

UNIVERSIDAD DE COSTA RICA  
FACULTAD DE INGENIERÍA  
ESCUELA DE INGENIERÍA DE BIOSISTEMAS

**EVALUACIÓN DE NEUMÁTICOS RECICLADOS Y TAPAS PLÁSTICAS COMO  
SUSTRATOS ALTERNATIVOS A LOS AGREGADOS DE GRAVA EN EL DISEÑO  
DE HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO VERTICAL PARA EL  
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES ORDINARIAS**

Trabajo Final de Graduación sometido a la consideración de la  
UNIVERSIDAD DE COSTA RICA

Como parte de los requisitos para aspirar al título de grado de  
LICENCIATURA EN INGENIERÍA AGRÍCOLA Y DE BