSH sin vegetación, llegando a niveles anaeróbicos (0.28 mg/L); se puede explicar este nivel de oxígeno disuelto por la baja concentración del afluente y alta carga orgánica).

El contenido de oxígeno disuelto en el agua residual es un factor clave para determinar la eficiencia en la eliminación de nitrógeno amoniacal y el procesamiento de compuestos orgánicos, como la demanda química de oxígeno (DQO) (Nuamah et al., 2020). Según Zheng

et al. (2020), algunos estudios que reportaron baja efectividad en la descontaminación identificaron que esto se debía a un contenido insuficiente de oxígeno disuelto en los humedales artificiales.

b. Humedal con invernadero

Los datos del humedal con invernadero, pero sin vegetación, indican que esta etapa fue la que alcanzó un mayor porcentaje de incremento de oxígeno disuelto con una eficiencia del 87.81%. Por otro lado, el promedio de concentración mínima de oxígeno disuelto se registró en la entrada de la fosa séptica. Sin embargo, a medida que el agua residual avanzó hacia el humedal, estas concentraciones aumentaron, alcanzando su valor máximo en la salida del humedal con un promedio de 4.99 mg/L.

La desviación estándar de estos valores oscila entre ± 1.01 y ± 1.83 , siendo la salida del humedal (MHS) el punto con mayor variabilidad (± 1.83). El promedio de oxígeno disuelto en esta etapa es comparable al de la etapa del humedal que incluye anturios e invernadero.

En el caso del humedal con invernadero, el incremento en la concentración de oxígeno disuelto fue mayor en comparación con el humedal sin invernadero, aunque la concentración final resultó menor que en la etapa anterior. Esto puede deberse a las bajas concentraciones iniciales de oxígeno disuelto en la fosa séptica, dado que esta emplea un tratamiento anaerobio.

c. Humedal con anturios e invernadero

En general, los niveles de oxígeno disuelto en la etapa del humedal con anturios e invernadero se encuentran en un rango relativamente bajo, alcanzando la menor eficiencia con un 76.58% a diferencia de las demás etapas, a la vez los valores promedio fueron de 0.69 mg/L en la entrada (MFE) y 4.13 mg/L en la salida (MHS). Sin embargo, la variabilidad de los datos es menor en comparación a las otras etapas, con desviaciones estándar que oscilan entre 0.40 mg/L (MHE) y 1.18 mg/L (MHS).

De acuerdo con el estudio llevado a cabo por Caraguay Palacios y Plaza León (2023), se observó que los niveles de oxígeno disuelto en el afluente oscilaron entre 0.1 y 0.9 mg/L. Por otro lado, en el efluente, estos niveles estuvieron dentro del rango de 0.1 a 2.2 mg/L para el humedal con anturios sin invernadero. Estos valores varían significativamente con los encontrados en esta investigación, donde el oxígeno disuelto promedio en la salida del humedal fue de 4.13 mg/L.

No obstante, es importante destacar que, a pesar de las menores concentraciones de oxígeno disuelto a la salida del humedal en comparación con las otras etapas (4.13 mg/L en MHS), el uso de vegetación dentro del humedal significó un incremento representativo del oxígeno disuelto en la salida, en comparación con la entrada. Según lo expuesto por Sandoval et al. (2019), el aumento en la eliminación de contaminantes en sistemas con vegetación viene dado por el mayor aporte de oxígeno en la rizosfera, proporcionado por las raíces de las plantas.

Por lo tanto, aunque los niveles de oxígeno disuelto son ligeramente menores, el sistema de humedal con anturios e invernadero podría estar beneficiándose de este aporte de oxígeno por parte de la vegetación.

d. Comparación del oxígeno disuelto entre las diferentes etapas de estudio; humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios e invernadero

Los resultados indican que el sistema de humedal que incluye anturios y un invernadero podría enfrentar desafíos relacionados con la oxigenación del agua. Según los datos, se observó una disminución en los niveles de oxígeno disuelto tras la instalación del invernadero y, posteriormente, con la incorporación de los anturios. Este fenómeno puede explicarse por el hecho de que el invernadero, al estar cerrado, limita la circulación del aire, lo que reduce la oxigenación natural del agua. Además, las plantas dentro del invernadero podrían no recibir el aire fresco necesario para realizar la fotosíntesis de manera eficiente, lo que también podría contribuir a una menor producción de oxígeno.

Según Białowiec et al. (2019), el aumento del oxígeno disuelto en los humedales artificiales que cuentan con vegetación se debe principalmente a la fotosíntesis que realizan las plantas. Estas transfieren el oxígeno al agua, especialmente bajo condiciones de alta luminosidad. Además, las plantas facilitan la transferencia de oxígeno a través de sus tejidos y raíces, lo cual beneficia la actividad de microorganismos aeróbicos, ayudando a reducir los contaminantes (El Barkaoui et al., 2023). En la Figura 14 se puede observar cómo varía el oxígeno disuelto de acuerdo con cada monitoreo realizado, de igual manera se evidencia que los valores más altos corresponden a la salida del humedal (MHS).

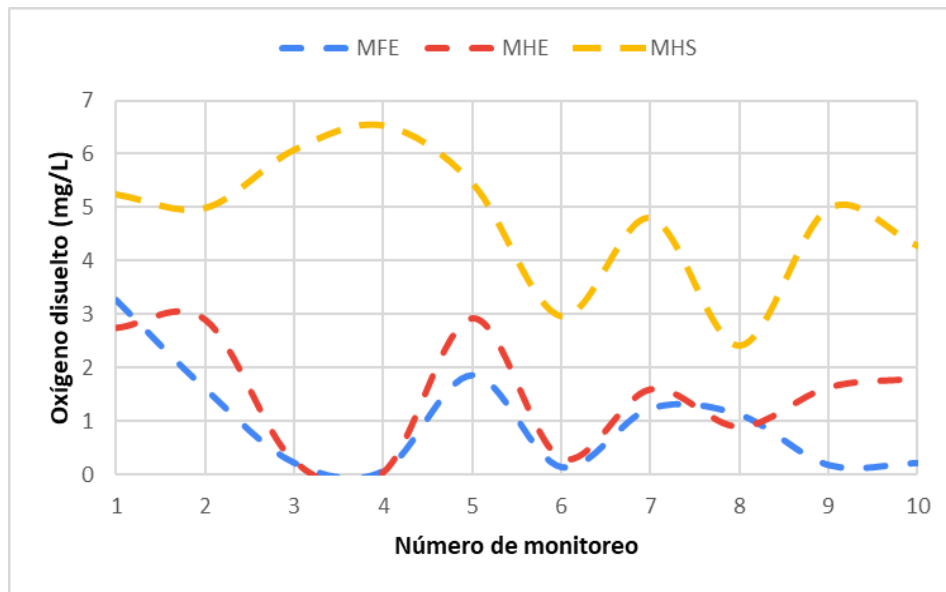


Figura 16. Variación del oxígeno disuelto a lo largo del periodo de estudio. Humedal sin invernadero del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.

e. Análisis estadístico

El análisis de los niveles de oxígeno disuelto en la salida de los diferentes sistemas de humedal (sin invernadero, con invernadero y con anturios bajo invernadero) en el punto MHS, revela que los datos siguen una distribución normal, lo cual se comprobó mediante la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk. Al comparar las medias de estos tres sistemas, se observan algunas variaciones, con un valor de 5.45 mg/L para el humedal sin invernadero, 4.99 mg/L para el humedal con invernadero y 4.13 mg/L para el humedal con anturios bajo invernadero. Sin embargo, la prueba paramétrica ANOVA realizada arrojó un valor-p de 0.4269 (véase Anexo J), determinando que no existen diferencias estadísticamente significativas entre los grupos analizados, lo cual puede verse reflejado en la Figura 17.

Estos resultados sugieren que, si bien el tratamiento sin invernadero presenta la media más alta de oxígeno disuelto, el uso de vegetación en los sistemas de humedal, como en el caso del humedal con anturios bajo invernadero, también representó un incremento en las concentraciones de este parámetro en comparación con el humedal con invernadero sin vegetación.

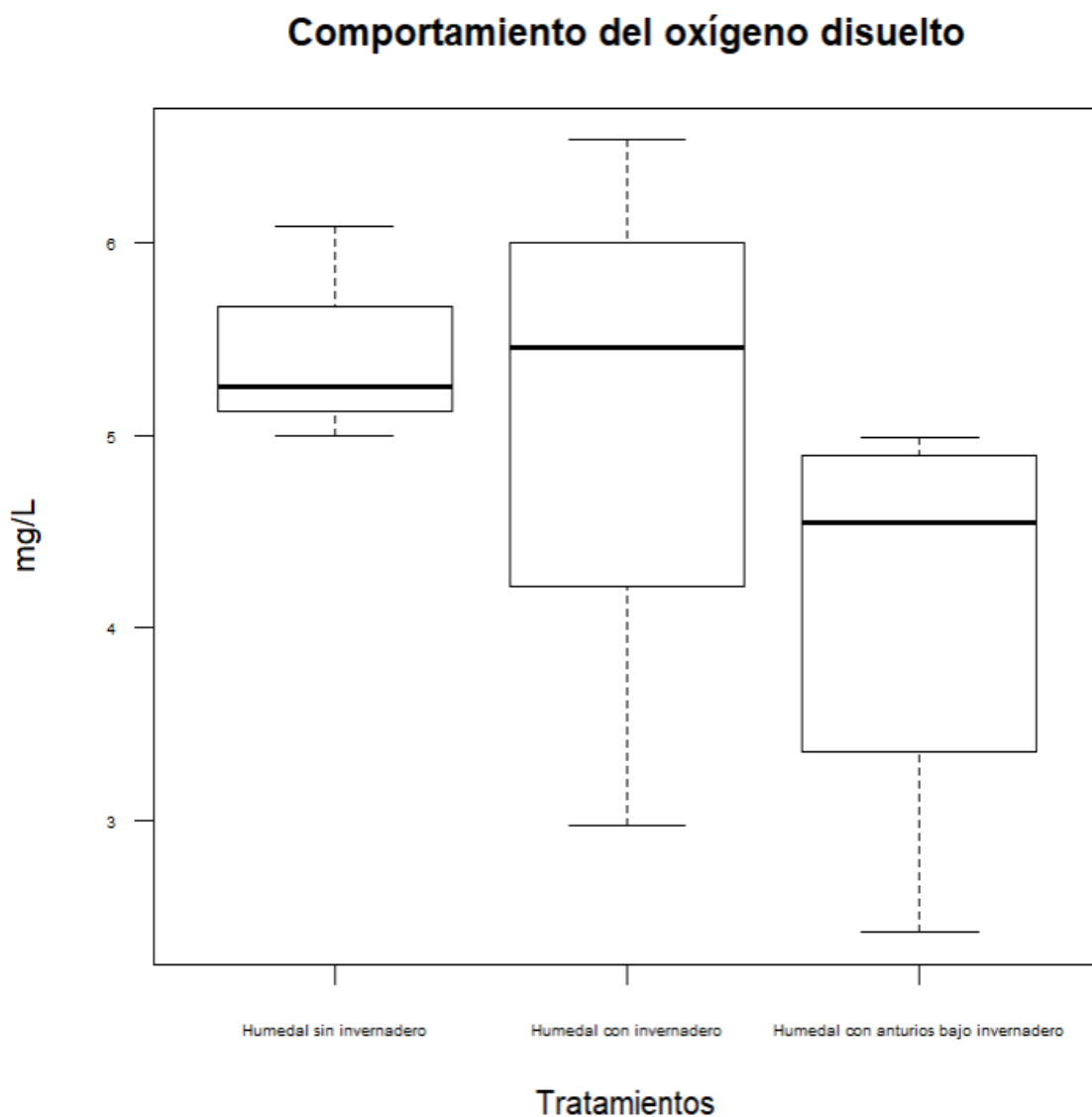


Figura 17. Comparación del oxígeno disuelto en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.

4.2.4. Turbidez

La Tabla 11 muestra los promedios de turbidez registrados en los diferentes puntos de muestreo y etapas del estudio. De manera general, se puede observar una notable reducción de la turbidez a lo largo del tratamiento en los distintos sistemas de humedal. Al comparar los valores de turbidez entre la entrada y la salida de los humedales, se evidencia una disminución significativa de este parámetro. Específicamente, las concentraciones más bajas de turbidez se encuentran a la salida (MHS) del humedal con anturios e invernadero.

Estos resultados indican que el sistema de humedal con anturios e invernadero ha sido efectivo en la remoción de material particulado y sólidos en suspensión, logrando reducir notablemente la turbidez del agua a la salida del tratamiento.

Tabla 11. Variación de la turbidez en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero. Análisis de medias y desviaciones.

Etapa	Humedal sin invernadero			Humedal con invernadero			Humedal con anturios e invernadero		
	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS
Punto									
Promedio	148.00	128.00	24.33	146.33	169.67	20.67	127.25	84.90	19.88
Desv. Estándar	10.58	15.72	4.04	6.66	39.27	5.69	16.68	26.13	4.94
Máx	160.00	139.00	28.00	152.00	206.00	27.00	150.00	117.00	23.00
Min	140.00	110.00	20.00	139.00	128.00	16.00	111.00	53.00	12.50
Remoción (%)	80.99			87.81			76.58		

El porcentaje de remoción representa la relación entre las concentraciones de MHE y MHS en cada una de las etapas.

a. Humedal sin invernadero

Los resultados obtenidos en la etapa del humedal sin invernadero muestran una gran reducción de la turbidez en la salida del humedal (MHS) en comparación con la entrada (MFE). En el punto de entrada (MFE), se observa una mayor variabilidad en los datos, es decir, una mayor desviación de los valores, mientras que en la salida (MHS) la turbidez presenta una menor variabilidad (± 4.04). El promedio de turbidez a la salida del humedal (MHS) es de 24.33 NTU, siendo este el valor más alto en comparación con las otras etapas del tratamiento. Incluso, se llegaron a registrar valores de hasta 28 NTU en este punto.

A pesar de estos valores relativamente altos en la salida del humedal sin invernadero, es importante destacar que se observa una disminución significativa de la turbidez a lo largo del paso del agua residual por el sistema de humedal alcanzando una eficiencia de remoción del 80.99%. Esto sugiere que los procesos de sedimentación, filtración y adsorción que ocurren en este tipo de sistemas de tratamiento han sido eficientes en la reducción de la turbiedad del agua que ingresa al humedal. Para Gomes et al. (2024), la turbidez se encuentra estrechamente relacionada con la presencia de sólidos suspendidos totales y disueltos en el efluente.

b. Humedal con invernadero

En el caso del humedal con invernadero, los resultados demuestran una alta eficiencia en la remoción de turbidez. Específicamente, se alcanzó una eficiencia del 87.81%, siendo la mayor en comparación con las otras etapas del tratamiento.

Al analizar los valores de turbidez a lo largo del sistema, se observa que la concentración promedio a la entrada de la fosa séptica (MFE) fue de 146.3 NTU. Posteriormente, en la entrada del humedal (MHE), el valor promedio se incrementó a 169.67 NTU, posiblemente debido a la resuspensión de sólidos en el sistema. Según Tomperi et al. (2020), ni la temperatura ni el pH afectan directamente los niveles de turbidez.

Sin embargo, a la salida del humedal (MHS), se registró un promedio de turbidez de solo 20.67 NTU, lo que demuestra una notable reducción de este parámetro a lo largo del tratamiento en el humedal con invernadero. Estos valores son similares a los obtenidos por Alves Sanchez et al. (2018) en un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal sin vegetación, donde el efluente presentó una turbidez promedio de 20 NTU y una eficiencia de remoción del 68%. El autor argumenta que esta disminución se debe principalmente a la remoción de sólidos suspendidos mediante procesos de adsorción y sedimentación.

Es importante destacar que la mayor variabilidad de los datos se presentó en el punto de entrada del humedal (MHE), con una desviación estándar de ± 39.27 . En este punto, se registraron incluso valores máximos de 206.00 NTU, siendo el más alto en comparación con las otras etapas del estudio.

c. Humedal con anturios e invernadero

Los resultados obtenidos en el sistema de humedal con anturios e invernadero muestran un desempeño destacado en la remoción de turbidez. En la entrada de la fosa (MFE), se registró un valor promedio de 127.25 NTU. Posteriormente, en la entrada del humedal (MHE), este valor disminuyó a 84.90 NTU. Finalmente, a la salida del humedal (MHS), se alcanzó un valor promedio de solo 19.88 NTU, siendo este el valor más bajo en comparación con las otras etapas. Asimismo, en este punto de salida se llegó a medir un valor mínimo de 12.50 NTU. Es importante señalar que la mayor variabilidad de los datos se presentó en el punto de entrada del humedal (MHE), con una desviación estándar de ± 26.13 . Esto indica que en este punto se registraron valores de turbidez con una mayor dispersión en relación con el promedio.

En términos de eficiencia de remoción, el sistema de humedal con anturios e invernadero logró una reducción considerable de la turbidez, alcanzando un porcentaje de remoción del 76.58% a la salida del humedal. Este resultado es similar al reportado por Kasenene et al. (2021), quienes encontraron eficiencias de remoción de turbidez entre el 79% y 95% en un sistema de tratamiento compuesto por un tanque de sedimentación, decantadores de placas inclinadas (IPS) conectado a un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH) sin invernadero, plantado con *Cyperus alternifolius* (paragüitas). Esto indica que el humedal con anturios e invernadero es muy eficiente en la remoción de turbidez y los resultados obtenidos son comparables a otros sistemas que tienen sistemas más complejos

d. Comparación de la turbiedad entre las diferentes etapas de estudio; humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios e invernadero

A lo largo de los monitoreos realizados, la turbiedad se mantuvo constante sobre todo a la entrada de la fosa y a la salida del humedal, no siendo el caso en lo que respecta a la entrada del humedal, en donde se puede observar según la Figura 18, que existen tanto incrementos como decaimientos que resaltan en los monitoreos 6 y 7 referente a la etapa de humedal con invernadero. Para Benjumea Hoyos et al. (2024), la turbiedad tiene una relación directa con el tiempo de retención de los humedales (TRH), en donde un TRH mayor promedia una mejor eficiencia de tratamiento.

En la investigación realizada por Torres et al. (2018), se observa que el grado de turbidez de las aguas tratadas mediante el humedal artificial presenta una reducción del 77%. Esta disminución se evidenció claramente en la transparencia del efluente en comparación con el afluente, atribuida principalmente a las propiedades de adsorción de las plantas utilizadas en el humedal, utilizando como vegetación las especies *Cyperus papyrus* (papiro) y *Phragmites australis* (carrizo). Plantas con raíces fibrosas como el anturio, aportan mayor superficie para la retención de partículas lo que influye en la reducción de la turbidez (El Barkaoui et al., 2023; Hernandez, 2004).

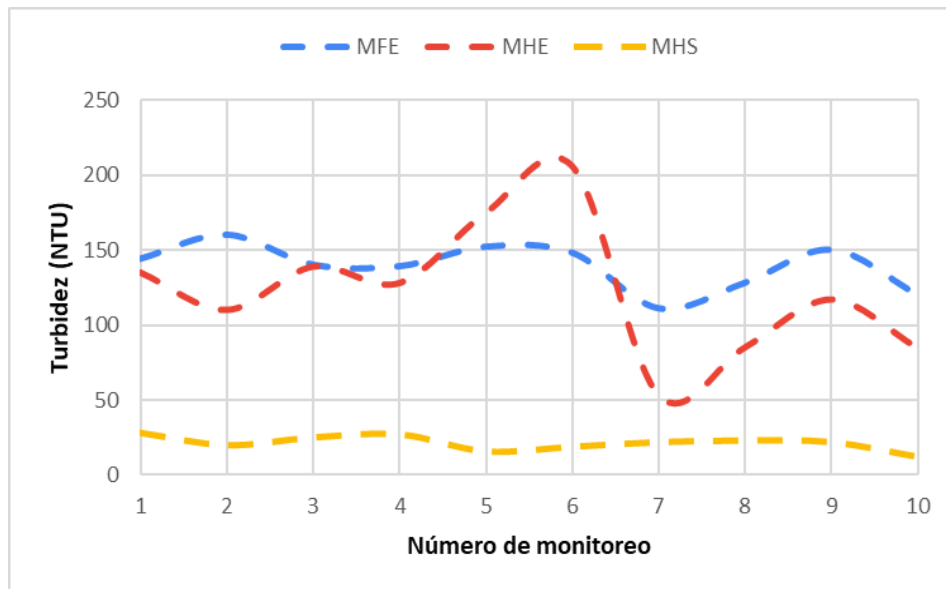


Figura 18. Variación de la turbidez a lo largo del periodo de estudio. Humedal sin invernadero del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.

e. Análisis estadístico

Con el análisis de resultados de turbiedad a la salida del humedal (MHS), comparando las tres etapas de estudios, se pudo demostrar mediante la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, que los datos no siguen una distribución normal en el caso del tratamiento de humedal con anturios e invernadero, por lo que se aplicó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, lo cual arrojó un valor-p de 0.453 (véase Anexo K) demostrando que no existen diferencias significativas entre las etapas respecto a los niveles de turbiedad. Las medianas de turbiedad observadas fueron de 25 NTU para el tratamiento sin invernadero, 19 NTU para el tratamiento con invernadero y 22 NTU para las condiciones de humedal con anturios bajo invernadero, estos valores son menores a los obtenidos por Gomes et al. (2024) para HAFSSH que tratan agua de escorrentía de mina que fueron sembrados con *Typha domingensis* (torora). En su estudio, reportaron valores de 45 NTU para los humedales con vegetación y 233 NTU para los humedales sin vegetación.

Esto implica que, según los datos analizados, los tratamientos "humedal sin invernadero", "humedal con invernadero" y "humedal con anturios e invernadero" no presentan variaciones significativas en las concentraciones de turbiedad medidas en las tres etapas, esto se ve demostrado en la Figura 19.

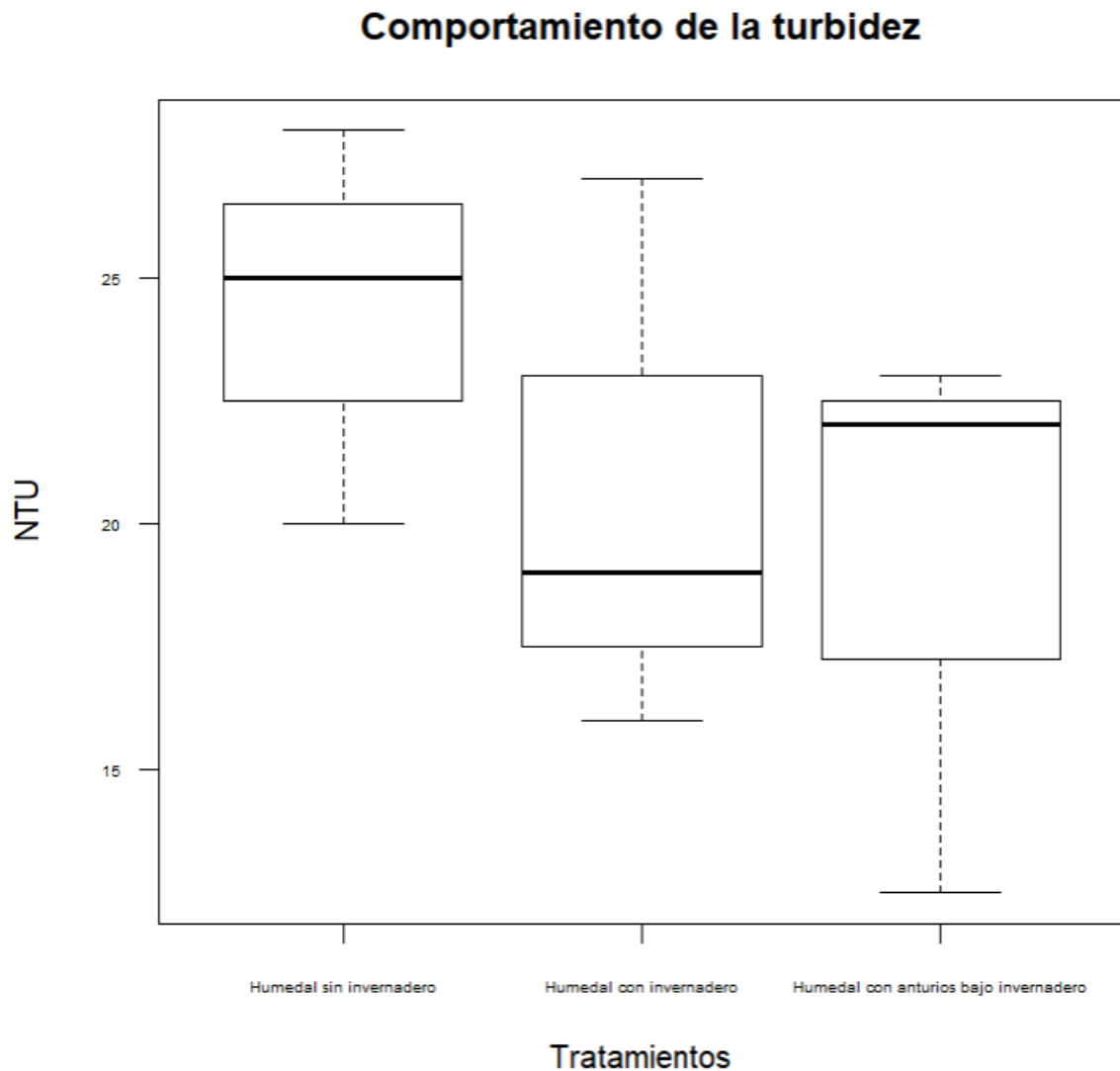


Figura 19. Comparación de la turbidez en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.

4.2.5. Coliformes fecales

La concentración de coliformes fecales se mantuvo por encima de 2400 NMP/ml a lo largo de todos los monitoreos realizados en las diferentes etapas de tratamiento: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo condiciones de invernadero, esto puede verse detallado en la Figura 20. Aunque Yang et al. (2024), indica que los sistemas de humedales de múltiples etapas son los más eficaces, y en términos generales, la capacidad de eliminación de los humedales de flujo subterráneo supera a la de los humedales de flujo superficial, los resultados encontrados no sugieren una capacidad de remoción eficiente de coliformes. Estudios como el de Nani et al. (2024), en donde se utiliza

humedales construidos de flujo subterráneo horizontal (HAFSSH) para el tratamiento de aguas residuales, obtuvieron resultado un 60% de remoción de coliformes fecales.

Según Thakur et al. (2023), en un humedal subsuperficial de flujo vertical, con un correcto diseño y funcionamiento, puede llegar a la eliminación de un 90% de patógenos. Sin embargo, un sistema de flujo horizontal puede tener resultados aún más eficientes. Esta persistencia en la alta concentración puede atribuirse a varios factores. En primer lugar, las condiciones ambientales dentro de los humedales artificiales pueden no ser óptimas para la eliminación de coliformes, afectadas por variables como la temperatura y el pH.

Además, la competencia con otros microorganismos presentes en el sistema puede limitar la reducción de coliformes fecales. Otro aspecto a considerar es el tiempo de retención del agua, si este es insuficiente no se logra un contacto adecuado entre los coliformes y los agentes de tratamiento, como las plantas y los microorganismos del suelo.

En este caso no sería posible realizar un análisis estadístico comparativo entre los 3 tratamientos, debido a que las concentraciones de coliformes fecales son las mismas en los 3 casos, ya que, al tener valores idénticos para el parámetro analizado (coliformes fecales) en las tres etapas, no existirían diferencias estadísticamente significativas entre ellos. Cualquier prueba estadística, como un ANOVA o una prueba t, arrojaría resultados que no serían concluyentes, ya que no habría variabilidad entre los grupos a comparar.

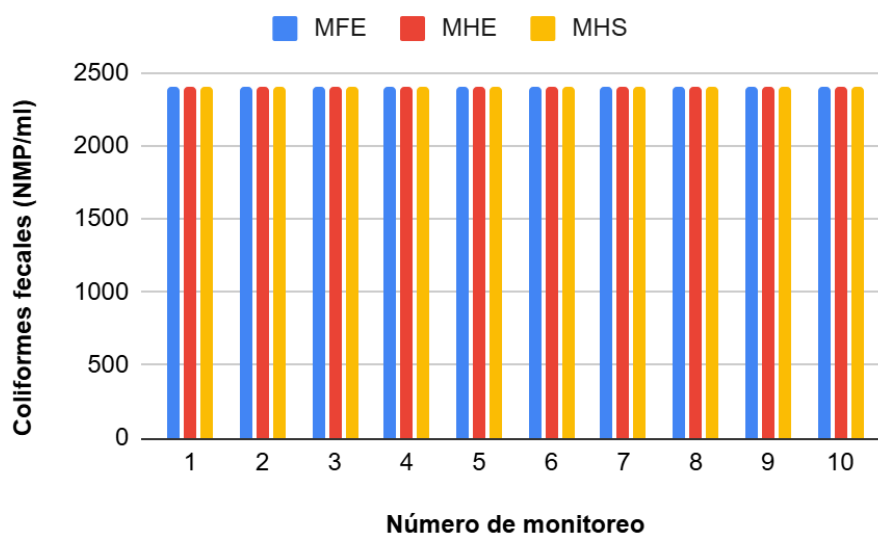


Figura 20. Variación de los coliformes fecales a lo largo del periodo de estudio. Humedal sin invernadero del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.

4.3. Remoción de contaminantes

4.3.1. Sólidos Suspendidos

El comportamiento de los sólidos suspendidos muestra una reducción a lo largo de los diferentes puntos de muestreo, lo cual se puede observar en la Tabla 12. En dicha tabla se analizaron los promedios de concentración de sólidos suspendidos, así como el porcentaje de eficiencia de remoción evaluado en los distintos puntos de muestreo. Esto indica que el proceso de tratamiento implementado ha sido efectivo para reducir progresivamente los niveles de sólidos suspendidos a medida que el agua residual avanza por las diferentes etapas del sistema.

Tabla 12. Variación de los sólidos suspendidos en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero. Análisis de medias y desviaciones.

Etapa	Humedal sin invernadero			Humedal con invernadero			Humedal con anturios e invernadero			
	Punto	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS
Promedio (mg/L)		120.00	173.33	86.67	167.67	130.66	89.33	187.00	123.25	37.00
Desv. Estándar		10.00	5.77	11.55	62.98	58.40	13.28	56.10	54.64	18.04
Remoción (%)		50.00			25.29			69.98		

El porcentaje de remoción representa la relación entre las concentraciones de MHE y MHS en cada una de las etapas.

a. Humedal sin invernadero

Durante esta etapa se observó que el promedio de la concentración de sólidos suspendidos en la entrada a la fosa (MFE), fue de 120 mg/L y seguido a esto se obtuvieron valores mayores en la entrada al humedal (MHE) igual a 173.33 mg/L, esto puede atribuirse a la acumulación de sólidos grandes en la entrada al humedal. Mahon et al. (2022) señala que las fosas sépticas, cuando están en pleno funcionamiento, pueden reducir hasta un 80% de los sólidos suspendidos mediante digestión anaeróbica. En la zona de la salida del humedal, la eficiencia

de remoción aumenta un 50% respecto al punto anterior. Este resultado contrasta con el obtenido por Marín-Muñiz et al. (2022), quienes reportaron una remoción del 20% en un sistema HAFSSH con un lecho de tapas de plástico sin vegetación.

b. Humedal con invernadero

Respecto a los datos obtenidos en la etapa de humedal con invernadero, estos fueron los que presentaron una mayor variabilidad. El promedio de la concentración de sólidos suspendidos a la salida del humedal fue de 89.33 mg/L, siendo similar al del humedal sin invernadero. Las desviaciones estándar calculadas fueron de ± 62.98 para el caso de MFE, ± 58.40 para MHE y ± 13.28 en el punto MHS. Estos resultados indican que para los dos primeros puntos de muestreo (MFE y MHE), los valores se mantuvieron bastante alejados del promedio, reflejando una mayor dispersión de los datos en comparación con el punto MHS. Esta mayor variabilidad observada en MFE y MHE podría deberse a factores como fluctuaciones en las condiciones operativas, heterogeneidad en la alimentación del humedal o posibles interferencias durante el muestreo y análisis (Romero, 2010).

c. Humedal con anturios e invernadero

A lo largo del estudio del humedal con anturios e invernadero, los resultados mostraron diferentes promedios. Para el punto MFE, el promedio fue de 187.00 mg/L, para MHE fue de 123.25 mg/L, mientras que para MHS fue de 37.00 mg/L. En este caso, el punto MFE registró la concentración más alta respecto a las otras etapas, mientras que el MHS presentó la menor concentración.

Esto se reflejó en el porcentaje de eficiencia de remoción, que llegó a ser del 69.98% respecto a la reducción de sólidos suspendidos en el humedal. Este porcentaje de eficiencia difiere de estudios como el de Marzec et al. (2024), donde obtuvieron una concentración promedio de sólidos suspendidos en el efluente descargado de 12.08 mg/L, aplicando un sistema de humedales artificiales híbridos para el tratamiento de aguas residuales plantados con *miscanthus gigante* y sauce, logrando eficiencias de remoción superiores al 90%.

Sin embargo, los resultados llegaron a ser similares a los alcanzados por Marín-Muñiz et al. (2022), donde se obtuvo una eficiencia de hasta el 70% en humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH) con *Canna hybrids* (achira) y *Typha sp* (totora). No obstante, en estos casos no se utilizaron invernaderos estructurados sobre el humedal.

d. Comparación entre las diferentes etapas de estudio; humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios e invernadero

En la Figura 21, se puede observar el comportamiento de los sólidos suspendidos a lo largo del sistema de tratamiento. Se reflejan mayores valores en la entrada de la fosa séptica y entrada al humedal. En el caso de la salida del humedal (punto MHS), los sólidos suspendidos se reducen considerablemente. De hecho, en los últimos monitoreos, donde se tuvo presencia de vegetación, la concentración de sólidos suspendidos fue la más baja.

Al comparar las concentraciones obtenidas a la salida del humedal (MHS) en las tres diferentes etapas, se observaron valores de 86.67 mg/L, 93.67 mg/L y 37.00 mg/L, respectivamente. De acuerdo a los límites permisibles para descarga de agua residual a un cuerpo de agua dulce según el TULSMA, estos valores no superan el límite de 130 mg/L (véase Anexo C). Respecto a la etapa con una mejor eficiencia de remoción se toma al humedal artificial con anturios bajo invernadero el cual fue capaz de eliminar un 69.98% de los sólidos suspendidos, con una dispersión media de los resultados.

Estudios realizados como el de Sandoval et al. (2019), muestran que el uso de plantas ornamentales en humedales artificiales, puede llegar a reducir la concentración de los sólidos suspendidos en un 60 al 80%. Esta reducción de contaminación no solo puede atribuirse a la presencia de vegetación, sino también a otros factores, como el medio filtrante o parámetros operacionales, relacionados directamente con la eliminación de contaminantes.

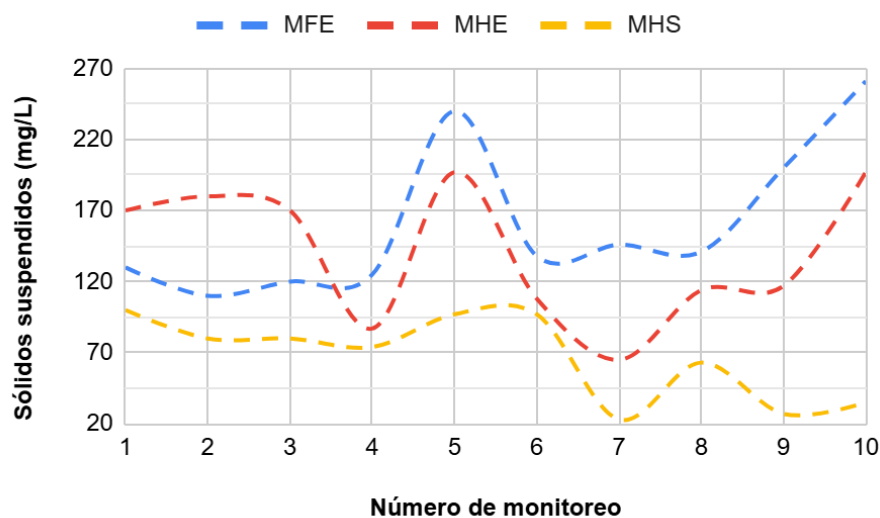


Figura 21. Variación de los sólidos suspendidos a lo largo del periodo de estudio. Humedal sin invernadero del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.

e. Análisis estadístico

Los resultados de normalidad de los datos, aplicando la prueba de Shapiro-Wilk, determinaron que los datos no son normales. Por lo tanto, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, la cual arrojó un valor de p igual a 0.036 (Anexo L), siendo este menor a 0.05. Esto indica que existen diferencias significativas entre los tratamientos. Para identificar cuáles son los grupos con mayor diferencia, se aplicó el test de Dunn, que verificó una gran diferencia entre el humedal sin invernadero y el humedal con anturios bajo invernadero. Sin embargo, en la comparación entre el humedal con invernadero y el humedal sin invernadero, no se encontraron diferencias significativas. Estos resultados se pueden ver reflejados en la Figura 22.

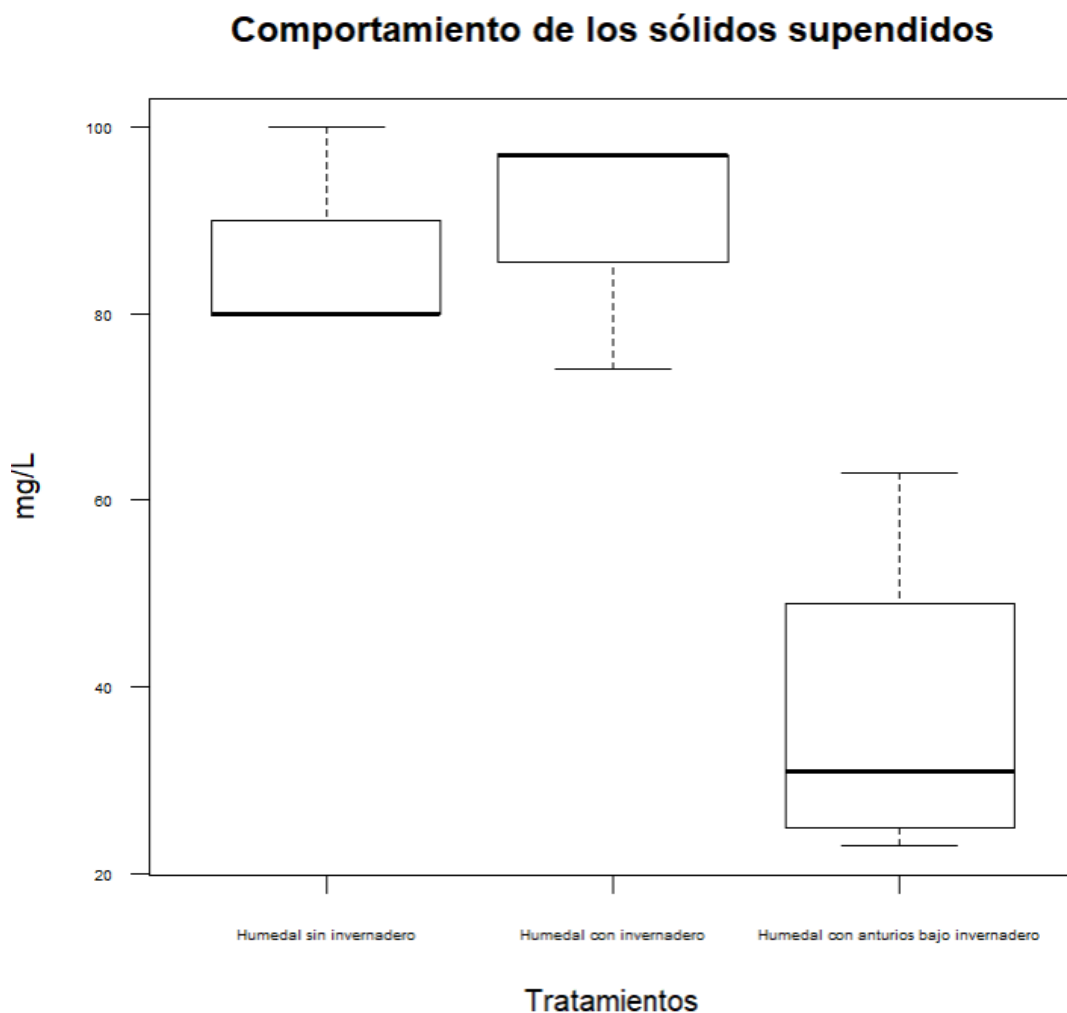


Figura 22. Comparación de los sólidos suspendidos en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.

- **Comparación de los sólidos suspendidos en las condiciones de humedal artificial con invernadero y sin invernadero (sin presencia de vegetación)**

Para el análisis de los sólidos suspendidos se evaluó el porcentaje de eficiencia a la salida del humedal, comparando las dos etapas. La comparación de las medias de eficiencia de remoción de sólidos suspendidos, indica que el humedal sin invernadero presenta una eficiencia del 49,89%, mientras que el humedal con invernadero muestra una eficiencia menor, del 25.29%, esto se detalla en la Figura 23. Este resultado discrepa del obtenido por Parde et al. (2021), un HAFSSH sin vegetación ni invernadero tiene un 78.5% de remoción de sólidos suspendidos. Con estos resultados se puede diferenciar, que el sistema sin invernadero es más efectivo en la eliminación de sólidos suspendidos en comparación con el sistema con invernadero.

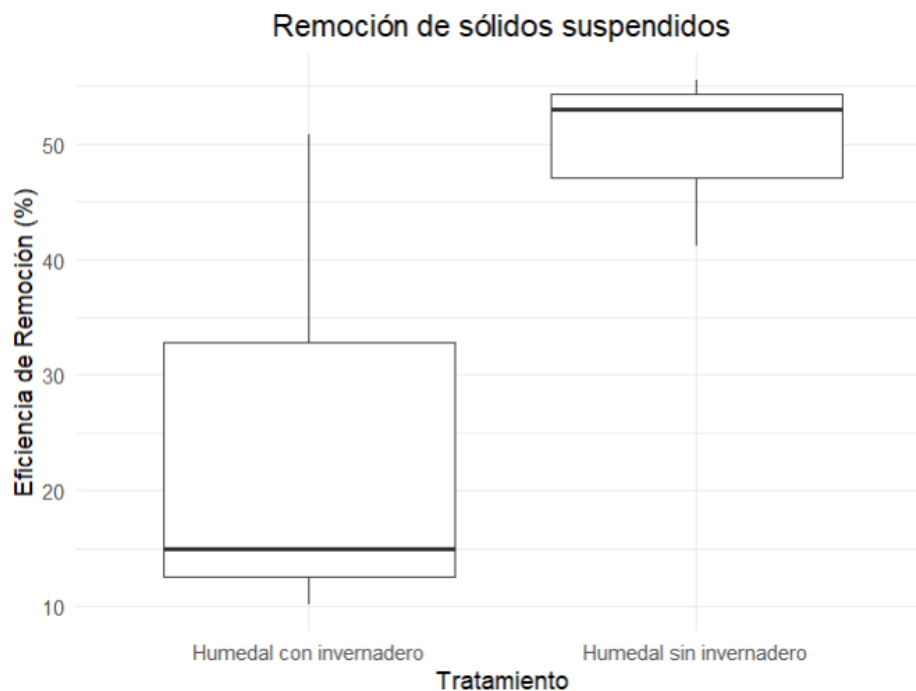


Figura 23. Eficiencia de remoción (%) de los sólidos suspendidos en condiciones de humedal artificial con invernadero y sin invernadero (sin presencia de vegetación).

- **Comparación de los sólidos suspendidos en condiciones de humedal artificial con anturios, estructurados bajo invernadero y sin invernadero**

Para comparar las etapas del humedal con anturios en invernadero y sin invernadero, se utilizaron los resultados de eficiencia a la salida del humedal (MHS). En el caso del humedal

con anturios sin invernadero, los se tomaron del estudio de Caraguay Palacios y Plaza León (2023), también referidos a la salida del humedal (véase Anexo M).

Respecto a la media de remoción en el caso de los anturios en humedal sin invernadero fue de 80.25%, a la vez que en para los anturios en el humedal con invernadero fue de 69.98%, según se demuestra en la Figura 24, en donde se puede observar cierto margen de diferencia respecto a la eficiencia de remoción entre las dos etapas. El resultado del humedal sin invernadero se acerca más a los valores obtenidos por Varma et al. (2021), donde se encontraron remociones del 91% para HAFSSH que trata agua residual doméstica y a las de Costa et al. (2022), con eficiencia de remoción del 97% para un HAFSSH sembrada con *Zantedeschia aethiopica* (lirio de agua) el cual está conectado a una fosa séptica.

Esta diferencia entre las medias evalúa que el humedal sin invernadero es más efectivo en la remoción de sólidos suspendidos en comparación con el humedal con invernadero, esto puede deberse al tiempo de funcionamiento del humedal; con el tiempo el lecho filtrante se satura reduciendo su efectividad (Gomes et al., 2024; El Barkaoui et al., 2023).

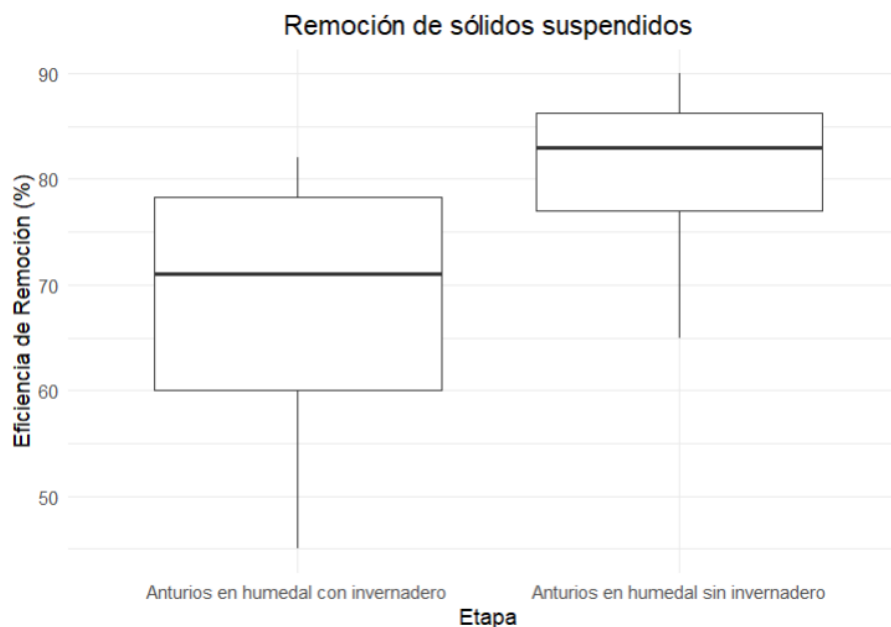


Figura 24. Eficiencia de remoción (%) de los sólidos suspendidos en condiciones de anturios en humedal con invernadero y sin invernadero.

4.3.2. Demanda Bioquímica de Oxígeno

Los porcentajes de remoción de DBO_5 variaron en cada una de las etapas, como se muestra en la Tabla 13. En esta tabla también se indican los promedios de concentración para cada punto de muestreo (MFE, MHE, MHS), diferenciados en las tres etapas evaluadas. Además,

se proporciona información sobre la desviación de los datos y su distancia con respecto al promedio.

Tabla 13. Variación de la DBO₅ en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero. Análisis de medias y desviaciones.

Etapa	Humedal sin invernadero			Humedal con invernadero			Humedal con anturios e invernadero			
	Punto	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS
Promedio (mg/L)		94.03	67.59	17.13	109.20	92.45	13.50	113.08	49.91	24.54
Desv. Estándar		12.99	15.39	2.80	18.70	29.27	10.91	13.35	19.66	12.77
Remoción (%)		72.96			86.63			52.25		

El porcentaje de remoción representa la relación entre las concentraciones de MHE y MHS en cada una de las etapas.

a. Humedal sin invernadero

En la etapa de humedal sin invernadero se encontró que, la DBO₅ en la salida de la fosa séptica (MHE) alcanzó un valor de 67.59 mg/L. En tanto, a la salida del humedal, se registró un promedio de concentración de 17.13 mg/L siendo la menor alcanzada en todo el proceso, representando una eficiencia de remoción del 72.96%. Las desviaciones estándar indican que hubo una mayor variabilidad en la entrada al humedal MHE, con un valor de ± 15.39. La eliminación de DBO₅ se genera principalmente por procesos de sedimentación y la actividad microbiana aerobia, que descomponen la materia orgánica en condiciones oxigenadas, favoreciendo así la reducción de contaminantes en el agua (Werkneh, 2024).

La remoción obtenida es levemente mayor que la presentada por Jamwal et al. (2021) en un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH) conectado a una fosa séptica que trata agua residual doméstica. En dicho estudio, la eficiencia de remoción fue del 61%. Cabe recalcar que, en el estudio anterior, la concentración de DBO₅ del afluente era mayor.

b. Humedal con invernadero

Los resultados del humedal con invernadero presentaron una marcada reducción en las concentraciones promedio de contaminantes a medida que el agua residual avanzaba en el sistema. En el punto de entrada a la fosa séptica (MFE), se registró un promedio de 109.20 mg/L con una desviación estándar de ± 18.70, lo que refleja cierta variabilidad en las

mediciones iniciales. En el punto intermedio (MHE), la concentración disminuyó a 92.45 mg/L, logrando una remoción del 15.33%. Finalmente, en el punto de salida (MHS), el promedio cayó drásticamente a 13.50 mg/L, con una remoción acumulada del 86.63%, siendo la mayor a diferencia de las otras etapas. La desviación estándar más alta en el punto MHE (29.27) indica mayor variabilidad en esta etapa, mientras que en el punto MHS, la desviación estándar fue menor (± 10.91), reflejando mayor consistencia en los datos.

Estos resultados subrayan la efectividad del humedal con invernadero, que podría estar beneficiándose de condiciones controladas que favorecen los procesos de eliminación de materia orgánica y nutrientes.

c. Humedal con anturios e invernadero

Al evaluar la etapa de humedal con anturios e invernadero, se observó que el punto MFE presentó la mayor concentración de DBO_5 en comparación con las otras etapas, alcanzando un valor de 113.08 mg/L. En contraste, el punto MHE registró una concentración de 49.91 mg/L y el MHS de 24.54 mg/L. Esto resultó en un porcentaje de remoción del 52.52%, lo que lo convierte en la menos eficiente en relación con las otras etapas. Además, los datos mostraron cierta desviación estándar, indicando que los valores son más variables en el punto MHE. La reducción en la remoción puede darse por el incremento de la concentración del afluente, mayor presencia de materia orgánica y menor actividad microbiana (Ramírez Arbieta y Alva Huapaya, 2024; Matolisi et al., 2024). Los resultados obtenidos son comparables a los del estudio de Ozalde (2016), quien utilizó humedales subsuperficiales en los que se sembraron *Anthurium andreanum* (anturios) y *Zantedeschia aethiopica* (lirio de agua) esto bajo invernadero. En su investigación, reportó que la concentración promedio para el afluente fue de 45.17 mg/L, mientras que para el efluente se registró una concentración de 26.17 mg/L.

d. Comparación de la DBO_5 entre las diferentes etapas de estudio; humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios e invernadero

Según los resultados presentados en la Figura 25, se evidencia la disminución de DBO_5 en las etapas de estudio, estos resultados se asemejan en concentración y eficiencia de remoción a los presentados por Caraguay Palacios y Plaza León (2023). Para todos los casos la disminución de DBO_5 es más significativa en la salida del humedal, respecto a la entrada del humedal. Tomando en cuenta la reducción en el último punto de monitoreo correspondiente al MHS, el humedal solamente con el invernadero instalado tuvo mayor remoción con un porcentaje de 86.63%, siendo superior a la eficiencia del humedal sin invernadero y que el humedal con plantas en invernadero. La eficiencia promedio de remoción

de DBO_5 en el humedal fue comparable al estudio realizado por Singh et al. (2022), que oscilan entre el 75% y el 95% y al estudio de Zurita et al. (2006) donde la remoción varía entre 67% y 82%.

Monsalve Camacho et al. (2021) indica que la mayor eficiencia en el caso del humedal sin invernadero de su estudio podría deberse a la adición de plantas con sustrato de coco, que contienen una alta cantidad de carbono, lo que podría haber influido en la eficiencia del proceso.

La concentración promedio de DBO_5 a la salida del humedal en el presente estudio varió entre las tres etapas evaluadas. Para el humedal sin invernadero, se registró un valor de 17.13 mg/L, en el humedal con invernadero, la concentración fue de 13.50 mg/L, y en la etapa del humedal con anturios e invernadero, alcanzó 24.54 mg/L. Según Abdelhakeem et al. (2016), existe una mayor eficiencia para la eliminación de DQO y DBO en los humedales bajo invernadero con vegetación, respecto los lechos sin plantar, ya que las plantas pueden oxigenar los lechos a un nivel que favorece la degradación aeróbica de la carga orgánica en las aguas residuales. Además, la vegetación proporciona un sustrato (raíces, tallos y hojas) sobre el cual los microorganismos pueden crecer y descomponer las moléculas orgánicas.

Al comparar estos resultados con el límite máximo permisible de 100 mg/L para la descarga de aguas residuales en cuerpos de agua dulce, según la normativa TULSMA, se concluye que en todos los casos se están cumpliendo las regulaciones vigentes.

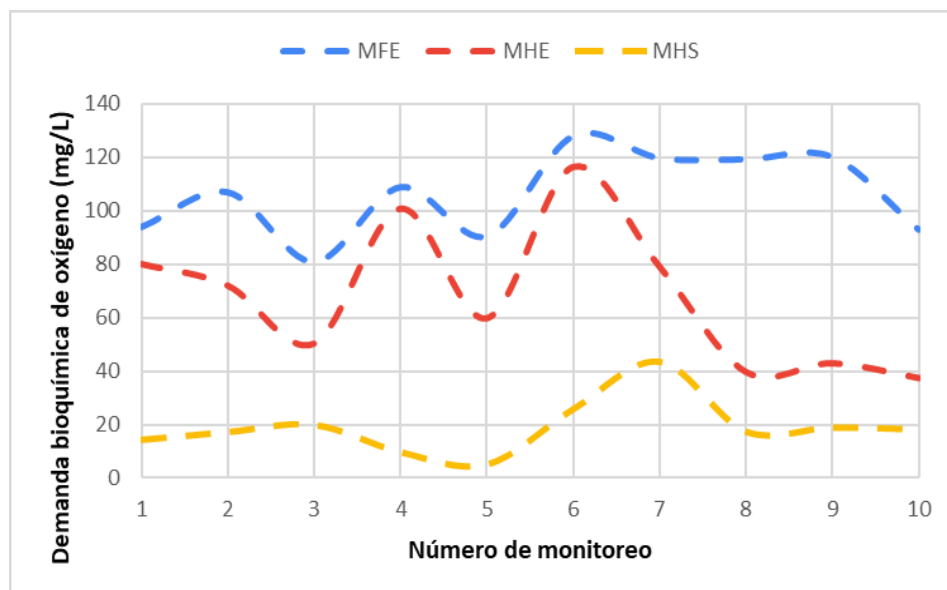


Figura 25. Variación de la DBO_5 a lo largo del periodo de estudio. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.

e. Análisis estadístico

El análisis de los resultado de las concentración de DBO_5 a la salida del humedal, determinó luego de aplicar la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, que los datos no seguían una distribución normal. Por ello, se utilizó el test de Kruskal-Wallis, el cual arrojó un valor de p igual a 0.406 (véase Anexo N), mayor a 0.05, lo que indicó que no existían diferencias estadísticamente significativas entre las etapas de tratamiento. Lo que demuestra que las concentración de DBO_5 , no tuvieron variaciones considerables respecto a las 3 etapas de tratamiento, sino más bien que se ubicaron en valores próximos entre sí. Los resultados fueron descritos en la Figura 26.

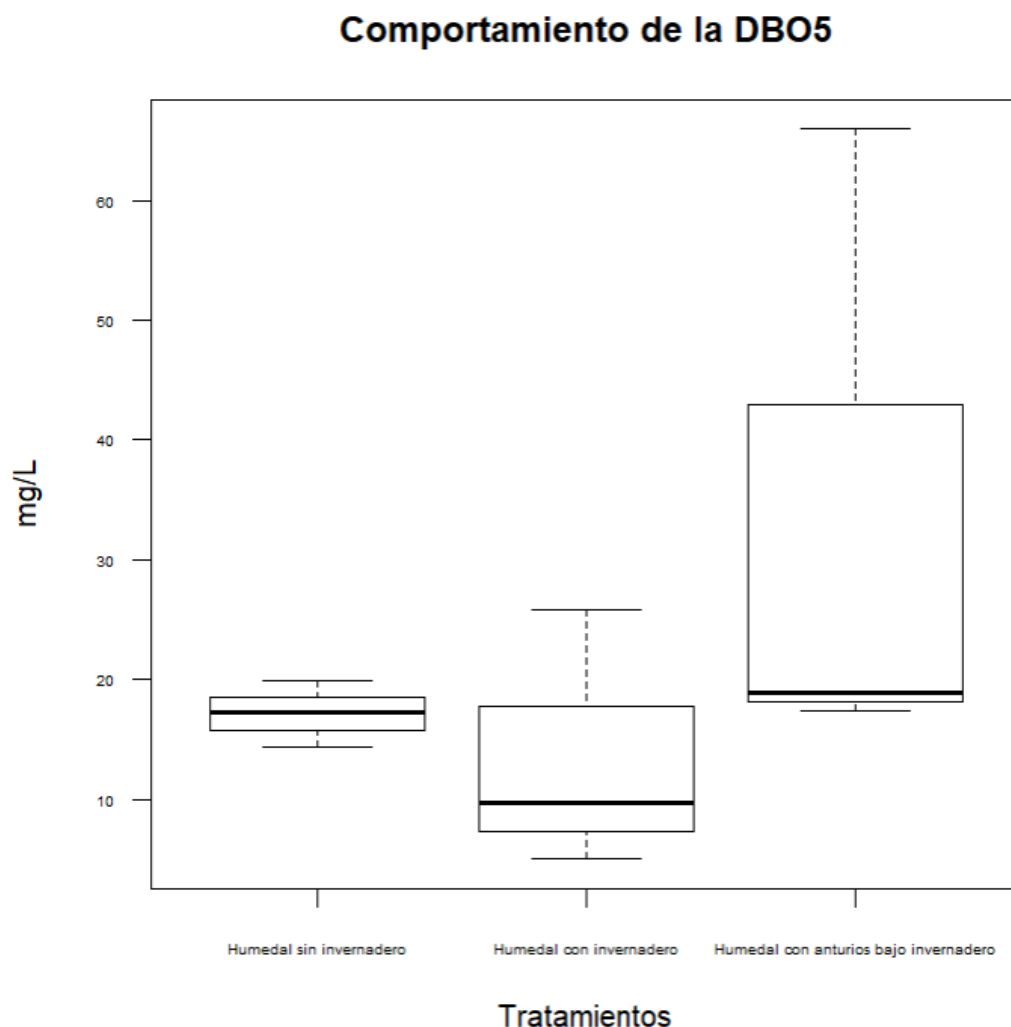


Figura 26. Comparación de la DBO₅ en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.

- **Comparación de la DBO₅ en condiciones de humedal artificial con invernadero y sin invernadero (sin presencia de vegetación)**

Realizando el análisis de las eficiencias de remoción de DBO₅ a la salida del humedal (MHS), en condiciones sin invernadero y con invernadero, ambos sin vegetación, se encontró que la eficiencia de remoción que se obtuvieron con el uso de estos sistemas fue de 72.96% para el tratamiento sin invernadero y 86.63% para el tratamiento con invernadero. Estos resultados indicaron que el humedal con invernadero tuvo mejor porcentaje de remoción de DBO₅, lo cual se puede demostrar a detalle en la Figura 27.

Los resultados obtenidos pueden compararse con los hallazgos de Kpannieu et al. (2022), quien en su estudio aplicando humedales construidos de flujo vertical saturado utilizando esquistos (tipo de roca metamórfica foliada) de Costa de Marfil como sustrato, logró una eficiencia de eliminación de 89.4% para la DBO₅. Las causas del buen rendimiento pueden incluir la adecuada composición del sustrato, que favorece el crecimiento microbiano, y las condiciones operativas, como el tiempo de retención hidráulica (HRT) de 52 horas. Sin embargo, factores como la temperatura del agua, la carga contaminante y la interacción con otros nutrientes también pueden influir en la eficiencia de remoción, afectando el proceso de descomposición de la materia orgánica.

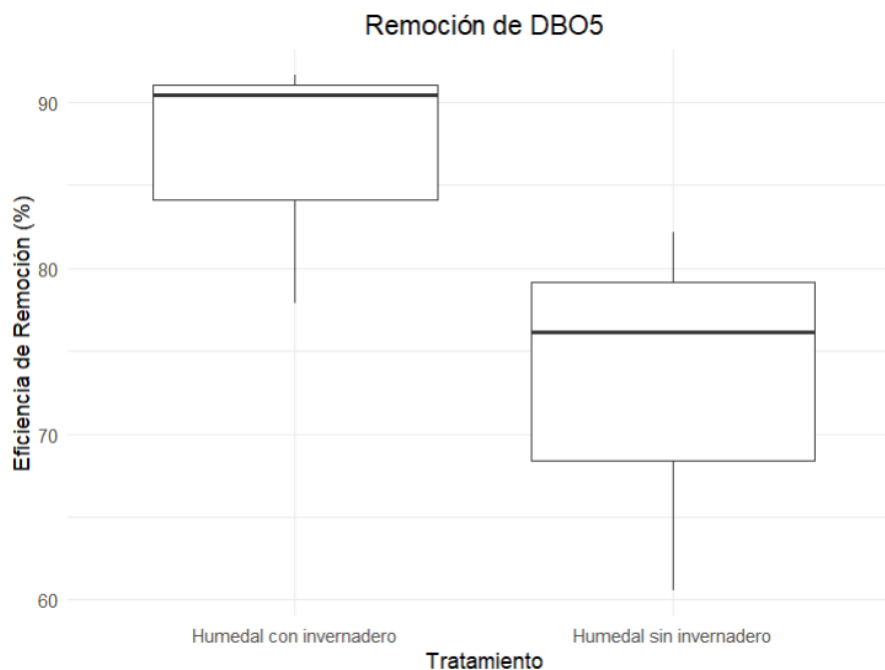


Figura 27. Eficiencia de remoción (%) de DBO₅ en condiciones de humedal artificial con invernadero y sin invernadero (sin presencia de vegetación).

- **Comparación de la DBO₅ en condiciones de humedal artificial con anturios, estructurados bajo invernadero y sin invernadero**

Con el análisis de eficiencia de la etapa de humedal con anturios en invernadero y los resultados de eficiencia del humedal con anturios sin invernadero (véase Anexo M), respecto al punto de salida del humedal, se encontró que la media de la eficiencia de remoción de DBO₅ aplicando anturios en un humedal sin invernadero que fue de 68.25%, mientras que la media de eficiencia de remoción para BDO₅ en el humedal con anturios e invernadero igual

a 52.25%, evidenciando una mayor efectividad para el caso del humedal con anturios sin invernadero, lo cual se puede observar gráficamente en la Figura 28.

Los resultados de eficiencia respecto a las condiciones de anturios en humedal sin invernadero, pueden contrastarse con los encontrados por Thakur et al. (2023), quien mediante el uso de plantaciones de *Canna* (achiras), encontró que humedales subsuperficiales tanto de flujo vertical como horizontal sin invernadero, lograron una eliminación de alrededor del 94.0% de DBO_5 .

La eficiencia de remoción de DBO_5 , puede verse incrementada al implementar un sistema de tratamiento adicional tal como se estudia en el experimento realizado por Polo Salazar et al. (2019), quien demuestra que el acoplamiento de un biodigestor a humedales artificiales utilizando vegetación como la cola de caballo y cartucho, puede generar eficiencias de remoción de hasta el 82%.

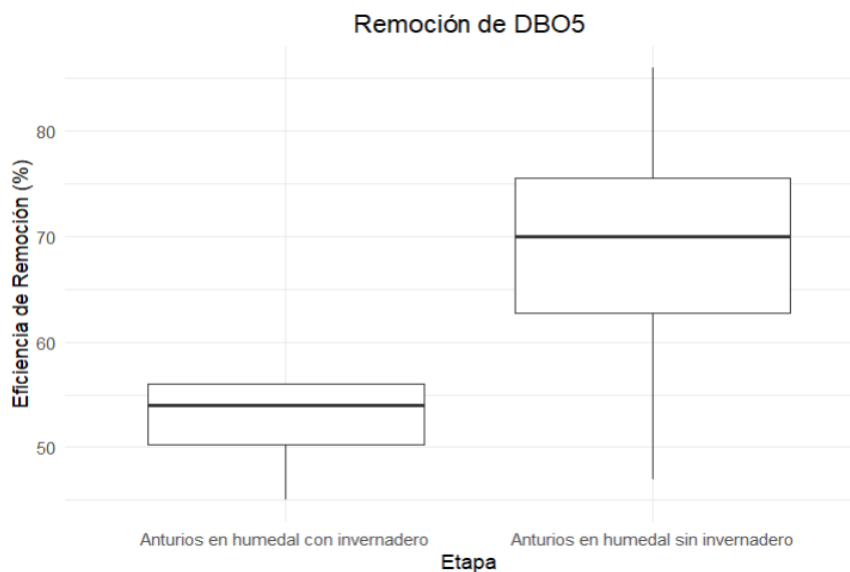


Figura 28. Eficiencia de remoción (%) del DBO_5 en condiciones de anturios en humedal con invernadero y sin invernadero.

4.3.3. Demanda Química de Oxígeno

La Tabla 14 muestra las concentraciones promedio de DQO en los puntos de monitoreo. Para cada caso se muestran los promedios, desviaciones estándar de las concentraciones en los puntos de entrada de la fosa (MFE), entrada del humedal (MHE) y la salida del humedal (MHS), así como los porcentajes de remoción obtenidos en el proceso.

De manera general se puede observar que en el caso de las etapas de humedal con invernadero y humedal con anturios e invernadero, existe una eficiencia de remoción, sin embargo, en el caso del humedal sin invernadero sucede lo contrario, presentando porcentajes de incremento o acumulación de DQO.

Tabla 14. Variación de la DQO en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero. Análisis de medias y desviaciones.

Etapa	Humedal sin invernadero			Humedal con invernadero			Humedal con anturios e invernadero			
	Punto	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS
Promedio (mg/L)		227.67	135.67	125.67	386.33	310.33	133.00	281.00	175.75	90.25
Desv. Estándar		86.75	15.82	24.33	127.77	103.56	54.56	109.31	71.81	49.21
Remoción (%)		6.89			47.76			50		

El porcentaje de remoción representa la relación entre las concentraciones de MHE y MHS en cada una de las etapas.

a. Humedal sin invernadero

En esta etapa del humedal sin invernadero, las concentraciones promedio mostraron una reducción inicial en la entrada del humedal, seguida de una disminución en el punto de salida (MHS). En el punto de entrada (MFE), se registró un promedio de 227.67 mg/L, con una desviación estándar considerable de ± 86.75 , lo que indica una alta variabilidad en las mediciones. En el punto intermedio (MHE), la concentración promedio disminuyó a 135.67 mg/L. Finalmente, en el punto de salida (MHS), la concentración promedio fue de 125.67 mg/L, registrando una eficiencia promedio de remoción del 6.89%, que es la más baja en comparación con las otras etapas. Las altas concentraciones tanto en la entrada a la fosa como en la entrada al humedal pueden indicar la presencia de compuestos húmicos, como detalla Werkneh (2024). Por otro lado, los cambios en el comportamiento de la DQO pueden deberse a la liberación de compuestos orgánicos complejos durante el proceso de descomposición, así como a la acumulación de materia orgánica no completamente tratada (El Barkaoui et al., 2023).

b. Humedal con invernadero

El humedal con invernadero mostró un bajo porcentaje reducción en los contaminantes con una significativa mejora respecto a la etapa anterior. En MFE, la concentración fue de 386.33

mg/L, con una alta variabilidad de ± 127.77 mg/L. En el punto MHE, se nota un leve descenso en la concentración, con un promedio de 310.33 mg/L, lo que se traduce en una pequeña remoción. Finalmente, en MHS, la concentración se redujo considerablemente a 133.00 mg/L, logrando una remoción del 47.76%. Las desviaciones estándar disminuyeron de manera consistente (± 103.56 en MHE y ± 54.56 en MHS), lo que indica mayor estabilidad en las mediciones a medida que avanzó el tratamiento.

c. Humedal con anturios e invernadero

Durante esta etapa, se observó una reducción promedio del 50% en la salida del humedal en comparación con el punto anterior de toma de muestra, lo que representa el mayor porcentaje de eficiencia en la remoción de DQO en relación con las otras etapas. La concentración promedio para MHS se redujo a 90.25 mg/L, con una desviación estándar de ± 49.21 mg/L. Estos resultados de DQO contrastan con el estudio realizado por Van Moortel et al. (2009), que reportó una concentración final de 21 mg/L y una remoción del 88% en un humedal subsuperficial estructurado dentro de un invernadero, donde se cultivaba *Phragmites australis*. El autor indicó que la capacidad de absorción de las plantas en los sistemas de humedales de flujo subsuperficial (HAFSS) influyó significativamente en estos resultados, concluyendo que la remoción de DQO se debió principalmente a las mejores condiciones de las plantas de caña en los HAFSS, así como a una mayor superficie de contacto con la vegetación.

d. Comparación de la DQO entre las diferentes etapas de estudio; humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios e invernadero

La Figura 29 muestra la variación de la concentración de DQO en las etapas del humedal sin invernadero, humedal con invernadero, y humedal con invernadero y vegetación. Los resultados de remoción en las diferentes etapas, 6.89% para el caso del humedal con invernadero, 47.76% para el humedal con invernadero y 50% para el humedal con anturios e invernadero, discrepan con los encontrados por Yifei. Li et al. (2016), donde la remoción de DQO fue entre 75% y se asemeja más a los resultados de Zhang et al. (2017) con una eficiencia de remoción de entre el 35.6% y 41.3% para HAFSSH que tratan aguas residuales de baja concentración.

Las elevadas concentraciones de DQO pueden ser resultado del ingreso al sistema de agua con alto contenido en materia orgánica y productos químicos (Park et al., 2022), esto puede explicarse por el alto nivel de DBO_5 y bajo nivel de Oxígeno Disuelto para estos puntos. Para la etapa final, cuando el humedal funcionaba con los anturios y el invernadero, el nivel de

DQO se mantuvo mayormente constante con una reducción en las primeras semanas después de la siembra y acondicionamiento de los anturios. A pesar que las plantas ayudan a la remoción de materia orgánica que causa el aumento en la DQO también puede explicarse esta reducción como un descenso en las características iniciales del agua residual como lo muestra la línea azul correspondiente a la entrada de la fosa séptica.

El promedio de las concentraciones de DQO en el punto MHS para el humedal sin invernadero, fue de 135 mg/L, para el humedal con invernadero alcanzó un valor de 133 mg/L, mientras que para el humedal con anturios e invernadero la concentración promedio fue de 90.25 mg/L. Estos valores se pueden comparar con el límite permisible de 200 mg/L establecido por la normativa TULSMA para la descarga de efluentes en cuerpos de agua dulce, en donde en ninguno de los casos se vio superada.

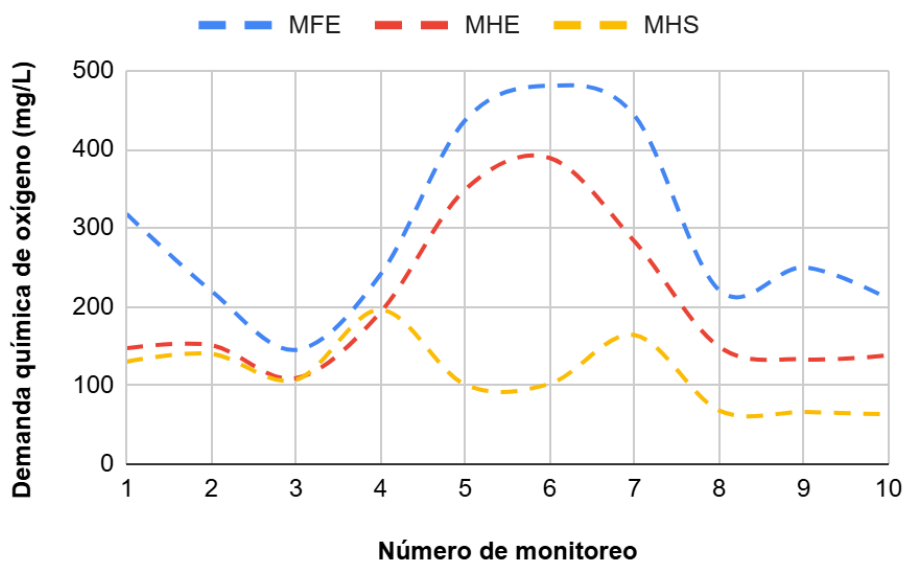


Figura 29. Variación de la DQO a lo largo del periodo de estudio. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.

e. Análisis estadístico

El estudio de los datos de las concentraciones de DQO en el punto MHS, al comparar las tres etapas de tratamiento, demostró mediante la prueba de Shapiro-Wilk que los datos no seguían una distribución normal. Consecuentemente, se aplicó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, que arrojó un valor de p igual a 0.3166 (véase Anexo O), el cual es mayor a 0.05. Esto indica que no existen diferencias altamente significativas entre las tres etapas de

tratamiento respecto a la concentración de este parámetro, la interpretación de estos resultados puede describirse según la Figura 30.

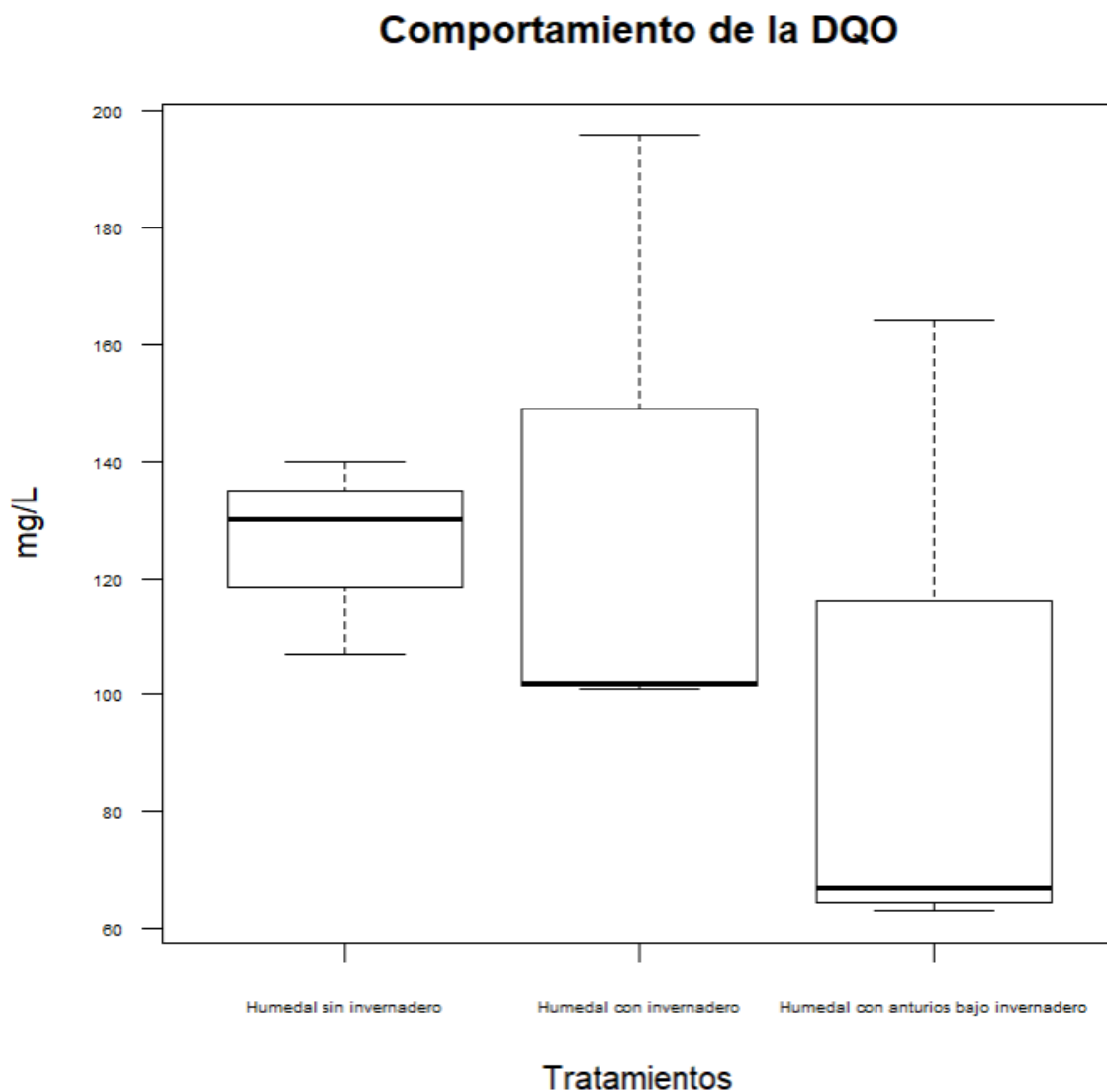


Figura 30. Comparación de la DQO en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.

- **Comparación de la DQO en condiciones de humedal artificial con invernadero y sin invernadero (sin presencia de vegetación)**

Los resultados obtenidos sobre la eficiencia de remoción de DQO en el punto MHS, respecto a las dos etapas, destacan diferencias significativas en los porcentajes de reducción de este parámetro. Esto se evidencia en la Figura 31, donde se observa que las medias de eficiencia

de remoción son notablemente diferentes, el tratamiento sin invernadero presenta un porcentaje de 6.89%, mientras que el tratamiento con invernadero alcanza un 47.76%. Esta diferencia resalta que el tratamiento con invernadero es considerablemente más efectivo en la remoción de DQO al superar a la etapa de humedal sin invernadero en casi más de un 40%.

Además, estos resultados son consistentes con los hallazgos de Varma et al. (2021), quienes reportaron que un humedal en condiciones de invernadero logró una eficiencia de remoción del 58%. Esta comparación refuerza la efectividad del tratamiento con invernadero en la eliminación de DQO.

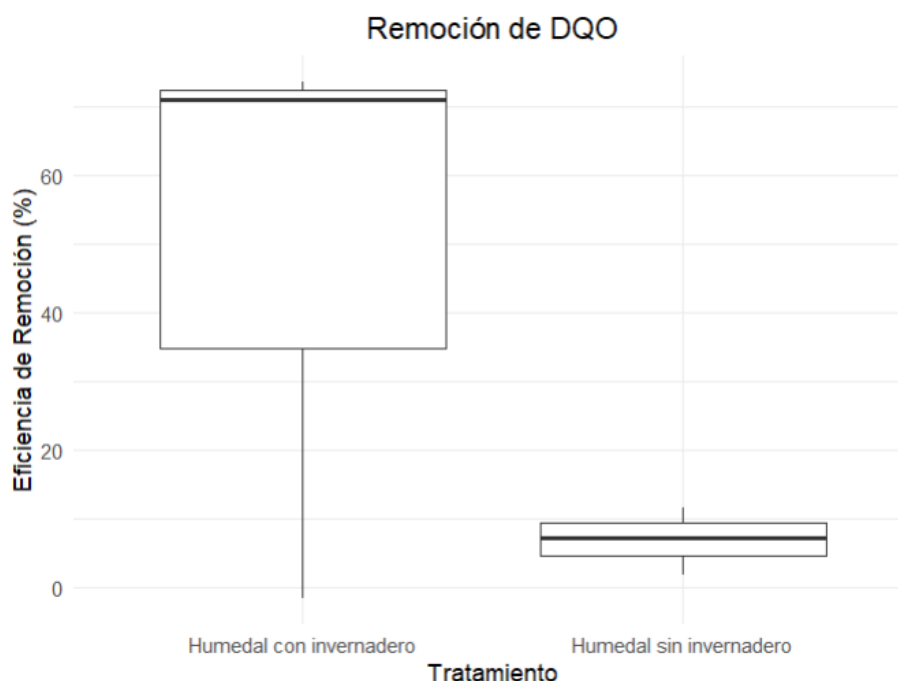


Figura 31. Eficiencia de remoción (%) del DQO en condiciones de humedal artificial con invernadero y sin invernadero (sin presencia de vegetación).

- **Comparación de la DQO en condiciones de humedal artificial con anturios, estructurados bajo invernadero y sin invernadero**

Con el resultado de la eficiencia de remoción para el punto MHS en la etapa de humedal con anturios en comparación con los resultados del humedal con anturios sin invernadero (véase Anexo M), se obtuvo que el humedal con anturios sin invernadero, alcanzó una media de eficiencia de remoción alcanzó un 64.75%, remoción baja en comparación al presentado por

Varma et al. (2021), cuando el humedal alcanzó una remoción media del 81% para aguas residuales municipales, mientras que en un humedal con anturios bajo invernadero estuvo alrededor del 50%, lo cual se demuestra gráficamente en la Figura 32, en donde se puede observar de mejor manera que el humedal con anturios sin invernadero tuvo una mejor eficiencia en la remoción de DQO.

Estos porcentajes resultan no ser tan similares a los encontrados por Zurita et al., (2006), quien determinó que la remoción en humedales de flujo subsuperficial plantados con *Anthurium andreaeanum* varía entre 76% y 80% al igual que los resultados de Van de Moortel et al. (2009) que obtuvo la remoción del 88.1% de DQO para humedales de flujo subsuperficial sembrados con *Phragmites australis* (carrizo). De acuerdo con Gallegos-Rodríguez et al. (2018), menciona que las altas tasas de eliminación de DQO son el resultado de la sedimentación de sólidos en suspensión y de procesos de descomposición rápida que tienen lugar en el agua y en las capas del sustrato.

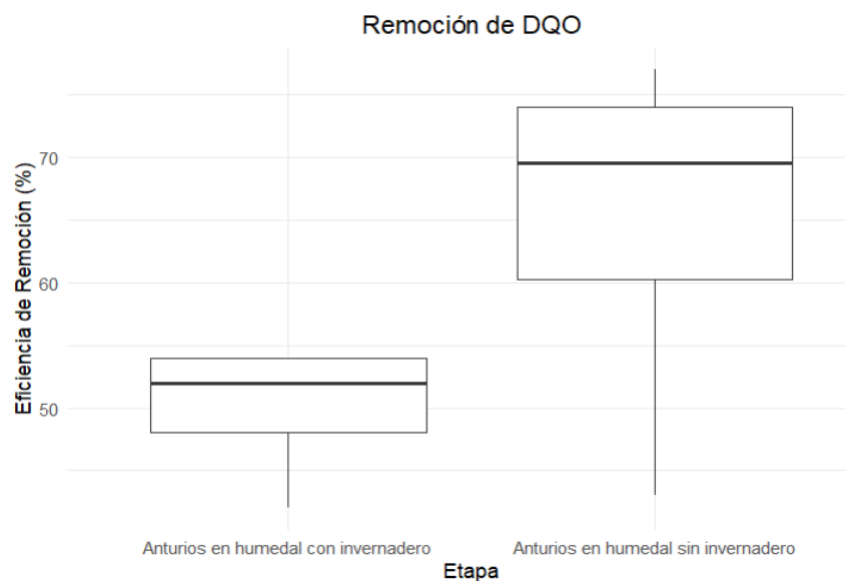


Figura 32. Eficiencia de remoción (%) del DQO en condiciones de anturios en humedal con invernadero y sin invernadero.

4.3.4. Nitrógeno amoniacal

De acuerdo a la Tabla 15, el uso de invernadero y vegetación produjo un aumento en la concentración de nitrógeno amoniacal al salir del sistema, pero se debe tomar en cuenta la variación de las concentraciones a lo largo del monitoreo lo que nos puede plantear que hay otras variables que tienen influencia en el resultado remoción.

Tabla 15. Variación del nitrógeno amoniacal en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero. Análisis de medias y desviaciones.

Etapa	Humedal sin invernadero			Humedal con invernadero			Humedal con anturios e invernadero		
	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS
Promedio (mg/L)	0.27	0.30	0.15	0.26	0.25	0.26	0.24	0.21	0.29
Desv. Estándar	0.03	0.02	0.18	0.05	0.24	0.22	0.11	0.16	0.20
Remoción (%)	47.8			17.49			-44.75		

El porcentaje de remoción representa la relación entre las concentraciones de MHE y MHS en cada una de las etapas.

a. Humedal sin invernadero

Durante esta etapa, las concentraciones de nitrógeno amoniacal al interior de la fosa séptica se mantuvieron estables, con poca variación a lo largo de los monitoreos. Fue mucho más relevante la remoción del humedal con un porcentaje de 47.8%, teniendo una concentración promedio final de 0.15 mg/L. Este resultado puede explicarse con la amplia variación de la concentración en la etapa de humedal (± 0.18), esto puede deberse a la acción de microorganismos aerobios presentes en el humedal y a las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua y temperaturas adecuadas para su existencia (Marín-Muñiz et al., 2022; Yang & Xu, 2014). Esta concentración dista del obtenido por Maharjan et al. (2020), con un humedal de flujo continuo y una base de zeolita removieron entre el 80% y 100% del nitrógeno amoniacal que ingresaba al sistema. También se explica en el mismo estudio, que la eficiencia de remoción por adsorción se reducirá con el tiempo y requerirá ser lavado.

b. Humedal con invernadero

Se observa una amplia variación en la concentración de nitrógeno amoniacal durante esta etapa, a pesar de que la concentración promedio se mantiene relativamente constante. Durante la operación del humedal, la concentración de salida de nitrógeno amoniacal presentó un incremento promedio. El porcentaje de remoción alcanzó un valor aproximado de 17.49%, siendo en el punto de muestreo a la entrada del humedal (MHE) donde se registró la mayor variación de los datos.

Estos resultados contrastan con los reportados por Liang et al. (2020) para un humedal de flujo vertical, el cual logró un porcentaje de remoción de nitrógeno amoniacal que oscila entre el 39% y el 47%. Además, el estudio de Liang identificó un patrón ondulatorio en las concentraciones, atribuyendo estas fluctuaciones a la menor actividad de microorganismos nitrificantes y desnitrificantes en climas fríos.

La diferencia en los porcentajes de remoción podría estar relacionada con las características de diseño y operación de los humedales. En un humedal de flujo vertical, el flujo intermitente y el mayor contacto entre el agua y el aire favorecen la oxigenación, lo que estimula la actividad de los microorganismos responsables de la nitrificación. Por el contrario, en el humedal estudiado, posiblemente de flujo subsuperficial, la menor exposición al oxígeno y la acumulación de materia orgánica podrían haber limitado la eficiencia del proceso.

Además, la variabilidad observada en el punto de entrada (MHE) podría deberse a fluctuaciones en la calidad del agua residual afluente o a una distribución no homogénea del flujo en el sistema. Esto resalta la importancia de considerar factores como el diseño del sustrato y las condiciones ambientales en el análisis de la remoción de nitrógeno amoniacal.

c. Humedal con anturios e invernadero

En el último punto, la salida del humedal presenta una concentración promedio de 0.29 mg/L y una desviación estándar de ± 0.20 mg/L, lo que indica un leve aumento en comparación con las concentraciones promedio anteriores. Este fenómeno puede relacionarse con la entrada de nutrientes desde fuentes externas, como la urea, lo que podría haber incrementado la disponibilidad de nitrógeno en el sistema y, a su vez, contribuir a un aumento en los niveles de amoniacal.

Estos resultados se pueden comparar con los hallazgos de Hsu et al. (2021), donde la concentración media de amoniacal en la entrada de humedales artificiales fue de 0.27 ± 0.40 mg/L, con un rango de 0 a 1.70 mg/L, y de 0.19 ± 0.20 mg/L en la salida, con un rango de 0 a 1.27 mg/L. En su estudio, se utilizaron humedales artificiales para el tratamiento de escorrentía agrícola. Por otro lado, los resultados de Yates et al. (2016) indican una remoción del 4% en un humedal sin vegetación, estructurado dentro de un invernadero, destinado al tratamiento de aguas residuales municipales, pasando de una concentración de 40.4 mg/L en el afluente a 38 mg/L en el efluente. Para los autores de este último estudio, la remoción de nitrógeno amoniacal está relacionada con la temperatura y la presencia de microorganismos, destacando la capacidad de la vegetación para mantener constante la temperatura en el microcosmos y proporcionar un entorno adecuado para la actividad

microbiana. En los estudios revisados, no se observaron incrementos en la concentración de amoníaco, sino únicamente ligeras remociones.

d. Comparación del nitrógeno amoniacal entre las diferentes etapas de estudio; humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios e invernadero

La Figura 33 muestra detalladamente cómo varían las concentraciones de nitrógeno amoniacal a lo largo del estudio, evidenciando períodos de aumento y descenso en este parámetro. Respecto al incremento del nitrógeno amoniacal al final del monitoreo posterior a la aplicación de la vegetación, observando un incremento de las concentraciones, estos resultados pueden compararse con los encontrados por Nani et al. (2024), en donde la presencia de *P. stratiotes* (lechuguín) aumentó significativamente la concentración de amoníaco del efluente en un 23.8% y 10.8% en sistemas con *C. chinensis* (cercis arbustivo).

Por otra parte, los resultados obtenidos difieren de los presentados en estudios anteriores. Por ejemplo, Stefanakis et al. (2016) reportan una mayor remoción de nitrógeno amoniacal en humedales artificiales de flujo superficial con vegetación (HAFSSH) en comparación con aquellos sin vegetación. Asimismo, García-Ávila et al. (2019), encontraron una remoción cercana al 70% en un humedal de flujo subsuperficial sembrado con carrizo y papiro. Por otro lado, Zurita et al. (2016) reportaron porcentajes de remoción entre el 64% y el 76% en humedales con *Anthurium andreanum*.

En otro enfoque, Sui et al. (2016) establecen que la remoción de nitrógeno amoniacal es mayor en condiciones donde la concentración de oxígeno disuelto supera los 3.75 mg/L. Esto se atribuye al incremento en la actividad de bacterias oxidantes de amonio y nitritos en ambientes con alto contenido de oxígeno M. Ji. (2020). En contraste, L.M. Zhang et al. (2024) sugieren que la disminución de las concentraciones de nitrógeno amoniacal se debe a una menor concentración de los afluentes y no como consecuencia de la concentración de oxígeno disuelto.

Además, Zhang et al. (2017) indicaron que en humedales de flujo subsuperficial con *Potamogeton crispus* (rizos de agua) y *Phragmites australis* (carrizo), se logra una mejor remoción de nitrógeno amoniacal en primavera, cuando las temperaturas son inferiores a 20 °C. Por último, Zurita et al. (2006) proponen que la menor remoción de nitrógeno amoniacal en comparación con los nitratos puede explicarse por la rapidez del proceso de amonificación frente al proceso de nitrificación, lo cual contribuiría a la variabilidad observada en los niveles de nitrógeno amoniacal.

La concentración promedio registrada a la salida del humedal (MHS) para cada etapa fue la siguiente: 0.15 mg/L en el caso del humedal sin invernadero, 0.26 mg/L para el humedal con invernadero, y 0.29 mg/L para el humedal con anturios en invernadero. Al comparar estos valores con el límite permisible de la normativa TULSA (30 mg/L), se observa que ninguno de ellos lo supera. Sin embargo, la concentración del humedal con anturios bajo invernadero se encuentra muy cerca de este límite.

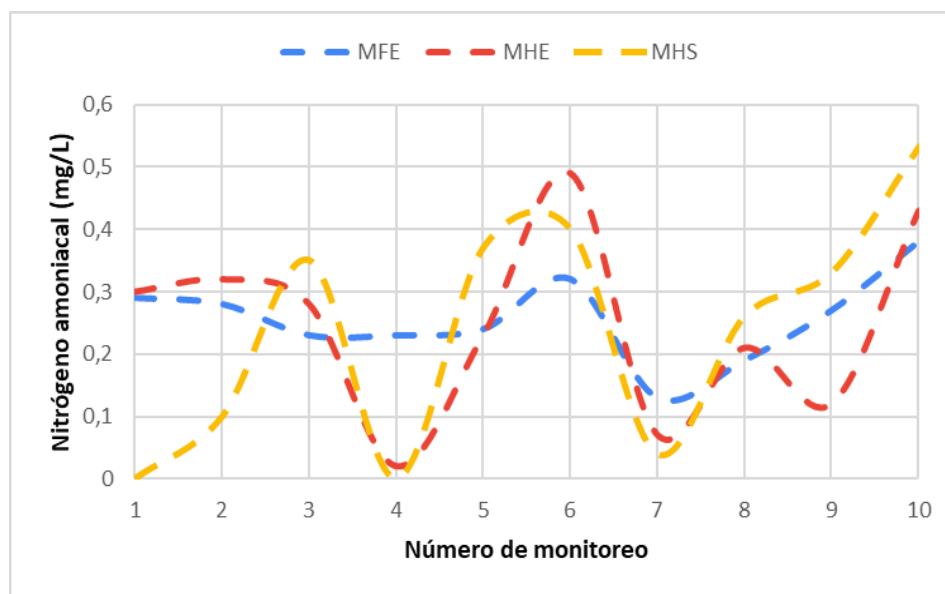


Figura 33. Variación del nitrógeno amoniacal a lo largo del periodo de estudio. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.

e. Análisis estadístico

Los resultados del análisis de las concentraciones de nitrógeno amoniacal a la salida del humedal demostraron, mediante la prueba de Shapiro-Wilk, que los datos son normales al encontrar valores de p mayores a 0.05 en las tres etapas. De esta manera, para su comparación se utilizó el test paramétrico ANOVA, el cual arrojó un valor de p igual a 0.668 (véase Anexo P), el mismo que es mayor a 0.05 y determina que no existen diferencias significativas entre las concentraciones de nitrógeno amoniacal respecto a las tres etapas. Esto se refleja en las medias encontradas, las cuales son 0.150 mg/L para el humedal sin invernadero, 0.257 mg/L para el humedal con invernadero y 0.290 mg/L para el humedal con anturios bajo invernadero, valores que no presentan gran variación y que gráficamente pueden describirse en la Figura 34.

Comportamiento del nitrógeno amoniacal

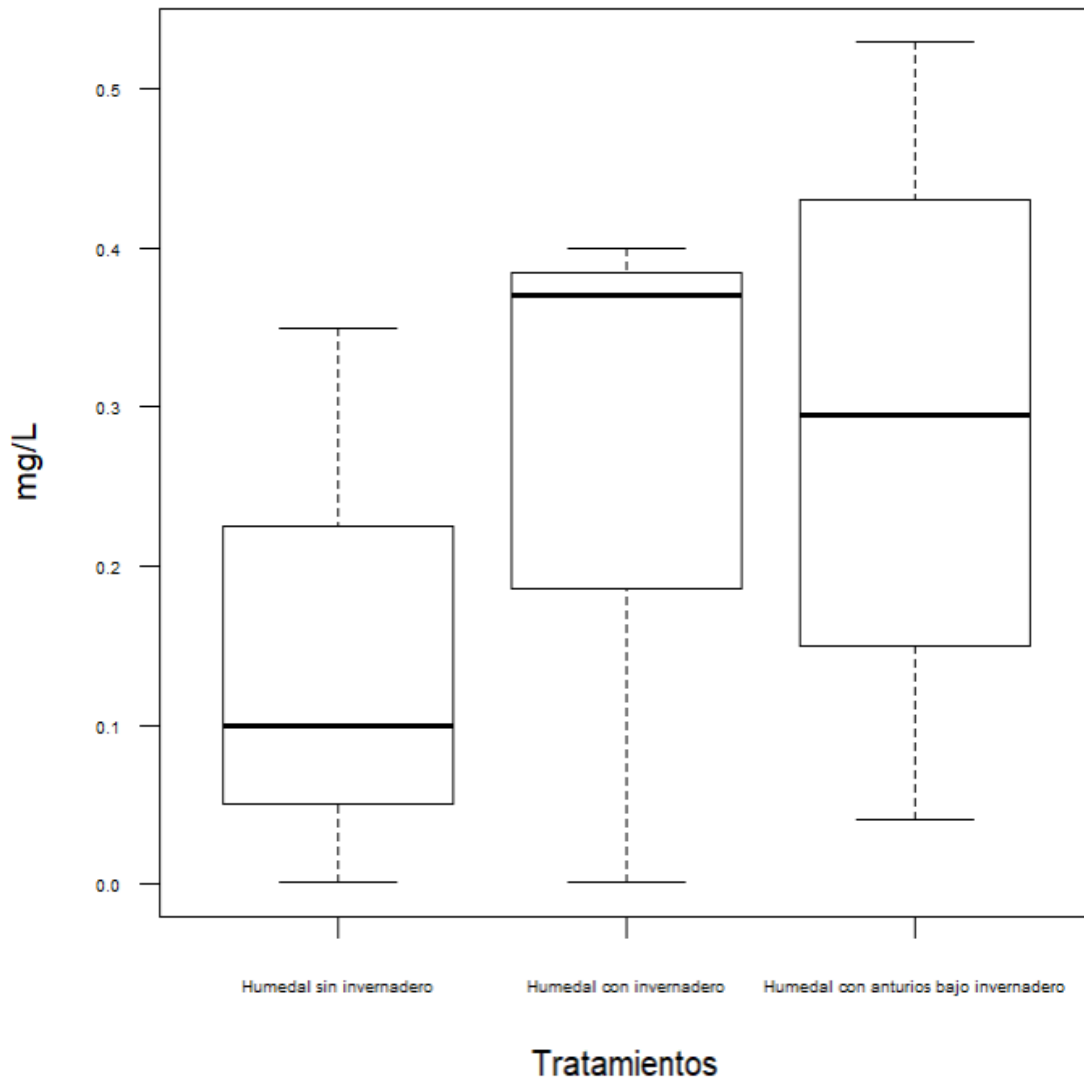


Figura 34. Comparación del nitrógeno amoniacal en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.

- **Comparación del nitrógeno amoniacal en condiciones de humedal artificial con invernadero y sin invernadero (sin presencia de vegetación)**

Al analizar las eficiencias de remoción de nitrógeno amoniacal en un humedal bajo condiciones sin invernadero y con invernadero, se observó que existen diferencias significativas entre las eficiencias de remoción de ambos tipos de humedales. Los resultados mostraron que el tratamiento sin invernadero alcanzó una eficiencia de remoción del 47.80%, mientras que, el tratamiento con invernadero logró un 17.49% (Figura 35). Esta comparación

concluye que el humedal con invernadero es más efectivo en la remoción de nitrógeno amoniacal, sin embargo, esto puede atribuirse a otros factores, no directamente al invernadero. Según El Barkaoui et al. (2023), los sustratos tienen mucha influencia en la remoción del nitrógeno amoniacal, llegando a remociones del 40.23% en sustratos de grava y arena.

Estudios como el de Chi et al. (2024), han demostrado que los sistemas microbianos en diferentes tipos de sustratos como la roca volcánica y los pellets de cerámica, por sus características físicas han logrado tasas de eliminación de nitrógeno amoniacal de 89.86% y 88.45% en humedales construidos. De igual forma el uso de humedales artificiales con grava pura puede presentar tasas de eliminación para amonio de 47.4% (Nava-Rojas et al., 2023).

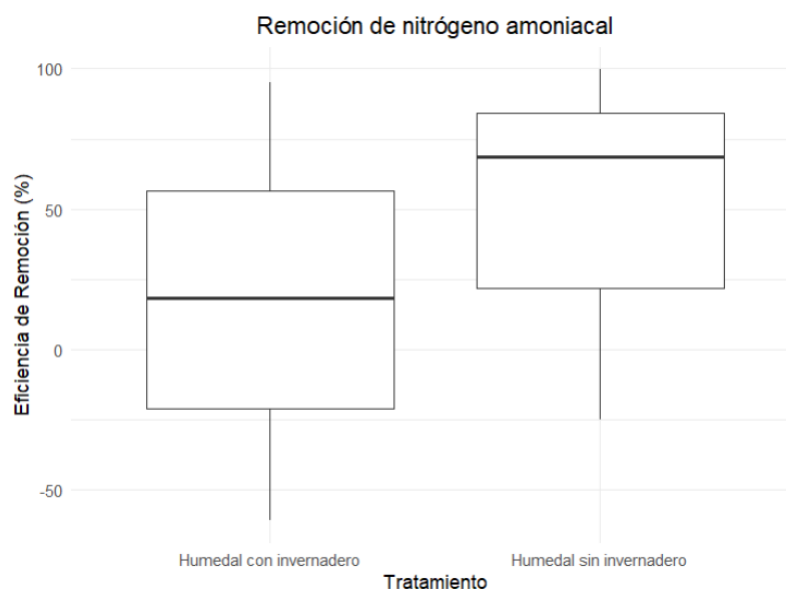


Figura 35. Eficiencia de remoción (%) del nitrógeno amoniacal en condiciones de humedal artificial con invernadero y sin invernadero (sin presencia de vegetación).

- **Comparación del nitrógeno amoniacal en condiciones de humedal artificial con anturios, estructurados bajo invernadero y sin invernadero**

Con los datos de eficiencia encontrados a la salida del humedal respecto a la etapa de humedal con anturios sin invernadero (véase Anexo M) y los resultados del humedal con anturios bajo invernadero, se determinó que la media de eficiencia de remoción de nitrógeno amoniacal de los anturios en el humedal sin invernadero que fue del 20.25%, lo que indica una leve capacidad efectiva para eliminar este contaminante. En contraste, los anturios en humedal con invernadero mostró una media de -44.75%, valores que pueden verse representados en la Figura 36. Este valor negativo sugiere que, en lugar de eliminar nitrógeno amoniacal, el sistema con invernadero podría estar contribuyendo a su acumulación

inhibiendo la nitrificación debido a la disminución de oxígeno disuelto durante las etapas de humedal con invernadero, lo que representa un efecto adverso en la eficiencia de remoción (Liang et al., 2020).

Con base en estos resultados, se puede evidenciar que la condición de anturios en humedal sin invernadero es más eficiente en la remoción de nitrógeno amoniacal en comparación con el sistema con invernadero. Las diferencias observadas pueden atribuirse a factores como la variabilidad en las condiciones ambientales, la disponibilidad de nutrientes o la dinámica del ecosistema en cada tipo de humedal (Yan y Xu., 2014; Ji et al., 2020).

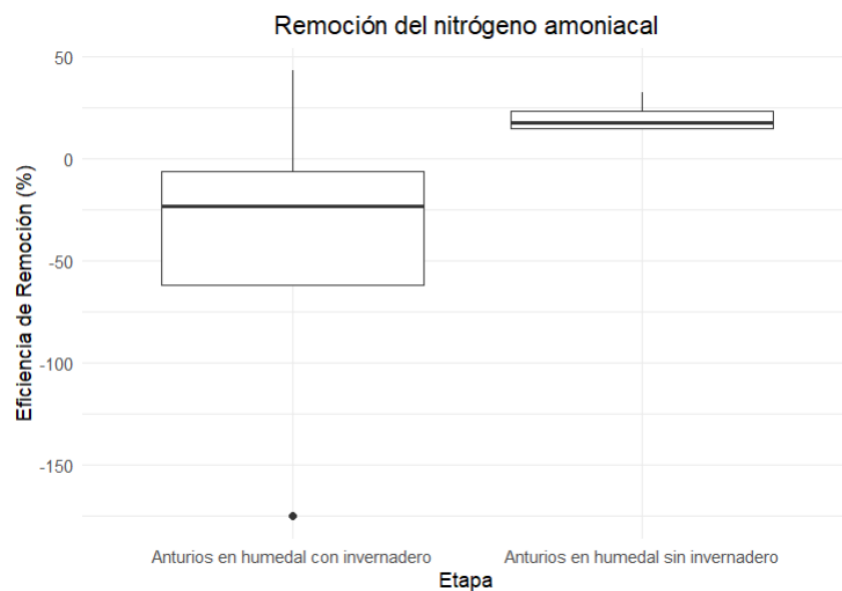


Figura 36. Eficiencia de remoción (%) del nitrógeno amoniacal en condiciones de anturios en humedal con invernadero y sin invernadero.

4.3.5. Nitratos

En la Tabla 16, se presentan las concentraciones promedio para cada etapa y punto de monitoreo del estudio. Se presenta una mejora en la remoción de nitratos con uso de invernadero (57.34%) y aún mayor con la siembra de anturios (89.5%). De igual forma la variación de las concentraciones se reduce por lo que el uso de vegetación permite mayor estabilidad en el sistema.

Tabla 16. Variación de los nitratos en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero. Análisis de medias y desviaciones.

Etapa	Humedal sin invernadero			Humedal con invernadero			Humedal con anturios e invernadero		
	Punto	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE
Promedio (mg/L)	2.73	1.27	0.67	4.30	0.70	0.30	1.80	1.00	0.10
Desv. Estándar	1.18	0.72	0.06	1.73	0.10	0.10	0.78	0.29	0.00
Remoción (%)	37.5			57.34			89.5		

El porcentaje de remoción representa la relación entre las concentraciones de MHE y MHS en cada una de las etapas.

a. Humedal sin invernadero

En la primera etapa del estudio, el humedal funcionando sin invernadero, se obtuvo una concentración promedio de 0.67 mg/L respecto a la salida del humedal (MHS), con una remoción del 37.5% respecto a la concentración de nitratos a la entrada del humedal, esta remoción es similar a la obtenida por Sandoval et al. (2019), donde la remoción es cercana al 40% para varios humedales sin vegetación. La desviación de datos detalla que existe una mayor variabilidad de la concentración en el punto MFE (± 1.18) relacionado a la entrada de la fosa y siendo la mayor registrada en comparación con las otras etapas.

b. Humedal con invernadero

Para la operación del humedal con el uso de un invernadero, se obtuvieron menores concentraciones promedio para la salida del humedal (0.30 mg/L), que, en la etapa anterior, presentando variaciones según la desviación estándar de ± 0.10 para este punto. En esta etapa la remoción de nitrato entre la salida del humedal y la entrada del humedal fue de 57.34%, este valor contrasta con el estudio de Guo et al. (2023), donde obtuvo una remoción del 49% en un humedal artificial estructurado en un invernadero que trata aguas residuales municipales simuladas.

El aumento en la remoción de nitratos con la aplicación de invernadero puede deberse a la temperatura en el humedal, como muestra Yates et al. (2016) en su estudio, se obtiene mayor remoción de nitratos a mayor temperatura. Sin embargo, Gao et al. (2024) en su estudio de

un humedal de flujo subsuperficial horizontal sin vegetación, observaron un aumento en la concentración de nitratos al tratar aguas residuales domésticas simuladas. Este aumento se atribuyó a la falta de vegetación, lo que limita la proliferación de microorganismos que ayudan en la eliminación de nitratos.

c. Humedal con anturios e invernadero

En la salida del humedal, la concentración promedio disminuyó a 0.10 mg/L, con una desviación estándar de ± 0 mg/L, lo que refleja una remoción del 89.5% en comparación con la entrada del humedal. Estos porcentajes de remoción se aproximan a los presentados por Zurita et al. (2006), para un humedal con anturios, con un rango entre 64% y 84%.

La eliminación del nitrógeno en este sistema se logra principalmente a través de procesos de desnitrificación bacteriana por lo que es importante la presencia de raíces y tallos que actúen como área de fijación y sustrato para los microorganismos (Cocozza et al., 2023; Nuamah et al., 2020). También Chen et al. (2020), propone en su estudio que se puede incrementar la eficiencia de remoción de nitratos hasta un 74.71% con la adición de biocarbón, debido a la liberación de materia orgánica y la capacidad de adsorción del biocarbón. El sustrato utilizado en la siembra de anturios (coco) tiene una concentración de entre 390 y 450 g/kg de carbono (Monsalve Camacho et al., 2021). Por lo que la baja concentración de nitratos observada a lo largo del estudio puede explicarse por la interacción de los procesos de nitrificación y desnitrificación y el aporte de materia orgánica por parte del sustrato (Stefanakis et al., 2016).

d. Comparación entre las diferentes etapas de estudio; humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios e invernadero

La Figura 38 muestra la variación en las concentraciones de nitratos en diferentes puntos de muestreo a lo largo del periodo de estudio. A lo largo de este periodo, la concentración de nitratos se mantiene relativamente baja. Sin embargo, se evidencia una mayor variación en la concentración a la entrada de la fosa séptica, sobre todo en la etapa de humedal con invernadero, y posteriormente mostrando una notable reducción en las concentraciones al ingresar al humedal. Esta disminución puede atribuirse a los procesos de desnitrificación que ocurren en condiciones anaeróbicas dentro de la fosa, donde los nitratos son transformados en nitrógeno gaseoso (Werkneh, 2024). Aunque un alto nivel de oxígeno disuelto obstaculiza la eliminación de nitratos (Varma et al., 2021), en este caso, el nitrato tuvo una remoción entre el 37.5 y 89.5%.

En cuanto para la última etapa correspondiente a los monitoreos del 7 al 10, se registra una concentración de nitratos extremadamente baja, que resulta casi indetectable en los últimos

monitoreos. Esta tendencia de remoción positiva coincide con las etapas en las que se implementó el invernadero y se sembraron anturios. Algunos autores sugieren que esta reducción en los niveles de nitratos se debe a la presencia de vegetación, la cual contribuye significativamente a la absorción de nitratos y a la mejora del proceso de desnitrificación dentro del humedal (Werkneh, 2024).

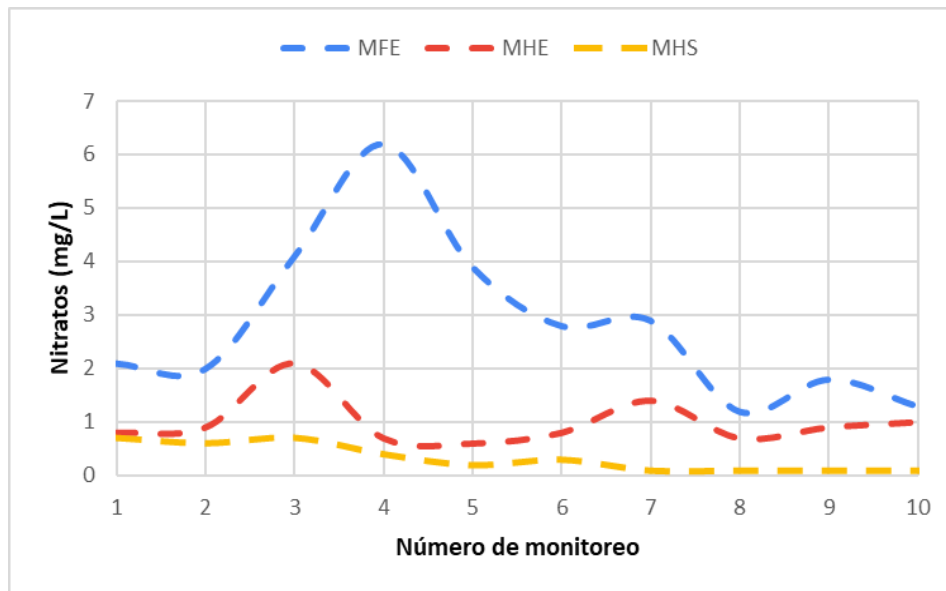


Figura 38. Variación de los nitratos a lo largo del periodo de estudio. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.

e. Análisis estadístico

El análisis de las concentraciones de nitratos a la salida del humedal determinó mediante la prueba de Shapiro-Wilk que los datos no siguen una distribución normal al encontrarse valores de p por debajo de 0.05. Por lo tanto, se recurrió al test de Kruskal-Wallis para comparar las diferentes etapas. Esta evaluación arrojó un valor de p igual a 0.0136 que está por debajo de 0.05 lo que indica que existen diferencias significativas entre algunas de las etapas. Para profundizar en esta observación se realizó la prueba de Dunn que reveló una gran diferencia entre las etapas de humedal sin invernadero y humedal con anturios bajo invernadero ya que las medianas calculadas no son cercanas entre sí. En el caso del humedal sin invernadero la mediana fue de 0.7 mg/L para el humedal con invernadero fue de 0.3 mg/L y para el humedal con anturios fue de 0.1 mg/L manteniendo este último una diferencia notable respecto al humedal sin invernadero. Estos resultados se pueden observar en la Figura 39.

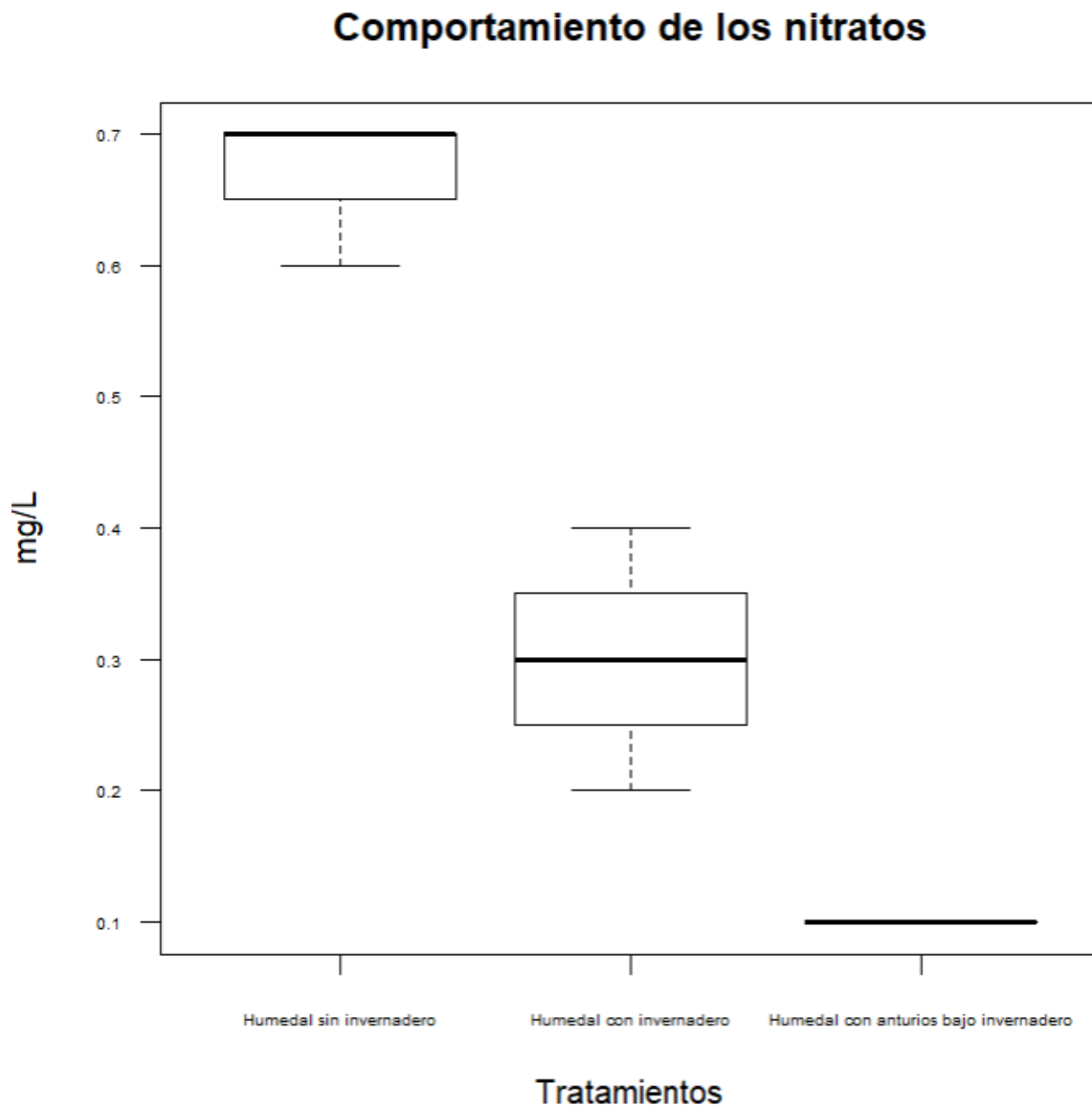


Figura 39. Comparación de los nitratos en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.

- **Comparación de los nitratos en condiciones de humedal artificial con invernadero y sin invernadero (sin presencia de vegetación)**

Los resultados de la eficiencia de remoción de nitratos a la salida del humedal (MHS), respecto a las etapas consideradas, están representados en la Figura 40, indicando que el tratamiento sin invernadero tiene una mediana del 37.5% de eficiencia en remoción, mientras que el tratamiento con invernadero alcanza una mediana del 57.34%, lo que sugiere que este último es más eficiente. En el estudio de Werkneh (2024), se muestran valores intermedios a

los presentados anteriormente; en un humedal de flujo vertical se obtuvo una remoción del 47%.

Esto sugiere que, aunque el tratamiento con invernadero muestra un mejor desempeño, otros factores podrían estar influyendo en los resultados. En base a lo mencionado por Hsu et al. (2021), ciertos sustratos específicos son efectivos para la adsorción de contaminantes, tales como la vermiculita, el carbón activado y el biocarbón. Se puede realizar la combinación de estos materiales en el entorno natural para optimizar la eliminación de nutrientes.

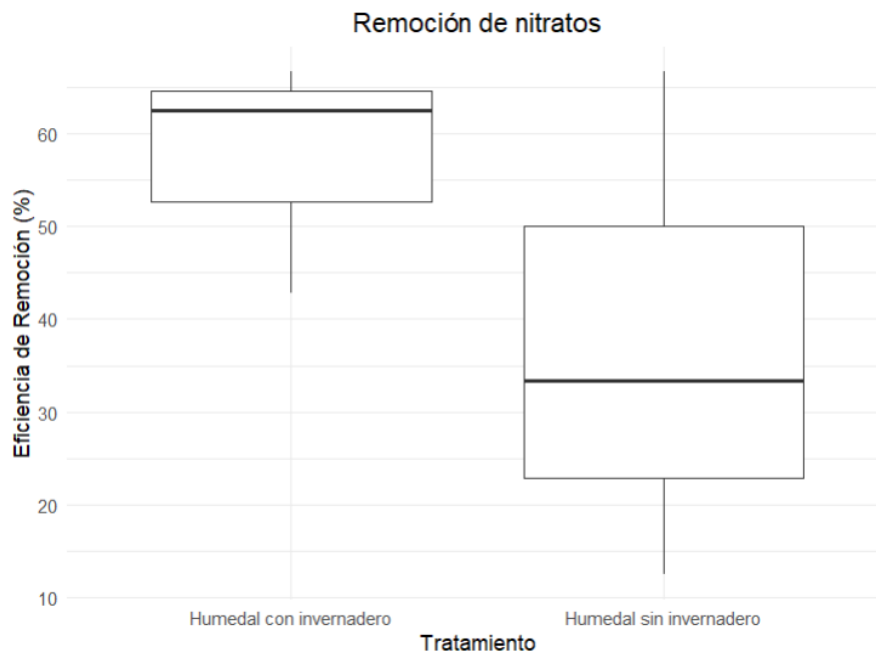


Figura 40. Eficiencia de remoción (%) de los nitratos en condiciones de humedal artificial con invernadero y sin invernadero (sin presencia de vegetación).

- **Comparación de los nitratos en condiciones de humedal artificial con anturios, estructurados bajo invernadero y sin invernadero**

El resultado de las medias de eficiencia a la salida del humedal para las dos etapas, se muestran en la Figura 41, evaluando la eficiencia de remoción de nitratos en el humedal con anturios sin invernadero que registró un valor de 76.75%, lo que indica una eficiencia significativa para eliminar este contaminante. A pesar de ello, los anturios en el humedal con invernadero mostraron una media de 89.5%, lo que sugiere una eficiencia superior acerca de la remoción de nitratos. Se obtuvo mejor remoción que el sistema realizado por Yates et al. (2016) para un humedal sin vegetación y un humedal sembrado con *Carex aquatilis* (Juncia de agua), ambos en un ambiente de invernadero, para el primer escenario la concentración

de nitratos aumentó, por lo que se tuvo una eficiencia de -147%. Para el segundo escenario la eficiencia de remoción fue del 10%. Para ambos casos el autor encontró que no mostraban diferencias significativas por lo que los resultados pueden ser alterados por otros factores. En esta situación los datos encontrados en este estudio apuntan a que el sistema de anturios con invernadero podría ser más eficaz en la eliminación de nitratos.

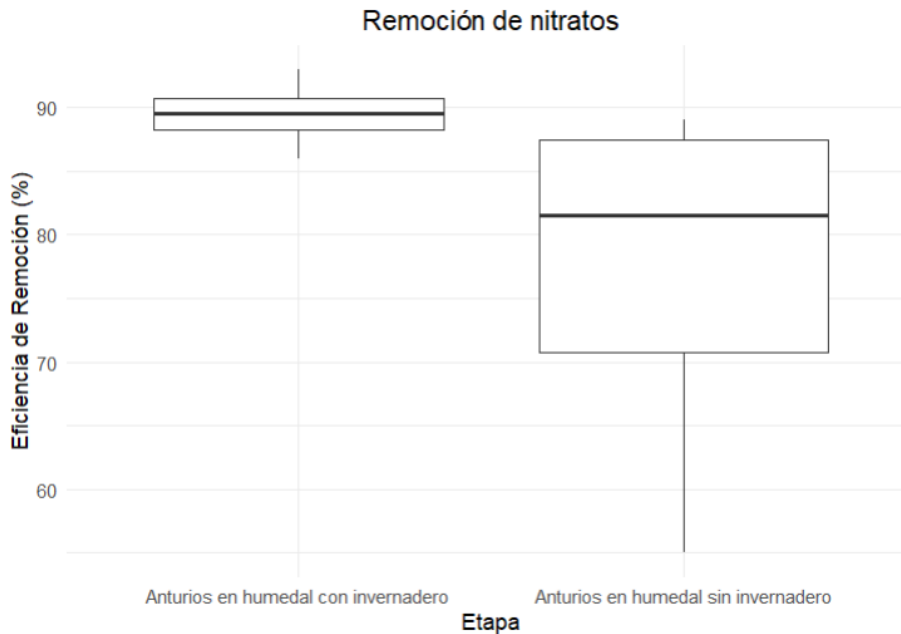


Figura 41. Eficiencia de remoción (%) de nitratos en condiciones de anturios en humedal con invernadero y sin invernadero.

4.3.6. Fosfatos

En la Tabla 17, se detallan las concentraciones promedio de fosfatos registradas en varios puntos de monitoreo, así como las diferentes etapas de estudio. De manera general se puede observar que la mayoría de las concentraciones a la salida del humedal son similares entre sí, aunque estas concentraciones son bajas en todas las etapas no se presentaron porcentajes de remoción, si no que hubo un incremento respecto a este parámetro.

Tabla 17. Variación de los fosfatos en las tres etapas de estudio: humedales sin invernadero, con invernadero y con anturios e invernadero. Análisis de medias y desviaciones.

Etapa	Humedal sin invernadero			Humedal con invernadero			Humedal con anturios e invernadero		
	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS	MFE	MHE	MHS
Promedio	1.18	0.95	1.10	0.92	0.97	1.06	1.02	0.77	0.99

La continuación de la tabla está en la siguiente página

(mg/L)									
Desv. Estándar	0.07	0.06	0.06	0.08	0.18	0.05	0.31	0.16	0.30
Remoción (%)		-10.33			-9.46				-31.5

El porcentaje de remoción representa la relación entre las concentraciones de MHE y MHS en cada una de las etapas.

a. Humedal sin invernadero

Se observa un incremento en los niveles de fosfatos durante esta etapa, registrándose mayores concentraciones en el efluente que en el afluente. En la salida del humedal, el porcentaje de remoción es de -10.33%. Según Kamilya et al. (2022), la principal forma de remoción de fosfatos es mediante la adsorción en el sustrato y la absorción por parte de las plantas. Por su parte, Yang et al. (2022) destacan la capacidad de adsorción de fosfatos por parte de los sustratos a través de mecanismos de intercambio aniónico; sin embargo, la grava presenta una baja capacidad de adsorción (89.05 mg/kg).

Además, en condiciones de agua alcalina (pH 8), los fosfatos previamente adsorbidos en la grava pueden liberarse al medio (Wilcock et al., 2020). Por lo tanto, el aumento en las concentraciones de fosfatos podría estar relacionado con la liberación de estos compuestos debido a las características del sustrato, la resuspensión de partículas y las condiciones del agua.

De manera similar, Jamwal et al. (2021) reporta en su estudio una explicación para el incremento de fosfatos a la salida del humedal. Este autor señala una remoción promedio del 10% de fosfatos en el efluente del humedal, pero también observa que en algunos monitores se registran incrementos en la concentración de este contaminante.

b. Humedal con invernadero

Según los datos registrados, los niveles de fosfatos presentan una remoción negativa de -9.46%, analizando la bibliografía, observamos que temperaturas inferiores a los 15 °C afectan negativamente la acumulación de fósforo por parte de los microorganismos y las fases de adsorción del sustrato. De manera similar, temperaturas superiores a los 35 °C disminuyen la eficiencia en la remoción de fósforo (Kamilya et al., 2020). Por otro lado, Gao et al. (2024) utilizó un humedal con base de sedimentos y cenizas para tratar aguas residuales domésticas simuladas, logrando reducir la concentración de fosfatos en un 95% durante el primer día. El

autor atribuye este resultado a la rápida precipitación del fosfato en el lecho de sedimentos y cenizas con un diámetro de 3 cm.

Comparando estos valores, el desempeño del sistema estudiado es significativamente inferior al reportado por Gao et al. (2024). Esto puede deberse a la diferencia en el lecho del humedal, grava en nuestro estudio y sedimentos con cenizas para el estudio de Gao. El medio utilizado por este autor está optimizado para la remoción de fosfatos, esto puede explicar principalmente la diferencia marcada en la eficiencia.

En este contexto, las condiciones de invernadero y el aumento de temperatura generan un entorno más favorable para la remoción de fosfatos, lo que puede explicar los mejores resultados obtenidos respecto a las condiciones sin invernadero. Sin embargo, también es posible que una menor concentración de fosfatos en el afluente haya contribuido a estos valores.

c. Humedal con anturios e invernadero

Para esta etapa se obtuvo que el promedio de las concentraciones de fosfatos fue de 0.99 mg/L a la salida del humedal, manteniéndose en un rango similar al de las otras etapas, pero con una ligera disminución en la concentración, a su vez la mayor variabilidad de los datos se mostró en el punto de la entrada a la fosa (MFE), con una desviación de ± 0.31 . La dinámica del fósforo en humedales artificiales puede verse influenciada por diversos factores relacionados con el sustrato y las plantas. Según Yunkai Li et al. (2024), el aumento de fósforo tras la siembra de anturios podría deberse a la actividad microbiana en las raíces, que facilita la solubilización del fósforo. Además, durante el proceso de marchitado, las plantas liberan fósforo al agua, contribuyendo a su acumulación en el medio. Por otro lado, Varma et al. (2021) señala que la grava, utilizada como sustrato, tiene una baja capacidad para eliminar fósforo y suele presentar problemas de flujo. Asimismo, los macrófitos no remueven cantidades significativas de fósforo, lo que podría explicar la disminución en la eficiencia de remoción observada tras la siembra de anturios.

d. Comparación de los fosfatos entre las diferentes etapas de estudio; humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios e invernadero

La Figura 42 muestra la concentración de fosfatos a lo largo de diversos monitoreos realizados en tres puntos de evaluación, según las diferentes etapas de estudio, en general, los valores de fosfatos se mantuvieron estables durante la mayor parte del estudio. Se observa que la fosa reduce la concentración de fosfatos, lo que indica que mantiene una capacidad de remoción natural.

Sin embargo, los monitoreos 4 a 6 en el punto MHS correspondientes al período de funcionamiento con el invernadero instalado, muestran que no se logró una remoción de fosfatos. En los monitoreos posteriores, se registra un aumento en la concentración de fosfatos en este mismo punto, lo que coincide con la etapa en que el humedal opera con anturios y el invernadero. Este aumento podría atribuirse a la liberación de fosfatos provenientes del sustrato de coco utilizado para la siembra de los anturios, ya que este sustrato contiene aproximadamente 2 g de fósforo por Kg (Monsalve Camacho et al., 2021).

Adicionalmente, el fósforo puede quedar atrapado en las partículas del suelo y los sedimentos presentes en el humedal (Cocozza et al., 2023), lo que contribuye a reducir su concentración en el agua. Las reacciones químicas entre el fósforo y los componentes del suelo pueden precipitarlo, inmovilizando (Nava-Rojas et al., 2023). Además, el tipo de planta también influye en la eficiencia de remoción de este contaminante; según Kulshreshtha et al. (2022), la eliminación de fosfatos es más eficiente en plantas monocotiledóneas, debido a su mayor biomasa subterránea. Esto es relevante en el caso del anturio, que es una planta monocotiledónea (Chuang et al., 2024; Pereira-Silva et al., 2023).

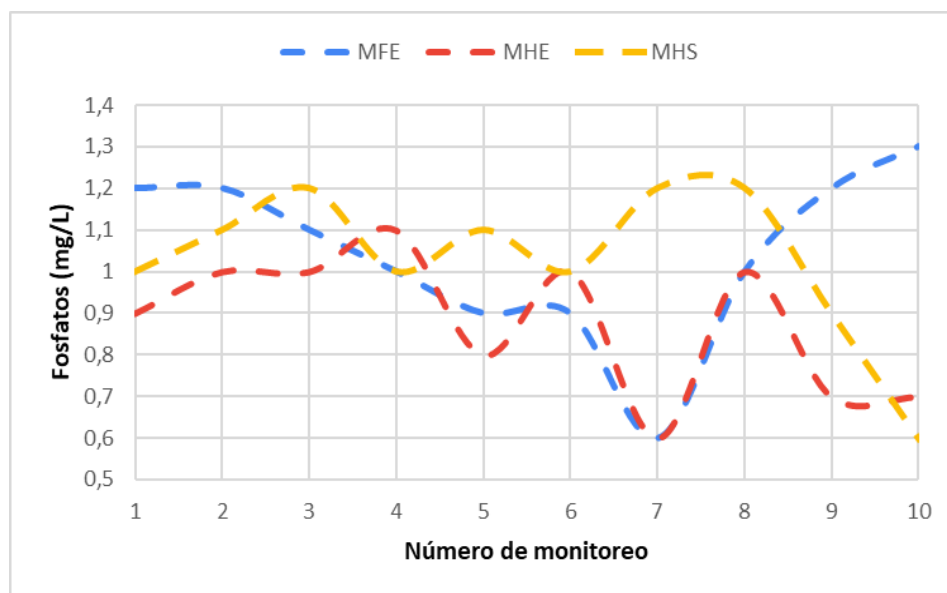


Figura 42. Variación de los fosfatos a lo largo del período de estudio. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 3, con invernadero del 4 al 6 y con invernadero + vegetación del 7 al 10.

e. Análisis estadístico

Para el análisis estadístico de las concentraciones de fosfatos a la salida del humedal se procedió en primer lugar a aplicar el test de normalidad de Shapiro-Wilk, el cual determinó que los datos no siguen una distribución normal. En base a esto se utilizó el test no

paramétrico de Kruskal-Wallis para comparar las concentraciones de fosfatos en las diferentes etapas. Esta prueba arrojó un valor de p igual a 0.7676 (véase Anexo R), lo que indica que no existen diferencias significativas en la comparación de las tres etapas. Esto se demuestra en el análisis de las medianas, que fueron de 1.1 mg/L para el humedal sin invernadero, 1 mg/L para el humedal con invernadero y 1.05 mg/L para la etapa de humedal con anturios bajo invernadero. La comparación de estos resultados puede observarse en la Figura 43.

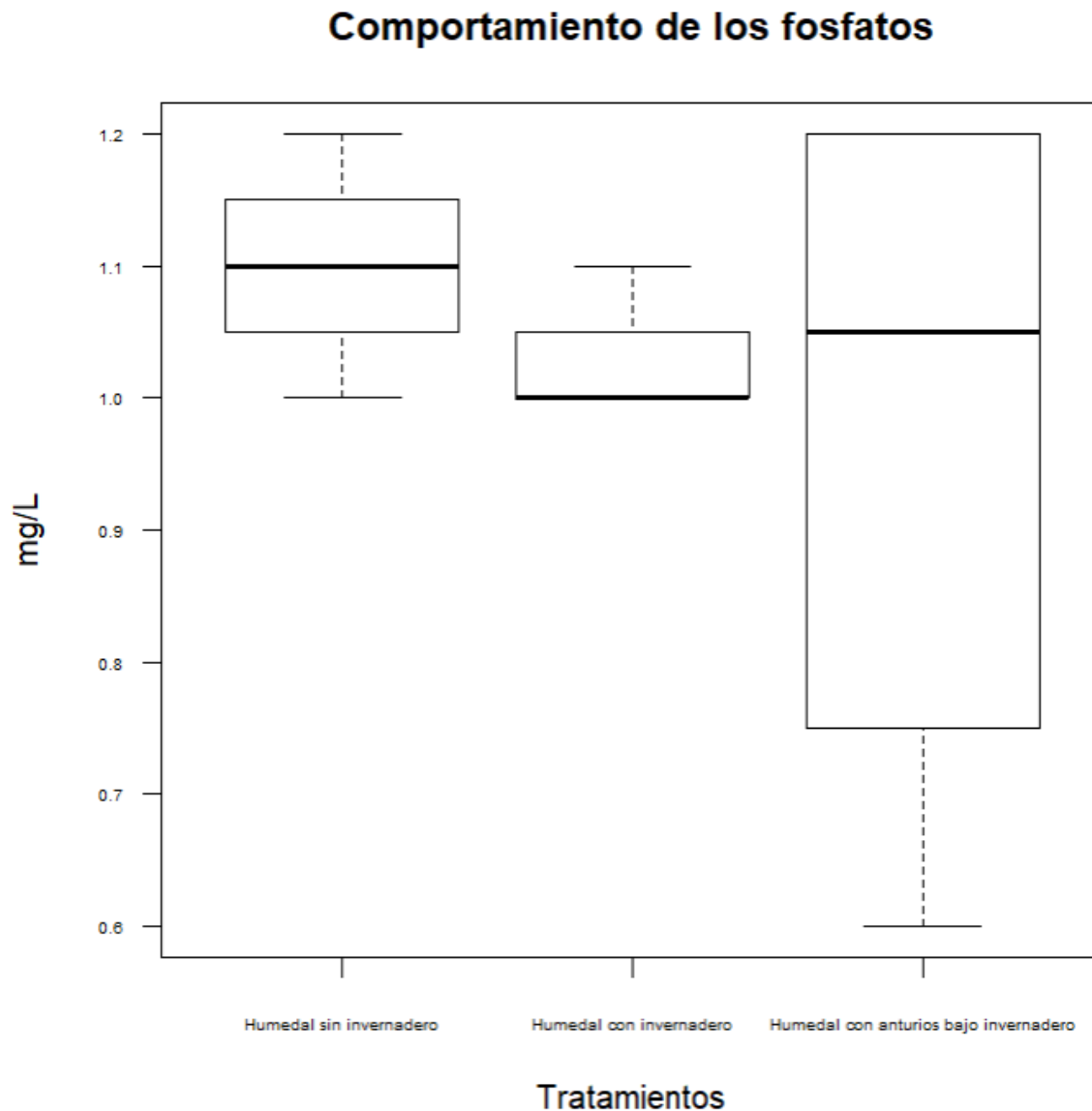


Figura 43. Comparación de los fosfatos en el punto MHS respecto las 3 etapas de estudio: humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero.

- **Comparación de los fosfatos en condiciones de humedal artificial con invernadero y sin invernadero (sin presencia de vegetación)**

La Figura 44 muestra la remoción de fosfatos en dos sistemas de humedales, uno con invernadero y otro sin invernadero. La eficiencia de remoción promedio en el humedal sin invernadero fue de -10.33%, por lo que indica un incremento en la concentración de fosfatos en lugar de una remoción. Mientras que la remoción promedio en el humedal con invernadero fue de -9.46% también mostrando un aumento en la concentración de fosfatos. Estos resultados sugieren que ninguno de los sistemas de humedales con o sin invernadero fue efectivo para remover fosfatos. Uno de los métodos para incrementar la eficiencia de remoción de este parámetro puede ser la implementación de un sistema de humedales híbrido, que según estudios realizados puede llegar a alcanzar una eficiencia de remoción igual al 64% (Nava-Rojas et al., 2023).

De acuerdo con Hsu et al. (2021), una optimización en la aireación, el uso de sustratos y materiales de filtrado, o la combinación de diferentes tipos de humedales construidos podría mejorar significativamente la eficacia en la eliminación de contaminantes (fosfatos) en estos sistemas.



Figura 44. Eficiencia de remoción (%) de fosfatos en condiciones de humedal artificial con invernadero y sin invernadero (sin presencia de vegetación).

- **Comparación de los fosfatos en condiciones de humedal artificial con anturios, estructurados bajo invernadero y sin invernadero**

En relación a las medias de eficiencia de remoción de fosfatos, respecto a la salida del humedal, estas pueden observarse en la Figura 45, en donde se reflejan medias negativas, en el caso de los anturios en humedal sin invernaderos se tiene una media de -5.75%, mientras que para el caso con invernadero un porcentaje de -31.5%. En base a estos resultados, se puede deducir que ninguna de las condiciones representa una eliminación de fosfatos, si no que se representan incrementos respecto al promedio de la concentración de fosfatos a la salida del humedal.

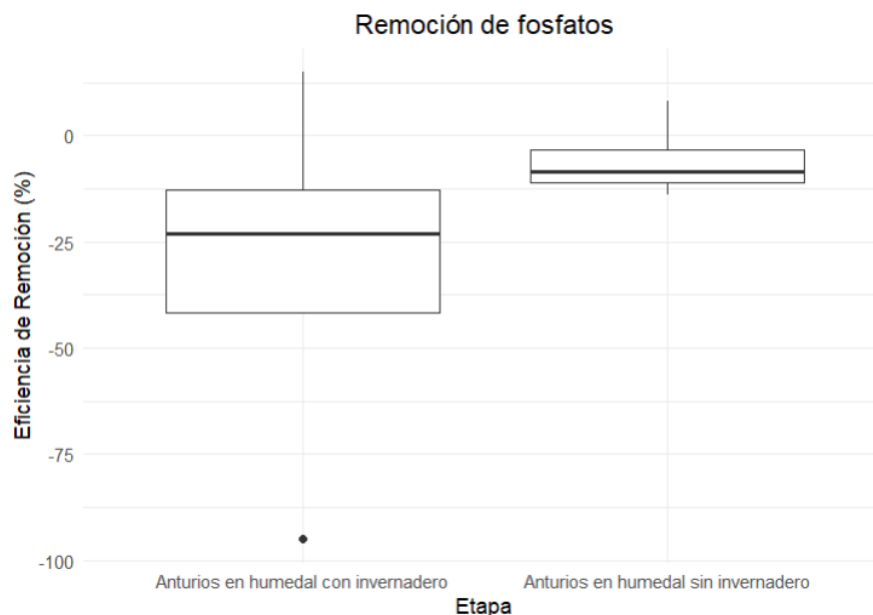


Figura 45. Eficiencia de remoción (%) de fosfatos en condiciones de anturios en humedal con invernadero y sin invernadero.

4.4. Desarrollo y comportamiento de los anturios a lo largo del periodo de estudio en el sistema de tratamiento

a. Observaciones de estrés, síntomas y frecuencia de monitoreo

El período de adaptación de las plantas de anturios fue de tres semanas, durante las cuales se llevó a cabo una observación visual semanal. Este seguimiento permitió verificar el crecimiento y desarrollo de las raíces, asegurando que las plantas se establecieran adecuadamente en su nuevo entorno. A lo largo de estas semanas, se documentaron los cambios en la salud de las plantas, lo que confirmó que habían superado la etapa de adaptación y se encontraban en buenas condiciones (Figura 46). Las condiciones de las

plantas contrastan con las observaciones realizadas por Caraguay Palacios y Plaza León (2023), quienes observaron que al culminar el mes de acoplamiento algunas especies empezaron a marchitarse.

Según López Ocaña et al. (2023), las condiciones ambientales de ciertos lugares tienen una gran influencia en el comportamiento de la vegetación aplicada en humedales artificiales. Factores como la temperatura del agua, así como la disponibilidad de nutrientes son determinantes para el desarrollo.



Figura 46. Condiciones de los anturios durante la etapa de adaptación.

- **Observaciones de Estrés**

El monitoreo de los anturios se llevó a cabo semanalmente, lo que facilitó un seguimiento detallado de la evolución de los síntomas y el comportamiento de las plantas. Durante las primeras semanas, la mayoría de las plantas presentaron un estado adecuado. Sin embargo, se identificaron casos específicos, especialmente en las plantas ubicadas en la entrada del humedal, que mostraron cambios más significativos a lo largo del período de estudio, esta observación es similar a la descrita por Caraguay Palacios y Plaza León (2023).

A partir de la tercera semana, los síntomas de estrés se hicieron más notorios, evidenciándose un color amarillento en las hojas, lo que indica la aparición de clorosis. Este síntoma comenzó a manifestarse después de la fase de adaptación y persistió hasta la sexta semana de monitoreo (Figura 47). La clorosis podría ser atribuida a un posible déficit de nutrientes, particularmente de nitrógeno. Según Jácome et al. (2018), este déficit se manifiesta en hojas, vástagos o pseudotallos más desarrollados, ya que el nitrógeno en órganos maduros se moviliza hacia los órganos jóvenes a través del floema. Además, la

clorosis ha sido documentada en humedales artificiales, como en el estudio de Gami3n y Horna (2021), donde se observ3 en *Cistus ladanifer* debido al alto contenido de cromo en el tratamiento de aguas residuales de mina. Estos hallazgos sugieren que la disponibilidad de nutrientes es crucial para la salud de las plantas en entornos de humedales.

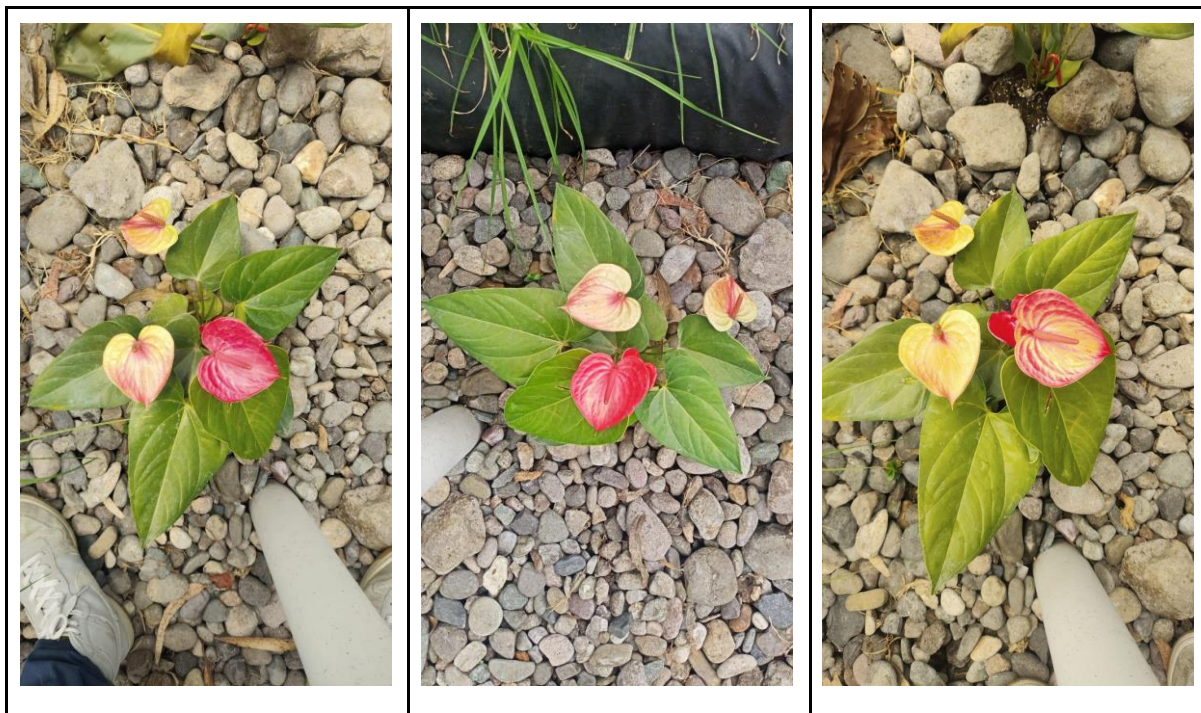


Figura 47. Clorosis presentada en los anturios: a) primera semana de monitoreo, b) tercera semana de monitoreo y c) sexta semana de monitoreo.

Por otro lado, otro de los s3ntomas de estr3s presentados fue el enrollamiento hacia adentro de las hojas el cual se present3 un poco despu3 que la clorosis, en la cuarta semana de monitoreo algunas de las plantas presentaron este s3ntoma en sus hojas, lo cual se extendi3 hasta las 3ltimas semanas de monitoreo, lo que puede ser un indicativo de estr3s h3drico o deficiencias nutricionales (Figura 48). Esto pudo haberse generado por el aumento y reducci3n de la temperatura durante el amanecer y anochecer y la p3rdida de agua de sus hojas (Kulshreshtha et al., 2022). En algunas plantas, se observ3 una ca3da prematura de hojas, lo que puede ser un signo de estr3s, esto depende de cada planta ya que no todas las plantas presentaron este s3ntoma. El marchitamiento y ca3da de las hojas de las plantas en humedales puede darse por no adaptarse a las condiciones del humedal, estar expuestas directamente a la luz y por plagas o enfermedades (Zamora-Castro et al., 2019).

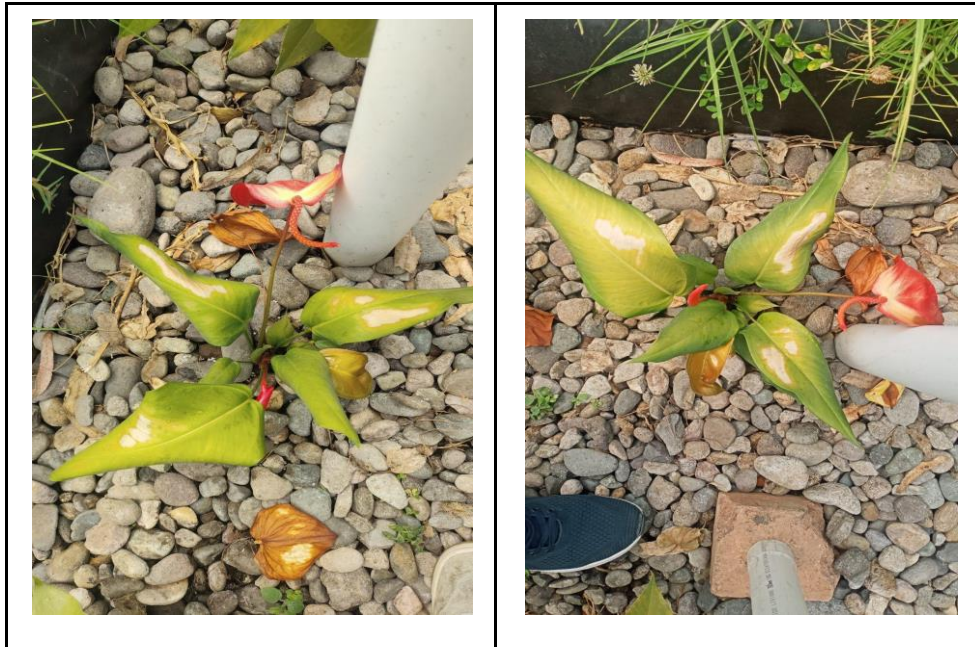


Figura 48. Muestra de anturio enroscamiento y caída de hojas: a) tercer monitoreo y b) sexto monitoreo de desarrollo.

Finalmente, al inicio del segundo mes de monitoreo, se observó otra sintomatología, algunas raíces presentaban una textura blanda y evidencias de pudrición, como se ilustra en la Figura 49. Este problema podría haber surgido como resultado de un déficit de nutrientes (Sosa-Flores et al., 2017).



Figura 49. Muestra de anturio: revisión radicular.

b. Influencia de la ubicación de las plantas en el humedal bajo invernadero

La ubicación de las plantas tiene un impacto significativo en su desarrollo, especialmente en aquellas situadas en la entrada del agua residual al humedal. Este efecto se puede atribuir a la acumulación de sedimentos resultante de la entrada de agua residual, lo que provoca una disminución de nutrientes y, en consecuencia, afecta el crecimiento de las plantas (Chioggia et al., 2024). Además, la disposición de las plantas ornamentales en los humedales construidos es crucial, ya que su crecimiento depende de su posición en relación con la entrada de agua residual y la salida de agua tratada. Este aspecto es fundamental para el uso efectivo de plantas ornamentales en humedales artificiales (López et al., 2022).

Entrada del Humedal: La entrada del humedal fue un punto crítico donde las condiciones ambientales pudieron ser más adversas para las plantas. Factores como la saturación de agua, la variabilidad en la calidad del agua y la concentración de nutrientes pueden afectar negativamente el desarrollo de las plantas lo que se manifestó en síntomas como la clorosis (amarillamiento de las hojas) y la necrosis (muerte del tejido vegetal). En la Figura 50 se representa el comportamiento de una de las plantas ubicadas en la entrada del humedal.

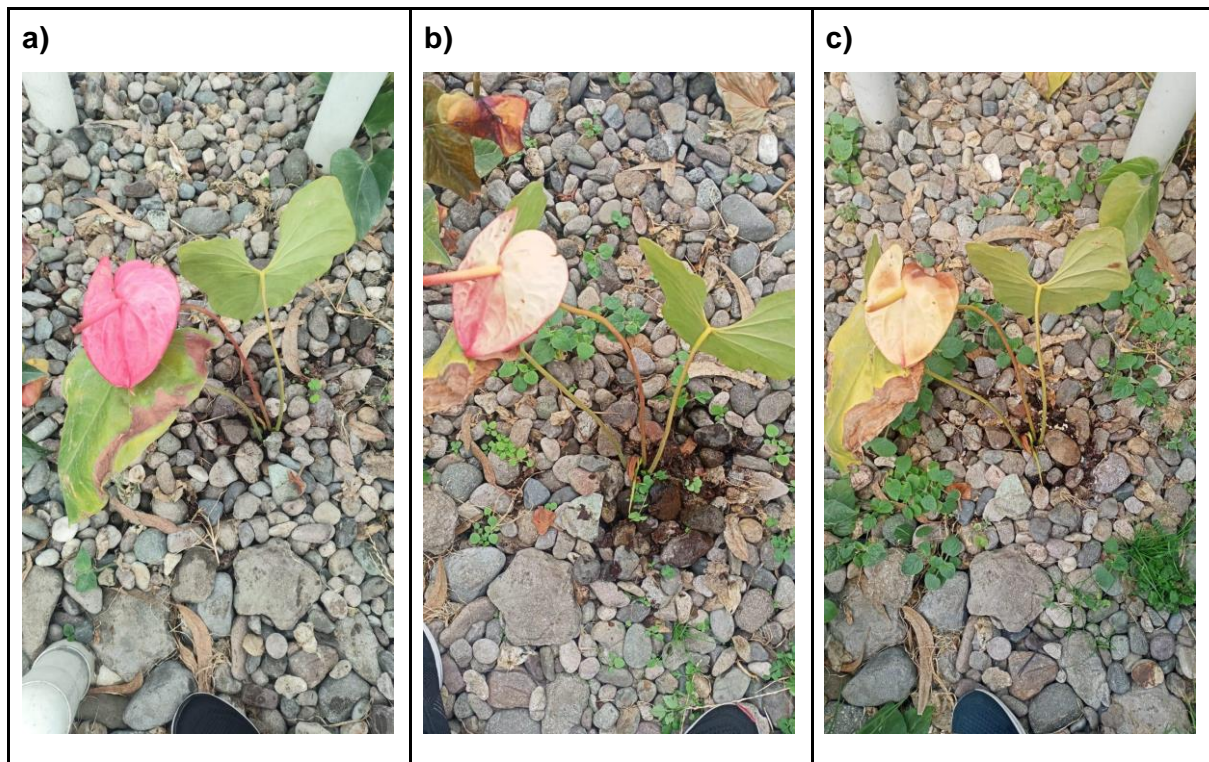


Figura 50. Muestra de anturio ubicado a la entrada del humedal: a) etapa inicial del crecimiento, b) etapa media del crecimiento y c) etapa final del crecimiento.

Centro del Humedal: Las plantas en el centro del humedal mostraron un crecimiento más robusto y saludable, con hojas de un verde intenso y un desarrollo radicular más extenso. Esta zona tuvo un mejor equilibrio de nutrientes y condiciones ambientales. En la Figura 51 se puede observar el caso de una de las plantas de anturios ubicada en el centro del humedal, dentro de sus características principales se puede ver que existe una variabilidad en las tonalidades sobre todo de las hojas, aunque estas no son tan notorias a diferencia de otras plantas.

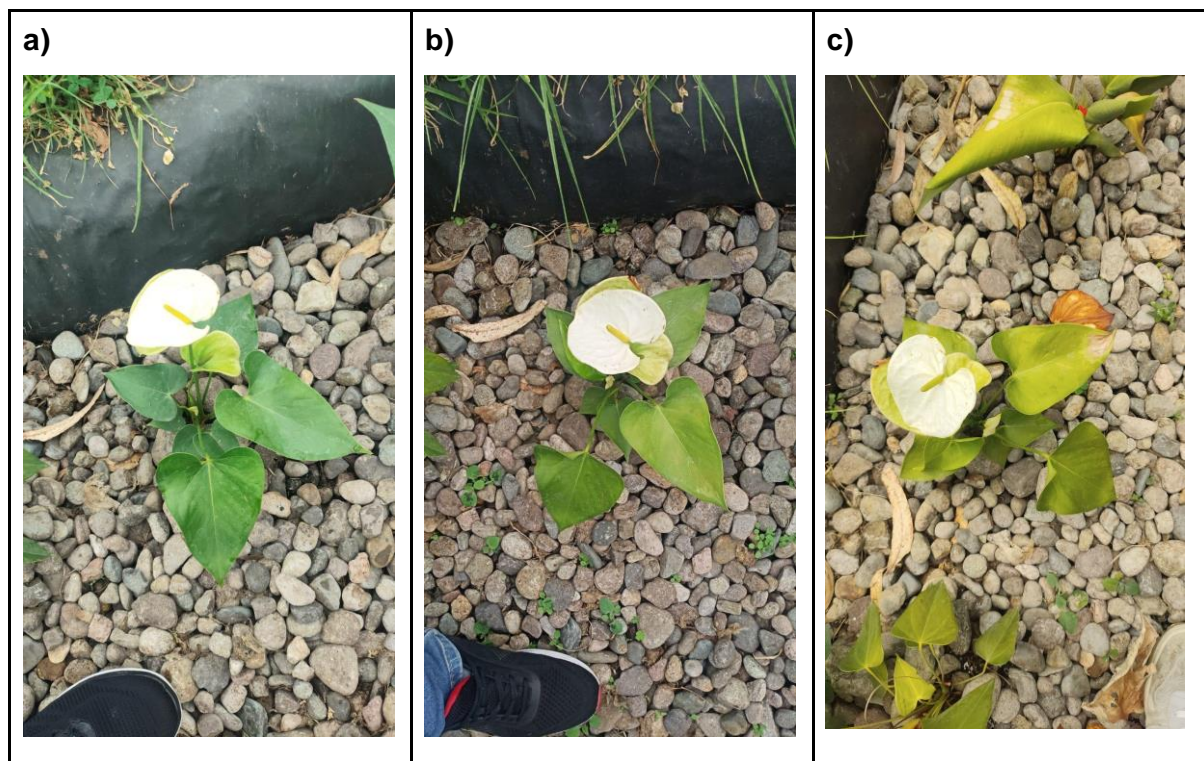


Figura 51. Muestra de anturio punto medio del humedal: a) etapa inicial del crecimiento, b) etapa media del crecimiento y c) etapa final del crecimiento.

Salida del Humedal: Las plantas en esta área presentaron un crecimiento intermedio. Aunque no mostraron síntomas severos de estrés, sí evidenciaron una menor salud en comparación con las del centro, mostrando un color amarillento de las hojas, así como pérdida de cobertura foliar, las condiciones de una de las plantas en este punto se demuestran en la Figura 52.

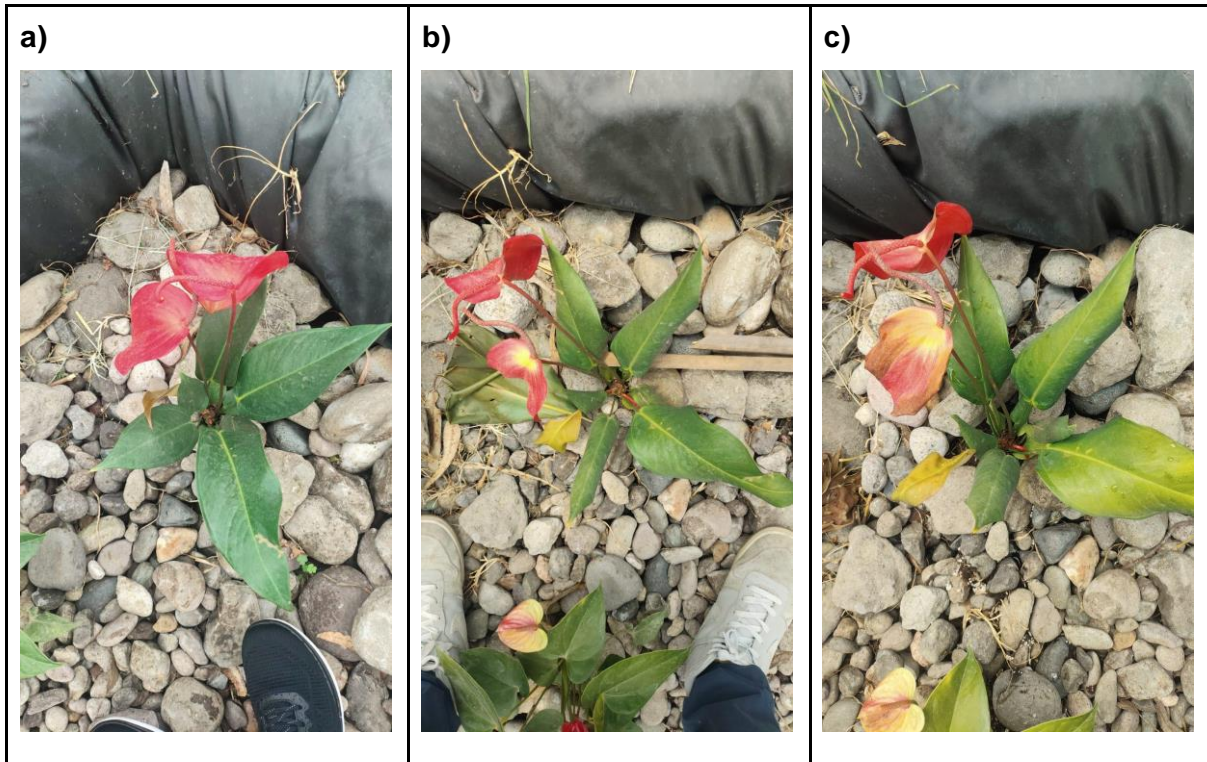


Figura 52. Muestra de anturio a la salida del humedal: a) etapa inicial del crecimiento, b) etapa media del crecimiento y c) etapa final del crecimiento.

Por otro lado, la profundidad del sustrato del humedal y su nivel de saturación tuvieron un impacto considerable en el desarrollo de la vegetación ornamental durante el estudio. A medida que se monitorearon las plantas, se observó que aquellas ubicadas en áreas con un sustrato más profundo y bien saturado presentaron un crecimiento más robusto y saludable, lo que se tradujo en un mejor color de las hojas y una mejor conservación de flores. En contraste, las plantas en sustratos menos profundos o con una saturación inadecuada mostraron síntomas de estrés, como el amarillamiento de las hojas y el enrollamiento, lo que sugiere que las condiciones del sustrato son cruciales para el bienestar de las plantas. Estos hallazgos respaldan la afirmación de Nani et al. (2024) sobre la importancia de estas variables en el desarrollo de la vegetación ornamental.

c. Aplicación de urea

Como se mencionó en la sección sobre las observaciones de estrés en las plantas, las raíces presentaron condiciones no óptimas, especialmente en su aspecto. Basándose en las concentraciones de nitrógeno y fósforo en la salida del humedal durante la etapa en que se cultivaron anturios bajo invernadero, se determinó la relación N/P, que resultó ser de 0.11. Según Marin et al. (2023), una relación menor a 5 indica que el nitrógeno es el reactivo limitante.

Como resultado, se decidió aplicar urea para corregir el déficit nutricional. La urea se esparció en forma sólida alrededor de la base de cada planta, asegurándose de que no hubiera contacto directo con el tallo o las hojas. En la Figura 53, se puede observar el estado de una de las plantas antes y después de la aplicación de urea. Aunque los cambios no son tan evidentes, se puede afirmar que una semana después de la aplicación, la planta mostró una mejora en su apariencia, recuperando en menor grado el color de sus flores.

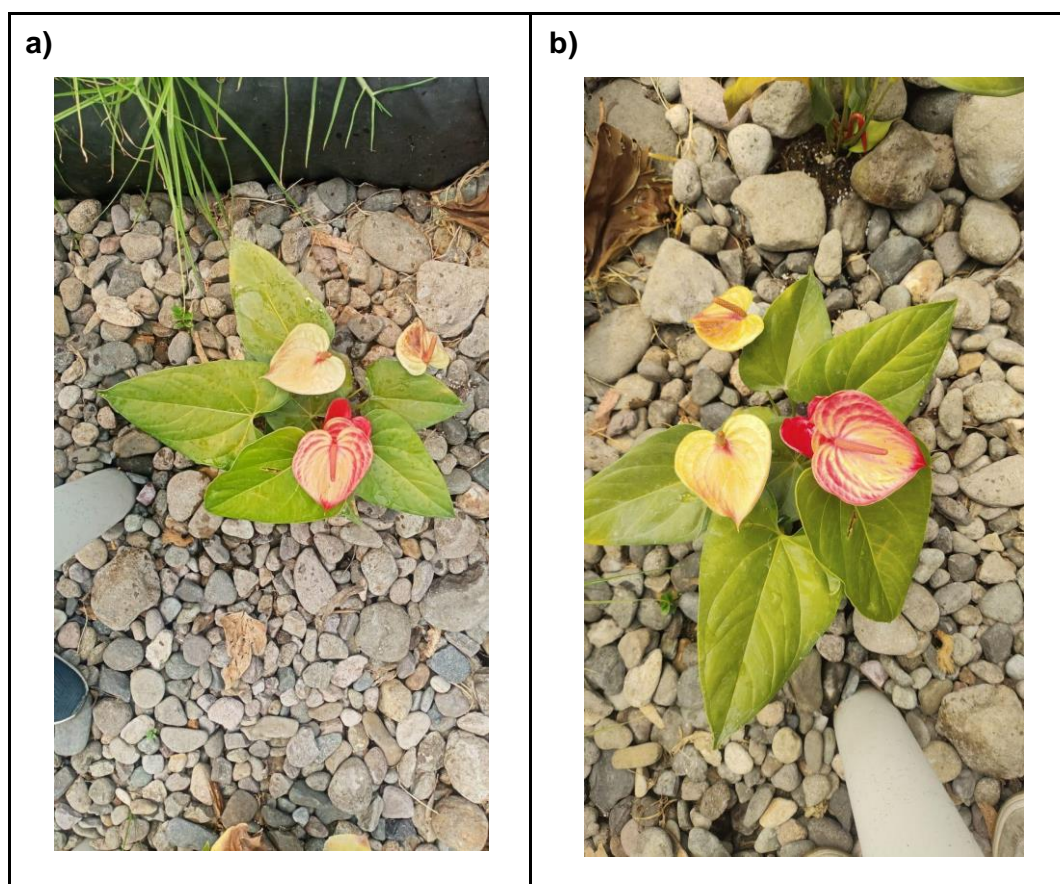


Figura 53. Muestra de anturio; a) antes de la aplicación de urea y b) una semana después de haber sido aplicada en la planta.

d. Condiciones finales de los anturios

Después de haber finalizado el segundo mes de monitoreo, aunque las plantas presentaban ciertos problemas, todas se mantuvieron vivas, destacando varias que aún se encontraban en buenas condiciones (Figura 54). Este resultado es alentador, ya que indica una resiliencia notable en las especies cultivadas, lo que sugiere que, a pesar de las dificultades, el sistema de humedal está funcionando de manera efectiva en términos generales. Estas observaciones contrastan significativamente con los resultados de Caraguay Palacios y Plaza León (2023), quienes a los dos meses en el humedal que instalaron, observaron la pérdida de la mayoría de las especies de anturios sembradas. Los autores atribuyen esta situación a

que la temperatura del lugar no era óptima para el desarrollo de estas plantas ornamentales, registrando una temperatura ambiente promedio de 15 °C, lo que resulta insuficiente para el crecimiento saludable de los anturios. Esta diferencia en los resultados puede señalar la importancia de las condiciones ambientales adecuadas y su impacto en la viabilidad de este tipo de sistemas de tratamiento. Otros estudios similares, como el de Ozalde (2016), obtuvieron resultados favorables en humedales artificiales subsuperficiales. En este caso, los anturios cultivados bajo invernadero lograron mantenerse saludables, sin mostrar deficiencias de nutrientes. Además, todas las plantas presentaron floraciones a los cinco meses después de haber sido sembradas en el humedal.

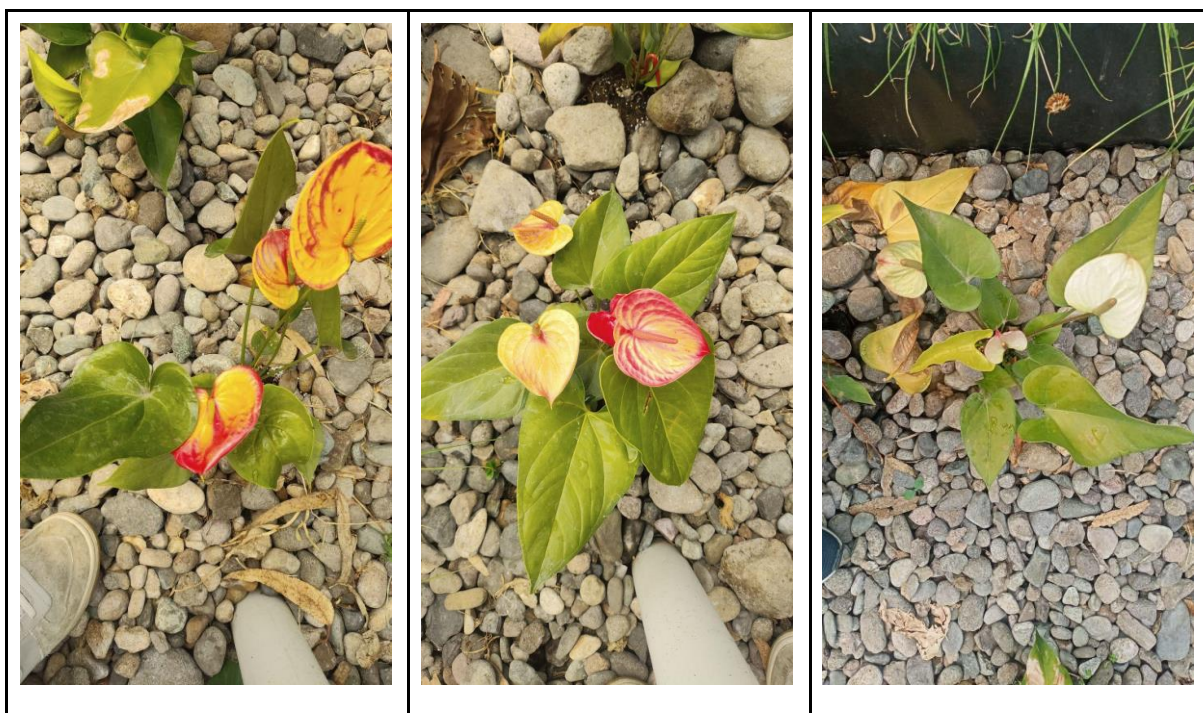


Figura 54. Anturios al finalizar el monitoreo de la vegetación a los dos meses.

Conclusiones y Recomendaciones

5.1. Conclusiones

- De acuerdo con los datos de eficiencia de remoción, el humedal sin invernadero, logró una buena remoción de sólidos suspendidos (49.89%) y una DBO_5 (72.96%), lo cual indica una adecuada eliminación de materia orgánica biodegradable. Sin embargo, presentó limitaciones en la remoción de otros parámetros, como en la DQO con una eficiencia de 6.89% y los fosfatos (-10.33%), lo que sugiere problemas en la oxidación de la materia orgánica más compleja y la retención de nutrientes. Además, la remoción de nitratos (37.5%) fue menor a la de nitrógeno amoniacal (47.8%), lo que evidencia que el proceso de nitrificación-desnitrificación no se estaba desarrollando de manera óptima. Estos resultados resaltan la necesidad de evaluar integralmente el desempeño del humedal y realizar ajustes en el diseño (mejoras en el sustrato, aireación, canales de flujo), operación y mantenimiento para mejorar la eficiencia de remoción de los diferentes contaminantes presentes en las aguas residuales domésticas.
- Los resultados de eficiencia del humedal con invernadero mostraron cierta variación. Por un lado, tuvo una alta eficiencia en la eliminación de DBO_5 (86.63%), lo cual indica una adecuada remoción de materia orgánica biodegradable, con una remoción moderada de nitratos (57.34%). Sin embargo, presentó limitaciones en otros parámetros, como una baja remoción de sólidos suspendidos (25.29%), una menor eficiencia en la oxidación de la materia orgánica más compleja (DQO 47.76%), y una reducida capacidad de nitrificación (17.49% de remoción de nitrógeno amoniacal). Además, se observó una liberación de fosfatos (-9.46%) en lugar de su retención.
- El uso de anturios en el humedal con invernadero parece haber influido positivamente en la eficiencia de remoción de algunos parámetros. Por ejemplo, la alta remoción de sólidos suspendidos (69.98%) sugiere que la vegetación ayudó a eliminar eficazmente partículas disueltas en el agua residual. Asimismo, el buen desempeño en la remoción de nitratos (89,5%) indica que los anturios favorecieron el proceso de desnitrificación. Sin embargo, en esta etapa se presentaron deficiencias en otros aspectos, como una baja remoción de DBO_5 (52.25%) y problemas en la nitrificación, con una remoción negativa de nitrógeno amoniacal (-44.75%). Además, hubo una liberación de fosfatos (-31.5%) en lugar de su retención.
- Los resultados de las pruebas estadísticas realizadas indicaron que existían diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones a la salida del humedal al comparar las tres etapas de estudio (humedal sin invernadero, humedal

con invernadero y humedal con anturios bajo invernadero). Estas diferencias significativas se encontraron específicamente en parámetros como la temperatura, los sólidos suspendidos y los nitratos. Por el contrario, para el resto de los parámetros analizados, no se observaron alteraciones considerables en las concentraciones entre las distintas etapas del estudio.

- Los resultados de la salida del humedal en las tres diferentes etapas (humedal sin invernadero, humedal con invernadero y humedal con anturios en invernadero), para los distintos parámetros (temperatura, pH, DBO₅, DQO, nitrógeno amoniacal y sólidos suspendidos) indicaron que no superaron el límite permisible establecido para la descarga de efluentes en cuerpos de agua dulce, de acuerdo con la normativa TULSMA.
- A pesar de los desafíos enfrentados por los anturios, como cambios en el color de las hojas y problemas en el sistema radicular debido a factores ambientales y la acumulación de sedimentos, la mayoría de las plantas lograron adaptarse al humedal artificial gracias a las condiciones controladas proporcionadas por el invernadero. Este entorno óptimo permitió mantener la salud y firmeza de los anturios, favoreciendo su desarrollo y asegurando que, a pesar de las adversidades, conservaran gran parte de su área foliar y mostrando en buen estado en general.
- En conclusión, los resultados obtenidos sugieren que los humedales bajo invernadero, especialmente aquellos que incorporan vegetación como los anturios, presentan ventajas significativas en la remoción de ciertos contaminantes, como sólidos suspendidos, la DBO₅ y los nitratos, en comparación con los humedales al aire libre. A pesar de las limitaciones observadas en la remoción de nitrógeno amoniacal, el entorno controlado del invernadero favorece la salud de las plantas y su capacidad para contribuir a la eliminación de materia orgánica biodegradable y nutrientes. En general, los humedales bajo invernadero, pueden considerarse una opción más efectiva para el tratamiento de aguas residuales, ubicándose como una forma de tecnología blanda, ya que utilizan procesos biológicos y recursos naturales para tratar aguas residuales, promoviendo la sostenibilidad y la biodiversidad.

5.2. Recomendaciones

- Utilizar materiales rígidos o instalar más postes para mejorar la estabilidad de los tubos transversales, debido a la fuerza que realiza el viento sobre las paredes del invernadero y el peso de la lluvia que debe soportar estos tubos.
- Crear ventanas para que la ventilación natural dentro del invernadero se realice en la parte superior de las paredes o en el techo, debido a la acumulación de calor y humedad en las zonas más altas del humedal de dos aguas. Además de automatizar o realizar manualmente la apertura y cierre de las ventanas para la correcta ventilación durante la mañana y el atardecer respectivamente evitando a su vez una acumulación de gases generada por el mismo humedal y la vegetación.
- Aplicar un procedimiento más cualitativo para el cálculo de coliformes fecales, debido al amplio margen de error que conlleva el uso de la metodología de presencia/ausencia de coliformes que puede generar falsos positivos y negativos y no permite la cuantificación más precisa.
- Implementar un monitoreo continuo de las condiciones ambientales en el humedal artificial, así como realizar análisis regulares de la calidad del agua y del sustrato. Esto permitirá identificar de manera temprana cualquier deficiencia nutricional o acumulación de sedimentos que pueda afectar el desarrollo de las plantas. Adicionalmente, se sugiere ajustar la ubicación de las plantas ornamentales en función de su proximidad a la entrada de agua residual y la salida de agua tratada, optimizando así su crecimiento. La aplicación de fertilizantes, como la urea, debe ser considerada de forma controlada para mantener un equilibrio adecuado de nutrientes, asegurando que los anturios puedan adaptarse y prosperar en el humedal.
- Para mejorar la validez y la confiabilidad de los resultados en el análisis de los tratamientos, se recomienda recolectar una mayor cantidad de datos. Esto permitirá aplicar los tests estadísticos de manera más efectiva y minimizará las incongruencias en los resultados. Una mayor muestra facilitará la identificación de patrones significativos y proporcionará una base más sólida para la interpretación de los datos.

Referencias

Abdelhakeem, S. G., Aboulroos, S. A., & Kamel, M. M. (2016). Performance of a vertical subsurface flow constructed wetland under different operational conditions. *Journal of Advanced Research*, 7(5), 803–814. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2015.12.002>

Alves Sanchez, A., Carolina Ferreira, A., Martins Stopa, J., Cardoso Bellato, F., Araújo de Jesus, T., Helena Gomes Coelho, L., Domingues, M. R., Lucas Subtil, E., Roberto Matheus, D., & Frederigi Benassi, R. (2018). Organic matter, turbidity, and apparent color removal in planted (*Typha sp.* And *Eleocharis sp.*) and unplanted constructed wetlands. *Journal of Environmental Engineering (New York, N.Y.)*, 144(10). [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0001443](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001443)

Artur, A. G., Teixeira, D. B. de S., Martins, T. da S., Taniguchi, C. A. K., & de Castro, A. C. R. (2021). Fertilization for potted foliage anthurium. *Journal of Plant Nutrition*. <https://doi.org/10.1080/01904167.2021.2014881>.

Aye, H. N., & Masih, S. (2023). Role of nutrients in plants, its deficiency and management. *International Journal of Plant & Soil Science*, 35(10), 129–136. <https://doi.org/10.9734/ijpss/2023/v35i102932>

Bacuilima Aucapiña, R. L., & Tasiguano Aucapiña, E. J. (2023). Evaluación de especies vegetales nativas implementadas en un sistema de humedales artificiales de flujo vertical para el tratamiento de aguas residuales domésticas [Trabajo de titulación]. Universidad de Cuenca. <https://dspace.ucuenca.edu.ec/>

Badji, A., Benseddik, A., Bensaha, H., Boukhelifa, A., & Hasrane, I. (2022). Design, technology, and management of greenhouse: A review. *Journal of Cleaner Production*, 373(133753), 133753. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133753>

Barreto, K. S. G., Matias, M. I. de A. S., Nogueira, N. W., & Freitas, R. M. O. de. (2023). Domestic effluent treated for the cultivation of Anthurium (*Anthurium andraeanum* Lind.). *Revista de Gestão Social e Ambiental*, 17(9), 1–15. <https://doi.org/10.24857/rgsa.v17n9-005>

Benjumea Hoyos, C. A., Carmona Loaiza, M. Y., & Rojas, J. M. (2024). Evaluación del potencial de *Eleocharis elegans* mediante humedales artificiales en la fitorremediación de agua residual coloreada proveniente de la agroindustria de las flores. *Revista Innovación y Desarrollo Sostenible*, 5(1), 66–80. <https://doi.org/10.47185/27113760.v5n1.154>

Białowiec, A., Sobieraj, K., Pilarski, G., & Manczarski, P. (2019). The oxygen transfer capacity of submerged plant elodea densa in wastewater constructed wetlands. *Water*, 11(3), 575. <https://doi.org/10.3390/w11030575>

Bustamante, W. O., & Velázquez, J. F. (2015). Consideraciones agronómicas para el diseño de invernaderos típicos de México. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. https://www.imta.gob.mx/biblioteca/libros_html/riego-drenaje/libro-invernaderos-de-mexico.pdf

FAO (2006). CAPÍTULO 3: ESTRUCTURAS, MATERIALES Y EQUIPOS DE PRODUCCIÓN. Recuperado el 31 de julio de 2024, de <https://www.fao.org/4/s8630s/s8630s05.htm>

Caraguay Palacios, C. A., & Plaza León, P. A. (2023). Evaluación de tratamientos sostenibles de aguas residuales domésticas a escala piloto en sistemas unifamiliares de la parroquia Baños. Universidad de Cuenca, Facultad de Ciencias Químicas. Recuperado de <https://dspace.ucuenca.edu.ec/>

Chen, L.-L., Zhang, K., Gong, X.-C., Wang, H.-Y., Gao, Y.-H., Wang, X.-Q., Zeng, Z.-H., & Hu, Y.-G. (2020). Effects of different LEDs light spectrum on the growth, leaf anatomy, and chloroplast ultrastructure of potato plantlets in vitro and minituber production after transplanting in the greenhouse. *Journal of Integrative Agriculture*, 19(1), 108–119. [https://doi.org/10.1016/s2095-3119\(19\)62633-x](https://doi.org/10.1016/s2095-3119(19)62633-x)

Chen, Q., Wu, W., Guo, Y., Li, J., & Wei, F. (2022). Environmental impact, treatment technology and monitoring system of ship domestic sewage: A review. **Science of the Total Environment**, 811, 151410. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151410>

Chen, X., Zhu, H., Bañuelos, G., Shutes, B., Yan, B., & Cheng, R. (2020). Biochar reduces nitrous oxide but increases methane emissions in batch wetland mesocosms. *Chemical Engineering Journal (Lausanne, Switzerland: 1996)*, 392(124842), 124842. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124842>

Chi, R., Wei, Z., Gong, L., Zhang, G., Wen, D., & Li, W. (2024). The study of nitrogen and phosphorus removal efficiency in urbanized river systems using artificial wetland systems with different substrates. *Water*, 16(22), 3309. <https://doi.org/10.3390/w16223309>

Chioggia, F., Grigatti, M., Lavrnić, S., & Toscano, A. (2024). Constructed wetland biomass for compost production: Evaluation of effects on crops and soil. *Ecological Engineering*, 207(107339), 107339. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107339>

Choab, N., Allouhi, A., El Maakoul, A., Kousksou, T., Saadeddine, S., & Jamil, A. (2019). Review on greenhouse microclimate and application: Design parameters, thermal modeling and simulation, climate controlling technologies. *Solar Energy (Phoenix, Ariz.)*, 191, 109–137. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2019.08.042>

Chuang, S.-C., Dobhal, S., Alvarez, A. M., & Arif, M. (2024). Three newspecies, *Xanthomonas hawaiiensis* sp. nov., *Stenotrophomonas aracearum* sp. nov., and *Stenotrophomonas oahuensis* sp. nov., isolated from the Araceae family. *Frontiers in microbiology*, 15. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1356025>

Clarke, E., & Baldwin, A. H. (2002). Responses of wetland plants to ammonia and water level. *Ecological Engineering*, 18(3), 257–264. [https://doi.org/10.1016/s0925-8574\(01\)00080-5](https://doi.org/10.1016/s0925-8574(01)00080-5)

Cocoza, C., Di Iaconi, C., Murgolo, S., Traversa, A., De Mastro, F., De Sanctis, M., Altieri, V. G., Cacace, C., Brunetti, G., & Mascolo, G. (2023). Use of constructed wetlands to prevent overloading of wastewater treatment plants. *Chemosphere*, 311(Pt 2), 137126. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137126>

Córdova Mendoza, Pedro, Barrios Mendoza, Teresa Oriele, Córdova Barrios, Isis Cristel, & Navarrete Velarde, Raúl Antonio. (2021). Tratamiento de aguas residuales domésticas mediante reactor anaerobio para la reutilización del efluente en cultivos agrícolas. *Alfa Revista de Investigación en Ciencias Agronómicas y Veterinaria*, 5(14), 237-249. Epub 31 de agosto de 2021. <https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v5i14.114>

Costa, V. A., Queiroz, F. M. de, Oliveira, M. S., & Naves, P. L. F. (2022). Evaluation of physicochemical and microbiological parameters of wastewater submitted to constructed wetland treatment system. *Fronteiras Journal of Social Technological and Environmental Science*, 11(2), 131–140. <https://doi.org/10.21664/2238-8869.2022v11i2.p131-140>

Cui, Y., Zhang, J., Wen, L., Liu, J., Hao, Z., Wei, C., Jiang, Y., Wei, Y., & Shen, P. (2025). Seasonal changes of chemodiversity along with microbial succession in a municipal wastewater treatment plant. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 150, 318–331. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.08.001>

Dou, N., Li, L., Fang, Y., Fan, S., & Wu, C. (2023). Comparative physiological and transcriptome analyses of tolerant and susceptible cultivars reveal the molecular mechanism of cold tolerance in *Anthurium andraeanum*. *International Journal of Molecular Sciences*, 25(1), 250. <https://doi.org/10.3390/ijms25010250>

El Barkaoui, S., Mandi, L., Aziz, F., Del Bubba, M., & Ouazzani, N. (2023). A critical review on using biochar as constructed wetland substrate: Characteristics, feedstock, design and pollutants removal mechanisms. *Ecological Engineering*, 190(106927), 106927. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.106927>

GAD Municipal del cantón Cuenca. (2021). PLAN DE DESARROLLO Y ORDENAMIENTO TERRITORIAL DEL CANTÓN CUENCA – ACTUALIZACIÓN 2021 PLAN DE USO Y GESTIÓN DEL SUELO DEL CANTÓN CUENCA. https://www.cuenca.gob.ec/sites/default/files/planificacion/1_Diagnostico%20PDOT_PUGS_25_10_2021.docx.pdf

Gallegos-Rodríguez, Jessica, López-Ocaña, Gaspar, Bautista-Margulis, Raúl German, & Torres-Balcázar, Carlos Alberto. (2018). Evaluación de humedales artificiales de flujo libre con *Sagittaria latifolia* y *Sagittaria lancifolia* en el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Ingeniería agrícola y biosistemas*, 10(2), 49-65. Epub 23 de mayo de 2022. <https://doi.org/10.5154/r.inagbi.2017.03.005>

Gamión Abarca, J. L., & Horna Collantes, O. J. (2021). Revisión sistemática de los métodos activos y pasivos en el tratamiento de drenajes ácidos de mina. Universidad César Vallejo.

Gao, D.-W., & Hu, Q. (2012). Bio-contact oxidation and greenhouse-structured wetland system for rural sewage recycling in cold regions: A full-scale study. *Ecological Engineering*, 49, 249–253. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.012>

Gao, X., Bi, Y., Su, L., Lei, Y., Gong, L., Dong, X., Li, X., & Yan, Z. (2024). Unveiling the nitrogen and phosphorus removal potential: Comparative analysis of three coastal wetland plant species in lab-scale constructed wetlands. *Journal of Environmental Management*, 351(119864), 119864. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119864>

García, L. R., Moreno-Bermúdez, L. J., Pérez, M., MarianaLa, O., Padrón, Y., Rodríguez, Y., & Rivero, L. (2018). Protocolo para la micropropagación de *Anthurium cubense* Engler a partir de semilla botánica. *Biotecnología vegetal*, 18(3). <https://revista.ibp.co.cu/index.php/BV/article/view/587/html>

García-Ávila, F., Patiño-Chávez, J., Zhinín-Chimbo, F., Donoso-Moscoso, S., Flores del Pino, L., & Avilés-Añazco, A. (2019). Performance of *Phragmites Australis* and *Cyperus Papyrus* in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed wetlands. *International Soil and Water Conservation Research*, 7(3), 286–296. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.04.001>

Ghoulem, M., El Moueddeb, K., Nehdi, E., Boukhanouf, R., & Kaiser Calautit, J. (2019). Greenhouse design and cooling technologies for sustainable food cultivation in hot climates: Review of current practice and future status. *Biosystems Engineering*, 183, 121–150. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2019.04.016>

Gomes, P. C. S., Rochinha, I. da S. P., Paiva, M. H. R. de, & Santiago, A. da F. (2024). Performance of different macrophytes and support media in constructed wetlands for high turbidity reduction from mine spoil rainwater. *Resources*, 13(12), 168. <https://doi.org/10.3390/resources13120168>

Gómez Ángela Sofía, Casas-Zapata Juan Carlos, Rivera-Chantre Paola Andrea. (2024). Vista de Eficiencia de remoción con un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal de contaminantes disueltos en aguas residuales del beneficio húmedo del café. *Atsmexico.org*. <https://atsmexico.org/atsm/article/view/183/vol12num2>

Google Maps. (2024). Google Maps. Recuperado el 18 de enero de 2025, de https://www.google.com/maps/@-2.9173267,-79.0574264,46m/data=!3m1!1e3?entry=ttu&g_ep=EgoyMDI1MDEyMi4wKXMDSoASAFQAw%3D%3D

Gorgoglione, A., & Torretta, V. (2018). Sustainable management and successful application of constructed wetlands: A critical review. *Sustainability*, 10(11), 3910. <https://doi.org/10.3390/su10113910>

Gülmüş, İ., & Özkaraova, EB (2022). La investigación de sistemas de humedales artificiales para la mejora del agua de drenaje agrícola. *Black Sea Journal of Agriculture*, 5(4), 434-439. <https://doi.org/10.47115/bsagriculture.1126352>

Gutiérrez Velásquez, M., Córdova Mendoza, P., García Espinoza, A. J., Peña Casas, E. P., Barrios Mendoza, T. O., & Peña Casas, E. L. (2022). Alternativa de tratamiento terciario de aguas residuales mediante humedal de flujo subsuperficial para reúso agrícola. *Revista Alfa*, 6(18), 503–515. <https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v6i18.186>

Hernández Castañeda, L. A. (2021). Humedales artificiales en el tratamiento de aguas urbanas: Una revisión bibliográfica. Universidad de Los Andes, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental.

Hernández, L. (2004). EL CULTIVO DEL ANTHURIUM. *Cultivos Tropicales*, 25(4), 41–51. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=193225911004>

Hsu, C.-Y., Yan, G.-E., Pan, K.-C., & Lee, K.-C. (2021). Constructed wetlands as a landscape management practice for nutrient removal from agricultural runoff—A local practice case on the east coast of Taiwan. *Water*, 13(21), 2973. <https://doi.org/10.3390/w13212973>

Ikram, M., Liu, H., Al-Janabi, A. M. S., Kisi, O., Mo, W., Ali, M., & Adnan, R. M. (2024). Enhancing the prediction of influent total nitrogen in wastewater treatment plant using adaptive neuro-fuzzy inference system—gradient-based optimization algorithm. *Water*, 16(21), 3038. <https://doi.org/10.3390/w16213038>

INEC. (2022). Gestión de Agua Potable y Saneamiento. https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Encuestas_Ambientales/Municipios_2021/Agua_potable_alcantarrillado_2021/Boletin%20tecnico%20APA%202021_V3JA.pdf

Instituto de Investigaciones Agropecuarias. (2016). Técnicas de captación, acumulación, y aprovechamiento de aguas lluvias (J. Carrasco, Ed.). Centro Regional Rayentué.

Jácome-Chacón, M. A., Trejo-Téllez, L. I., Pérez-Sato, J. A., García-Albarado, J. C., Cuacua-Temiz, C., & Gómez-Merino, F. C. (2018). Vista de CONSIDERACIONES SOBRE MANEJO FITOSANITARIO, NUTRIMENTAL Y POSTCOSECHA DE HELICONIAS PARA SU COMERCIALIZACIÓN. *Revista-agroproductividad.org*. <https://www.revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/1095/932>

Jamwal, P., Raj, A. V., Raveendran, L., Shirin, S., Connelly, S., Yeluripati, J., Richards, S., Rao, L., Helliwell, R., & Tamburini, M. (2021). Evaluating the performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands: A case study from southern India. *Ecological Engineering*, 162(106170), 106170. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106170>

Ji, B., Zhao, Y., Vymazal, J., Qiao, S., Wei, T., Li, J., & Mander, Ü. (2020). Can subsurface flow constructed wetlands be applied in cold climate regions? A review of the current knowledge. *Ecological Engineering*, 157(105992), 105992. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105992>

Ji, M., Hu, Z., Hou, C., Liu, H., Ngo, H. H., Guo, W., Lu, S., & Zhang, J. (2020). New insights for enhancing the performance of constructed wetlands at low temperatures. *Bioresource Technology*, 301(122722), 122722. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122722>

Kamilya, T., Majumder, A., Yadav, M. K., Ayoob, S., Tripathy, S., & Gupta, A. K. (2022). Nutrient pollution and its remediation using constructed wetlands: Insights into removal and

recovery mechanisms, modifications and sustainable aspects. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3), 107444. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107444>

Kasenene, A. J., Machunda, R. L., & Njau, K. N. (2021). Performance of inclined plates settler integrated with constructed wetland for high turbidity water treatment. *Water Practice & Technology*, 16(2), 516–529. <https://doi.org/10.2166/wpt.2021.009>

Kataki, S., Chatterjee, S., Vairale, M. G., Sharma, S., Dwivedi, S. K., & Gupta, D. K. (2021). Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on various aspects of microbial fuel cell integration, low temperature strategies and life cycle impact of the technology. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 148(111261), 111261. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111261>

Khalifa, M. E., El-Reash, Y. G. A., Ahmed, M. I., & Rizk, F. W. (2020). Effect of media variation on the removal efficiency of pollutants from domestic wastewater in constructed wetland systems. *Ecological Engineering*, 143(105668), 105668. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105668>

Kochi, L. Y., Freitas, P. L., Maranhão, L. T., Juneau, P., & Gomes, M. P. (2020). Aquatic macrophytes in constructed wetlands: A fight against water pollution. *Sustainability*, 12(21), 9202. <https://doi.org/10.3390/su12219202>

Kpannieu, D. E., Kouadio, N. K., Konan, N. S., Hippolyte, C. N., Mallet, M., Coulibaly, L., & Ruby, C. (2022). Phosphorus and nitrogen removal by saturated vertical-flow constructed wetlands (SVCWs) type micro-pilot using shale from Ivory Coast as a substrate. *Journal of geoscience and environment protection*, 10(08), 24–38. <https://doi.org/10.4236/gep.2022.108003>

Kulshreshtha, N. M., Verma, V., Soti, A., Brighu, U., & Gupta, A. B. (2022). Exploring the contribution of plant species in the performance of constructed wetlands for domestic wastewater treatment. *Bioresource Technology Reports*, 18(101038), 101038. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101038>

Lam, V. S., Tran, T. C. P., Vo, T.-D.-H., Nguyen, D. D., & Nguyen, X. C. (2024). Meta-analysis review for pilot and large-scale constructed wetlands: Design parameters, treatment performance, and influencing factors. *The Science of the Total Environment*, 927(172140), 172140. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172140>

Geoportal Ecuador – Infraestructura de Datos Espaciales. (2017). Gob.ec. <https://www.geoportaligm.gob.ec/portal/>

Lee, J., Antonini, G., Al-Omari, A., Muller, C., Mathew, J., Bell, K., Pearce, J. M., & Santoro, D. (2024). Electrochemical methods for nutrient removal in wastewater: A review of advanced electrode materials, processes, and applications. *Sustainability*, 16(22), 9764. <https://doi.org/10.3390/su16229764>

Lee, S.-Y., Lee, I.-B., & Kim, R.-W. (2018). Evaluation of wind-driven natural ventilation of single-span greenhouses built on reclaimed coastal land. *Biosystems Engineering*, 171, 120–142. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2018.04.015>

Lenscak, M. P., & Iglesias, N. (Eds.). (2019). *Tecnología apropiada en las regiones productivas del territorio nacional argentino (del paralelo 23 al 54)*. INTA Ediciones.

Li, A., Huang, L., & Zhang, T. (2017). Field test and analysis of microclimate in naturally ventilated single-sloped greenhouses. *Energy and buildings*, 138, 479–489. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.12.047>

Li, Yifei, Wu, B., Zhu, G., Liu, Y., Ng, W. J., Appan, A., & Tan, S. K. (2016). High-throughput pyrosequencing analysis of bacteria relevant to cometabolic and metabolic degradation of ibuprofen in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *The Science of the Total Environment*, 562, 604–613. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.020>

Li, Yunkai, Xie, H., Hu, X., Yao, D., Dai, N., Hu, Z., Zhang, J., & Liang, S. (2024). Effect of plant development on phosphorus fractions and microbial phosphorus cycle in subsurface flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(5), 113650. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113650>

Liang, M.-Y., Han, Y.-C., Easa, S. M., Chu, P.-P., Wang, Y.-L., & Zhou, X.-Y. (2020). New solution to build constructed wetland in cold climatic region. *The Science of the Total Environment*, 719(137124), 137124. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137124>

Licata, M., Gennaro, M. C., Tuttolomondo, T., Leto, C., & La Bella, S. (2019). Research focusing on plant performance in constructed wetlands and agronomic application of treated wastewater – A set of experimental studies in Sicily (Italy). *PloS One*, 14(7), e0219445. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219445>

López Alba, J. E., Marín-Muñiz, J. L., Zamora-Castro, S. A., & Celis Pérez, M. del C. (2022). Evaluación del crecimiento de plantas sembradas en humedal artificial: efecto del posicionamiento de sembrado. *Journal of Basic Sciences*, 8(23), 104-111. <https://doi.org/10.19136/jobs.a8n23.5349>

López Ocaña, G., Estrada Pérez, N., Aguilar Pérez, G., Alonso Mendoza, E. C., & Torres Balcázar, C. A. (2023). Degradación de contaminantes en humedales artificiales en serie con especies macrófitas del trópico húmedo. *CIBA Revista Iberoamericana de las Ciencias Biológicas y Agropecuarias*, 12(24), 19–48. <https://doi.org/10.23913/ciba.v12i24.122>

Ma, J., Ding, Y., Cheng, J. C. P., Jiang, F., & Xu, Z. (2020). Soft detection of 5-day BOD with sparse matrix in city harbor water using deep learning techniques. *Water Research*, 170(115350), 115350. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115350>

Maharjan, A. K., Mori, K., & Toyama, T. (2020). Nitrogen removal ability and characteristics of the laboratory-scale tidal flow constructed wetlands for treating ammonium-nitrogen contaminated groundwater. *Water*, 12(5), 1326. <https://doi.org/10.3390/w12051326>

Mahon, J. M., Knappe, J., & Gill, L. W. (2022). Sludge accumulation rates in septic tanks used as part of the on-site treatment of domestic wastewater in a northern maritime temperate climate. *Journal of Environmental Management*, 304(114199), 114199. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114199>

Marín-Muñiz, J. L. (2017). HUMEDALES CONSTRUIDOS EN MÉXICO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES, PRODUCCION DE PLANTAS ORNAMENTALES Y REUSO DEL AGUA. *Agro Productividad*, 10(5). <https://www.revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/1028>

Marín-Muñiz, J. L., Herazo, L. C. S., Zamora-Castro, S. A., & del Carmen Celis-Pérez, M. (2022). Humedales con plantas ornamentales y relleno de plástico reutilizado como tratamiento sustentable de aguas residuales. *Journal of Basic Sciences*, 8(23), 146–153. <https://doi.org/10.19136/jobs.a8n23.5354>

Martínez, M., Mendoza, J., Medrano, B., Gómez, L., & Zafra, C. (2020). Evaluación de la turbiedad como parámetro indicador del tratamiento en una planta potabilizadora municipal. *Revista UIS ingenierías*, 19(1), 15–24. <https://doi.org/10.18273/revuin.v19n1-2020001>

Marzec, M., Listosz, A., Malik, A., Kulik, M., & Józwiakowski, K. (2024). Organic pollutants removal in a hybrid constructed wetland wastewater treatment plant with an aeration system. *Water*, 16(7), 947. <https://doi.org/10.3390/w16070947>

Maspolim, Y., Zhou, Y., Guo, C., Xiao, K., & Ng, W. J. (2015). The effect of pH on solubilization of organic matter and microbial community structures in sludge fermentation. *Bioresource Technology*, 190, 289–298. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.087>

Matolisi, E., Damiri, N., Sodik Imanudin, M., & Hasyim, H. (2024). Performance of horizontal subsurface flow constructed wetland in domestic wastewater treatment using different media. *Inżynieria Ekologiczna*, 25(3), 107–119. <https://doi.org/10.12911/22998993/178273>

Michael, O. A. (2016). Tratamiento y reutilización de aguas grises en humedal artificial dentro de invernadero en Iztapalapa, México Distrito Federal. Universidad Nacional Autónoma de México.

Michalski, K., Kośka-Wolny, M., Chmielowski, K., Bedla, D., Petryk, A., Guzdek, P., Dąbek, K. A., Gąsiorek, M., Grübel, K., & Halecki, W. (2024). Examining the potential of biogas: A pathway from post-fermented waste into energy in a wastewater treatment plant. *Energies*, 17(22), 5618. <https://doi.org/10.3390/en17225618>

Monsalve Camacho, O. I., Henao Toro, M. C., & Gutiérrez Díaz, J. S. (2021). Caracterización de materiales con uso potencial como sustratos en sistemas de cultivo sin suelo. *Corpoica ciencia y tecnología agropecuaria*, 22(1). https://doi.org/10.21930/rcta.vol22_num1_art:1977

Montero Torres, J. (2022). Relación de la radiación solar con la producción de plantas agroproductivas. *Revista de Investigación e Innovación Agropecuaria y de Recursos Naturales*, 9(1), 52–66. <https://doi.org/10.53287/oqym7033yy88k>

Montero, M. J., Castañeda, M., Lango, F., Navarrete, G., & Martínez, L. (2023). Eliminación de bacterias patógenas en un sistema híbrido de humedal construido subterráneo alimentado horizontalmente. **J*, *6*(3)*, 492-507. <https://doi.org/10.3390/j6030032>

Nani, G., Sandoval-Herazo, M., Martínez-Reséndiz, G., Marín-Peña, O., Zurita, F., & Sandoval Herazo, L. C. (2024). Influence of bed depth on the development of tropical ornamental plants in subsurface flow treatment wetlands for municipal wastewater treatment: A pilot-scale case. *Plants*, 13(14), 1958. <https://doi.org/10.3390/plants13141958>

Nava-Rojas, J., Lango-Reynoso, F., Castañeda-Chávez, M. del R., & Reyes-Velázquez, C. (2023). Remoción de Contaminantes en los Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial: Una Revisión. *Terra Latinoamericana: organo científico de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C*, 41. <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1715>

Nuamah, L. A., Li, Y., Pu, Y., Nwankwegu, A. S., Haikuo, Z., Norgbey, E., Banahene, P., & Bofah-Buoh, R. (2020). Constructed wetlands, status, progress, and challenges. The need for critical operational reassessment for a cleaner productive ecosystem. *Journal of Cleaner Production*, 269(122340), 122340. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122340>

Obeidat, N., Shatanawi, K., Kassab, G., & Halalsheh, M. (2024). Performance of decentralized wastewater treatment system employing Upflow anaerobic sludge blanket and Vertical Flow Constructed Wetland. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 9(100695), 100695. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100695>

Organización Panamericana de la Salud OPS. (2023). Día Interamericano del Saneamiento: el 50,8% de América Latina y el Caribe no tiene un saneamiento gestionado de manera segura a siete años del cumplimiento de los ODS. *Paho.org*. <https://www.paho.org/es/noticias/16-11-2023-dia-interamericano-saneamiento-508-america-latina-caribe-no-tiene-saneamiento>

Osorio-Rivera, M., Carrillo-Barahona, W., Negrete-Costales, J., Loor-Lalvay, X., & Riera-Guachichullca, E. (2021). La calidad de las aguas residuales domésticas. *Polo del Conocimiento*, 6(3), 228-245. <https://doi.org/10.23857/pc.v6i3.2360>

Parde, D., Patwa, A., Shukla, A., Vijay, R., Killedar, D. J., & Kumar, R. (2021). A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. *Environmental Technology & Innovation*, 21(101261), 101261. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101261>

Park, J. W., Kim, S. Y., Noh, J. H., Bae, Y. H., Lee, J. W., & Maeng, S. K. (2022). A shift from chemical oxygen demand to total organic carbon for stringent industrial wastewater regulations: Utilization of organic matter characteristics. *Journal of Environmental Management*, 305(114412), 114412. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114412>

Parra Huertas, R. A. (2015). Digestión anaeróbica: mecanismos biotecnológicos en el tratamiento de aguas residuales y su aplicación en la industria alimentaria. *Producción + limpia*, 10(2), 142–159. <https://doi.org/10.22507/pml.v10n2a13>

Pereira-Silva, C. G., Ballego-Campos, I., Sakuragui, C. M., Gonçalves, E. G., & Paiva, E. A. S. (2023). First report of colleters in Araceae: A case study in *Anthurium andraeanum* reveals diverse mucilage glands associated with the developing shoot. *Plants*, 12(16), 2912. <https://doi.org/10.3390/plants12162912>

Polo Salazar, R. A., Huamán Carranza, M. M., Flores Albornoz, J. I., Poma Villafuerte, C. B., & Dávila Paredes, C. M. (2019). Efficiency of the Basic Sanitation Unit using artificial wetlands with native species for the purification of wastewater in the Tuyu Ruri - Marcara experimental center, for irrigation water reuse.

Ponce, P., Molina, A., Cepeda, P., Lugo, E., & MacCleery, B. (2014). *Greenhouse Design and Control*. CRC Press.

Qin, L., Wang, D., Zhang, Z., Li, X., Chai, G., Lin, Y., Liu, C., Cao, R., Song, Y., Meng, H., Wang, Z., Wang, H., Jiang, C., Guo, Y., Li, J., & Zheng, X. (2023). Impact of dissolved oxygen on the performance and microbial dynamics in side-stream activated sludge hydrolysis process. *Water*, 15(11), 1977. <https://doi.org/10.3390/w15111977>

Ramalho, R. S. (2021). *Tratamiento de aguas residuales*. España: Reverte.

Ramirez Arbieto, K. M., & Alva Huapaya, C. A. (2024). Technical efficiency for the treatment of domestic wastewater applying artificial wetland, Lima, 2023. Proceedings of the 22nd LACCEI International Multi-Conference for Engineering, Education and Technology (LACCEI 2024): "Sustainable Engineering for a Diverse, Equitable, and Inclusive Future at the Service of Education, Research, and Industry for a Society 5.0." <https://doi.org/10.18687/laccei2024.1.1.713>

Ramírez, J. S., Rodríguez Loaiza, D. C., & Asprilla, W. J. (2022). Humedales artificiales subsuperficiales: comparación de metodologías de diseño para el cálculo del área superficial basado en la remoción de la materia orgánica. *Ingenierías USBMed*, 11(1), 65–73. <https://doi.org/10.21500/20275846.4558>

Ren, X., Li, G., Ding, S., Wang, J., Zhang, M., Sun, X., Zhao, Q., & Li, P. (2024). Applicability analysis of different evapotranspiration models for maize farmland in the lower Yellow River Plain based on eddy covariance measurements. *International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology*. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2024.10.005>

Reza, A., Haller, S., & Mao, X. (2024). Electrocoagulation as a remedial approach for phosphorus removal from onsite wastewater: A review. *Water*, 16(22), 3206. <https://doi.org/10.3390/w16223206>

Rodríguez M., Molina J., Jácome A., & Suárez, J. (2018). Humedal de flujo vertical para tratamiento terciario del efluente físico-químico de una estación depuradora de aguas residuales domésticas. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 14(2), 223–235. [https://doi.org/10.1016/s1405-7743\(13\)72238-8](https://doi.org/10.1016/s1405-7743(13)72238-8)

Romero Rojas, J. A. (2010). *Tratamiento de aguas residuales: teoría y principios de diseño*. Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.

Salgado, J. J. ., Pañuela, G. A., & RodríguezLoaiza, D. C. (2022). Optimización de un sistema de tratamiento mediante ensayos de tratabilidad para la remoción de materia orgánica en aguas residuales de alta complejidad. *Ingenierías USBMed*, 13(1), 46–55. <https://doi.org/10.21500/20275846.4741>

Sánchez, M., Gonzalo, O. G., Yáñez, S., Ruiz, I., & Soto, M. (2021). Influence of nutrients and pH on the efficiency of vertical flow constructed wetlands treating winery wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 42(102103), 102103. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102103>

Sandoval, L., Zamora, S., Vidal, M., & Marín, J. (2019). Papel de las plantas de humedales y uso de plantas ornamentales con flores en humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales: una revisión. *Applied Sciences* ; 9(4):685. <https://doi.org/10.3390/app9040685>

Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. (2007). *Invernaderos rústicos*.

Sha, C., Shen, S., Zhang, J., Zhou, C., Lu, X., & Zhang, H. (2024). A review of strategies and technologies for sustainable decentralized wastewater treatment. *Water*, 16(20), 3003. <https://doi.org/10.3390/w16203003>

Silva Júnior, É. D. da, & Souza, M. A. A. de. (2023). Kinetic-hydrodynamic models considering climatic influence on the domestic sewage treatment by constructed wetlands in tropical country. *Acta Scientiarum Technology*, 46(1), e63530. <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v46i1.63530>

Singh, A., Katoch, S., Bajpai, M., & Rawat, A. (2022). Constructed Wetlands: A sustainable way of Treating Wastewater in Cold Climate - A review. *Pollution*, 8(2), 373–396. <https://doi.org/10.22059/poll.2021.324626.1103>

Singh, J., Nigam, R., Hasan, W., Kumar, A., & Singh, H. (Eds.). (2018). *Advances in Horticultural Crops* (Primera edición). Weser Books.

single-span greenhouses built on reclaimed coastal land. *Biosystems Engineering*, 171, 120–142. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2018.04.015>

Sosa-Flores, V. P., Valdez-Aguilar, L. A., Cartmill, D. L., Cartmill, A. D., Benavides-Mendoza, A., & Juárez-Maldonado, A. (2017). Anion Proportion in the Nutrient Solution Impacts the Growth and Nutrient Status of Anthurium (*Anthurium andraeanum* Linden ex. André.). *HortScience: a publication of the American Society for Horticultural Science*, 52(11), 1585–1592. <https://doi.org/10.21273/hortsci12082-17>

Soussi, M., Chaibi, M. T., Buchholz, M., & Saghrouni, Z. (2022). Comprehensive review on climate control and cooling systems in greenhouses under hot and arid conditions. *Agronomy (Basel, Switzerland)*, 12(3), 626. <https://doi.org/10.3390/agronomy12030626>

Stefanakis, A. I., Seeger, E., Dorer, C., Sinke, A., & Thullner, M. (2016). Performance of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands treating groundwater contaminated with phenols and petroleum derivatives. *Ecological Engineering*, 95, 514–526. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.105>

Sui, Q., Liu, C., Zhang, J., Dong, H., Zhu, Z., & Wang, Y. (2016). Response of nitrite accumulation and microbial community to free ammonia and dissolved oxygen treatment of high ammonium wastewater. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100(9), 4177–4187. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-7183-z>

Thakur, T., Barya, M., Dutta, J., Mukherjee, P., Thakur, A., Swamy, S., & Anderson, J. (2023). Integrated phytobial remediation of dissolved pollutants from domestic wastewater through constructed wetlands: An interactive macrophyte-microbe-based green and low-cost decontamination technology with prospective resource recovery. *Water*, 15(22), 3877. <https://doi.org/10.3390/w15223877>

Tkachenko, T., Mileikovskiy, V., Moskvitina, A., Peftieva, I., Konovaliuk, V., & Ujma, A. (2023). Problems of standardising illumination for plants in greenhouses and green structures. *Engineering for Rural Development*.

Tomperi, J., Isokangas, A., Tuuttila, T., & Paavola, M. (2022). Functionality of turbidity measurement under changing water quality and environmental conditions. *Environmental Technology*, 43(7), 1093–1101. <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1815860>

Torres, J., Magno, J., Pineda, R., & Cruz, M. (2018). Evaluación de la eficiencia en el tratamiento de aguas residuales para riego mediante humedales Artificiales de flujo libre superficial (FLS) con las especies *Cyperus Papyrus* y *Phragmites Australis*, en Carapongo-Lurigancho. *Revista de Investigación Ciencia Tecnología y Desarrollo*, 3(2). <https://doi.org/10.17162/rictd.v3i2.657>

Unnisa, Z., Govind, A., Prikaziuk, E., Van der Tol, C., Lasserre, B., Burchard-Levine, V., & Marchetti, M. (2024). Assessing evapotranspiration models for regional implementation in the Mediterranean: A comparative analysis of STEPS, TSEB, and SCOPE with global datasets. *Applied Sciences (Basel, Switzerland)*, 14(17), 7685. <https://doi.org/10.3390/app14177685>

Van de Moortel, A. M. K., Rousseau, D. P. L., Tack, F. M. G., & De Pauw, N. (2009). A comparative study of surface and subsurface flow constructed wetlands for treatment of combined sewer overflows: A greenhouse experiment. *Ecological Engineering*, 35(2), 175–183. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.08.015>

Varma, M., Gupta, A. K., Ghosal, P. S., & Majumder, A. (2021). A review on performance of constructed wetlands in tropical and cold climate: Insights of mechanism, role of influencing factors, and system modification in low temperature. *The Science of the Total Environment*, 755(142540), 142540. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142540>

Wang, H., Xu, D., Han, J., Xu, R., & Han, D. (2021). Reshaped structure of microbial community within a subsurface flow constructed wetland response to the increased water temperature: Improving low-temperature performance by coupling of water-source heat pump. *The Science of the Total Environment*, 781(146798), 146798. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146798>

Werkneh, A. A. (2024). Decentralized constructed wetlands for domestic wastewater treatment in developing countries: Field-scale case studies, overall performance and removal mechanisms. *Journal of Water Process Engineering*, 57(104710), 104710. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104710>

Wilcock, R. J., McDowell, R. W., Quinn, J. M., Rutherford, J. C., Young, R. G., & Depree, C. V. (2020). Dynamics of phosphorus exchange between sediment and water in a gravel-bed river. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 54(4), 658–678. <https://doi.org/10.1080/00288330.2020.1741402>

Xu, J., Zhang, J., Xie, H., Li, C., Bao, N., Zhang, C., & Shi, Q. (2010). Physiological responses of *Phragmites australis* to wastewater with different chemical oxygen demands. *Ecological Engineering*, 36(10), 1341–1347. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.010>

Yan, Y., & Xu, J. (2014). Improving winter performance of constructed wetlands for wastewater treatment in northern China: A review. *Wetlands (Wilmington, N.C.)*, 34(2), 243–253. <https://doi.org/10.1007/s13157-013-0444-7>

Yang, C., Zhang, X., Tang, Y., Jiang, Y., Xie, S., Zhang, Y., & Qin, Y. (2022). Selection and optimization of the substrate in constructed wetland: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 49(103140), 103140. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103140>

Yang, Z., Zou, Y., Zhu, X., & Yu, X. (2024). Promoting aquatic health in constructed wetlands: Removal of pathogens and nitrogen. *Water*, 16(7), 917. <https://doi.org/10.3390/w16070917>

Yates, C. N., Varickanickal, J., Cousins, S., & Wootton, B. (2016). Testing the ability to enhance nitrogen removal at cold temperatures with *C. aquatilis* in a horizontal subsurface flow wetland system. *Ecological Engineering*, 94, 344–351. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.064>

Zamora-Castro, S. A., Marín-Muñiz, J. L., Sandoval, L., Vidal-Álvarez, M., & Carrión-Delgado, J. M. (2019). Effect of ornamental plants, seasonality, and filter media material in fill-and-drain constructed wetlands treating rural community wastewater. *Sustainability*, 11(8), 2350. <https://doi.org/10.3390/su11082350>

Zhang, J., Jiang, Y., Zhang, H., Feng, D., Bu, H., Li, L., & Lu, S. (2024). A critical review of characteristics of domestic wastewater and key treatment techniques in Chinese villages. *The Science of the Total Environment*, 927(172155), 172155. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172155>

Zhang, J., Sun, H., Wang, W., Hu, Z., Yin, X., Ngo, H. H., Guo, W., & Fan, J. (2017). Enhancement of surface flow constructed wetlands performance at low temperature through seasonal plant collocation. *Bioresource Technology*, 224, 222–228. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.006>

Zhang, L.-M., Liu, R., Luo, X.-Q., Liu, Y., Li, X.-Q., Meng, Q.-J., & Wang, H.-C. (2024). Optimized ammonium-nitrate ratios in constructed wetlands for simultaneously efficient nitrogen removal and greenhouse gas reduction. *Journal of Water Process Engineering*, 67(106223), 106223. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106223>

Zheng, X., Zhuang, L.-L., Zhang, J., Li, X., Zhao, Q., Song, X., Dong, C., & Liao, J. (2020). Advanced oxygenation efficiency and purification of wastewater using a constant partially unsaturated scheme in column experiments simulating vertical subsurface flow constructed wetlands. *The Science of the Total Environment*, 703(135480), 135480. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135480>

Zitácuaro-Contreras, I., Vidal-Álvarez, M., Hernández y Orduña, M. G., Zamora-Castro, S. A., Betanzo-Torres, E. A., Marín-Muñiz, J. L., & Sandoval-Herazo, L. C. (2021). Environmental, economic, and social potentialities of ornamental vegetation cultivated in constructed wetlands of Mexico. *Sustainability*, 13(11), 6267. <https://doi.org/10.3390/su13116267>

Zotz, G., Kappert, N., Müller, L.-L. B., & Wagner, K. (2020). Temperature dependence of germination and growth in *Anthurium* (Araceae). *Plant Biology (Stuttgart, Germany)*, 22(2), 184–190. <https://doi.org/10.1111/plb.13063>

Zurita, F., de Anda, J., & Belmont, M. A. (2006). Performance of laboratory-scale wetlands planted with tropical ornamental plants to treat domestic wastewater. *Water Quality Research Journal*, 41(4), 410–417. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2006.044>

Anexos

Anexo A. Normativa para la toma de muestras de aguas residuales.

- **Agua. Calidad del agua. Muestreo. Técnicas de muestreo Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 2176:2013**

La norma establece directrices para el muestreo y análisis de la calidad del agua en fuentes naturales, contaminadas y residuales. Se enfatiza la importancia de realizar mediciones "in situ" para ciertos parámetros, como los gases disueltos, a fin de obtener resultados precisos.

La norma detalla los tipos de recipientes adecuados para diferentes análisis: se recomienda el uso de botellas de polietileno para parámetros físicos y químicos, mientras que para análisis microbiológicos se sugieren envases de vidrio o plástico de alta calidad. Además, se requiere que el volumen de muestra recolectado sea suficiente para realizar los análisis necesarios.

Se indican precauciones para evitar la contaminación de las muestras, como reducir el contacto entre la muestra y el personal, y utilizar materiales no contaminantes. Para la toma de muestras puntuales en superficie, se aconseja el uso de una cubeta o botella de boca ancha, que debe ser sumergida y retirada una vez llena.

- **Agua. Calidad del agua. Muestreo. Manejo y Conservación de muestras Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 2169:2013**

La norma proporciona directrices para garantizar la calidad en el muestreo, manejo y conservación de muestras de agua destinadas a análisis. Incluye pautas sobre la selección de recipientes, métodos de preservación, condiciones de transporte y tiempos máximos permitidos para el análisis, asegurando que las muestras reflejen fielmente las condiciones originales del agua en el momento del muestreo.

Se enfatiza la prevención de alteraciones químicas, físicas o biológicas que puedan comprometer los resultados. A su vez, se detalla el uso de técnicas como la refrigeración inmediata de las muestras o la adición de conservantes químicos específicos según los parámetros a medir (como metales pesados, compuestos orgánicos o nutrientes). Asimismo, aborda medidas para evitar la contaminación cruzada y destaca la importancia de registrar información precisa sobre el contexto del muestreo.

Anexo B. Tabla de NMP cuando se utilizaron 9 tubos para muestras diluidas.

TABLA DE NMP CUANDO SE USAN 9 TUBOS PARA MUESTRAS DILUIDAS							
NÚMERO DE TUBOS POSITIVOS			NMP/g ó mL	LÍMITES DE CONFIANZA			
10 ⁻¹	10 ⁻²	10 ⁻³		99%		95%	
	000		<3	<1	23	<1	17
	010		3	<1	28	1	21
	100		4	1	35	2	27
	101		7	1	36	2	28
	110		7	2	44	4	35
	120		11	1	50	2	38
	200		9	3	62	5	48
	201		14	3	65	5	50
	210		15	5	77	8	61
	211		20	5	80	8	63
	220		21	4	177	7	129
	300		23	10	230	10	180
	301		40	10	290	20	210
	310		40	20	370	20	280
	311		70	20	520	30	390
	320		90	30	660	50	510
	321		150	50	820	80	640
	322		210	100	1900	100	1400
	330		200	100	3200	200	2400
	331		500	200	6400	300	4800
	332		1100				
	333		>2400				

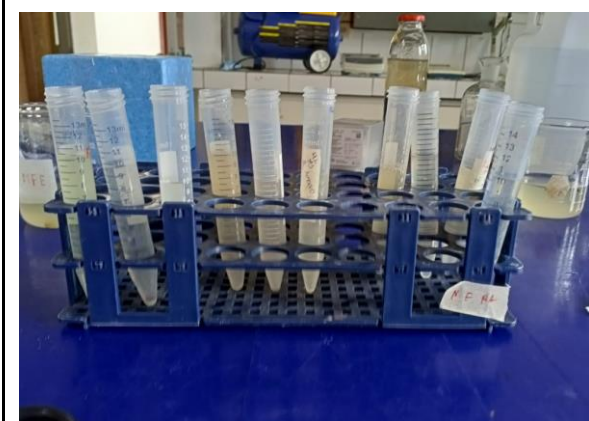
Fuente: (MAN, 1975).

Anexo C. Límites permisibles para la descarga de efluentes en cuerpos de agua dulce establecido por la normativa TULSMA.

Parámetro	Unidad	Criterio de calidad
Coliformes fecales	NMP/100 ml	200
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/l	100
Demanda Química de Oxígeno	mg/l	200
Nitrógeno amoniacal	mg/l	30
pH	-	6-9
Sólidos Suspendedos Totales	mg/l	130
Temperatura	°C	condición natural ± 3

Fuente: Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2015).

Anexo D. Registro fotográfico de los análisis en el laboratorio de la Universidad de Cuenca.





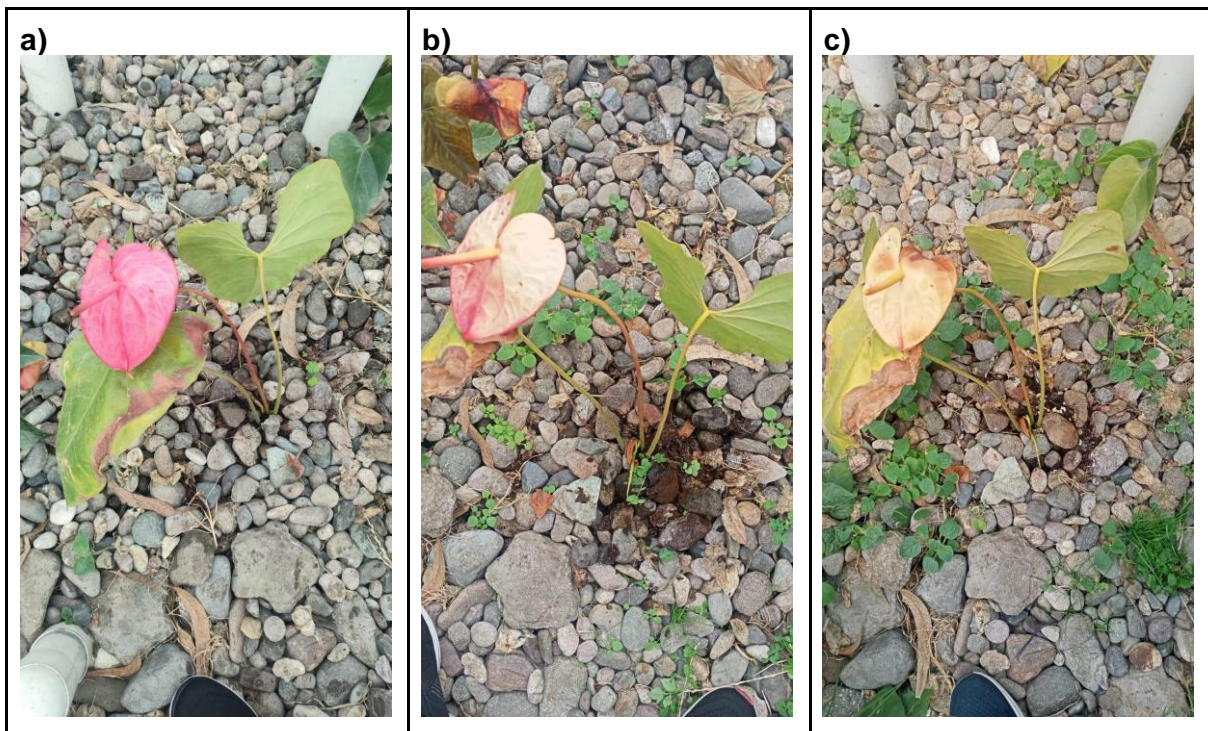
Anexo E. Proceso de construcción del invernadero.



Anexo F. Proceso de cultivo de los anturios.



Anexo G. Muestra de anturio a la entrada del humedal: a) etapa inicial del crecimiento, b) etapa media del crecimiento y c) etapa final del crecimiento.



Anexo H. Resumen del análisis estadístico para la temperatura y etapas comparadas.

Análisis de normalidad					
Valor-p de la prueba de Shapiro-Wilk					Valor p
Tratamiento de humedal sin invernadero					0.63689
Tratamiento de humedal con invernadero					0.196468
Tratamiento de humedal con anturios e invernadero					0.2130134
Prueba paramétrica ANOVA					
ANOVA	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Valor F	Valor p
Muestra	2	30.60	15.298	7.339	0.0191
Residuales	7	14.59	2.084		
Prueba de Tukey					
Tratamientos comparados	Diferencia de las medias	Límite inferior del intervalo de confianza	Límite superior del intervalo de confianza	Valor p	
Humedal con invernadero - Humedal con anturios e invernadero	-4.103333	-7.350779	-0.855888	0.01787648	
Humedal sin invernadero - Humedal con anturios e invernadero	-2.66667	-5.914112	0.5807786	0.10307376	
Humedal sin invernadero - Humedal con invernadero	1.436667	-2.034998	4.9083317	0.48012112	

Anexo I. Resumen del análisis estadístico para el pH y etapas comparadas.

Análisis de normalidad					
Valor-p de la prueba de Shapiro-Wilk					Valor p
Tratamiento de humedal sin invernadero					0.21638
Tratamiento de humedal con invernadero					0.182095
Tratamiento de humedal con anturios e invernadero					0.2139611
Prueba paramétrica ANOVA					
ANOVA	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Valor F	Valor p
Muestra	2	0.4095	0.2047	1.145	0.3710
Residuales	7	1.2512	0.1787		

Anexo J. Resumen del análisis estadístico para el oxígeno disuelto y etapas comparadas.

Análisis de normalidad					
Valor-p de la prueba de Shapiro-Wilk					Valor p
Tratamiento de humedal sin invernadero					0.42151
Tratamiento de humedal con invernadero					0.571818
Tratamiento de humedal con anturios e invernadero					0.1596890
Prueba paramétrica ANOVA					
ANOVA	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Valor F	Valor p
Muestra	2	3.169	1.5840	0.964	0.4270
Residuales	7	11.508	1.6440		

Anexo K. Resumen del análisis estadístico para la turbiedad y etapas comparadas.

Análisis de normalidad			
Valor-p de la prueba de Shapiro-Wilk			Valor p
Tratamiento de humedal sin invernadero			0.72623
Tratamiento de humedal con invernadero			0.509845
Tratamiento de humedal con anturios e invernadero			0.0156863
Prueba no paramétrica Kruskal-Wallis			
Kruskal-Wallis	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Valor p
Muestra	2	1.5823	0.453

Anexo L. Resumen del análisis estadístico para los sólidos suspendidos y etapas comparadas.

Análisis de normalidad			
Valor-p de la prueba de Shapiro-Wilk			Valor p
Tratamiento de humedal sin invernadero			0.0001
Tratamiento de humedal con invernadero			0.0001
Tratamiento de humedal con anturios e invernadero			0.2297143
Prueba no paramétrica Kruskal-Wallis			
Kruskal-Wallis	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Valor p
Muestra	2	6.6442	0.03608

La continuación de la tabla está en la siguiente página

Prueba de Dunn

Tratamientos comparados	p ajustable	Valor p
Humedal con anturios - Humedal con invernadero	0.106	0.0355
Humedal con anturios - Humedal sin invernadero	0.0737	0.0246
Humedal con invernadero - Humedal sin invernadero	1	0.892

Anexo M. Resultado de las eficiencias para la etapa de humedal con anturios sin invernadero.

Parámetro	MHS	Eficiencia de remoción (%)	Parámetro	MHS	Eficiencia de remoción (%)
DBO ₅	Monitoreo 1	86	Fosfatos	Monitoreo 1	-7
	Monitoreo 2	47		Monitoreo 2	8
	Monitoreo 3	68		Monitoreo 3	-14
	Monitoreo 4	72		Monitoreo 4	-10
DQO	Monitoreo 1	77	Nitrógeno amoniacal	Monitoreo 1	32
	Monitoreo 2	43		Monitoreo 2	15
	Monitoreo 3	66		Monitoreo 3	14
	Monitoreo 4	73		Monitoreo 4	20
Sólidos suspendidos	Monitoreo 1	81	Nitratos	Monitoreo 1	87
	Monitoreo 2	90		Monitoreo 2	76
	Monitoreo 3	65		Monitoreo 3	89

La continuación de la tabla está en la siguiente página

Monitoreo 4	85	Monitoreo 4	55
-------------	----	-------------	----

Fuente: (Caraguay Palacios y Plaza León, 2023).

Anexo N. Resumen del análisis estadístico para la Demanda Bioquímica de Oxígeno y etapas comparadas.

Análisis de normalidad			
Valor-p de la prueba de Shapiro-Wilk			Valor p
Tratamiento de humedal sin invernadero			0.962023
Tratamiento de humedal con invernadero			0.4093508
Tratamiento de humedal con anturios e invernadero			0.005927697
Prueba no paramétrica Kruskal-Wallis			
Kruskal-Wallis	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Valor p
Muestra	2	1.82323	0.4065697

Anexo O. Resumen del análisis estadístico para la Demanda Bioquímica de Oxígeno y etapas comparadas.

Análisis de normalidad	
Valor-p de la prueba de Shapiro-Wilk	Valor p
Tratamiento de humedal sin invernadero	0.5728855
Tratamiento de humedal con invernadero	0.01750201
Tratamiento de humedal con anturios e invernadero	0.004843265

La continuación de la tabla está en la siguiente página

Prueba no paramétrica Kruskal-Wallis

Kruskal-Wallis	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Valor p
Muestra	2	2.32323	0.3166368

Anexo P. Resumen del análisis estadístico para el nitrógeno amoniacal y etapas comparadas.

Valor-p de la prueba de Shapiro-Wilk

	Valor p
Tratamiento de humedal sin invernadero	0.5324863
Tratamiento de humedal con invernadero	0.1290211
Tratamiento de humedal con anturios e invernadero	0.9579139

Prueba paramétrica ANOVA

ANOVA	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Valor F	Valor p
Muestra	2	0.03495	0.01748	0.428	0.668
Residuales	7	0.28605	0.04086		

Anexo Q. Resumen del análisis estadístico para nitratos y etapas comparadas.

Análisis de normalidad

Valor-p de la prueba de Shapiro-Wilk	Valor p
Tratamiento de humedal sin invernadero	0.0001
Tratamiento de humedal con invernadero	1.0000
Tratamiento de humedal con anturios e invernadero	0.9579139

La continuación de la tabla está en la siguiente página

Prueba no paramétrica Kruskal-Wallis

Kruskal-Wallis	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Valor p
Muestra	2	8.5909	0.01363037

Prueba de Dunn

Tratamientos comparados	p ajustable	Valor p
Humedal con anturios - Humedal con invernadero	0.106	0.117
Humedal con anturios - Humedal sin invernadero	0.0737	0.00362
Humedal con invernadero - Humedal sin invernadero	1	0.209

Anexo R. Resumen del análisis estadístico para fosfatos y etapas comparadas.**Análisis de normalidad**

Valor-p de la prueba de Shapiro-Wilk	Valor p
Tratamiento de humedal sin invernadero	1.0000
Tratamiento de humedal con invernadero	0.0001
Tratamiento de humedal con anturios e invernadero	0.2724532

Prueba no paramétrica Kruskal-Wallis

Kruskal-Wallis	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Valor p
----------------	--------------------	-------------------	---------

La continuación de la tabla está en la siguiente página

Muestra	2	0.52885	0.7676487
---------	---	---------	-----------
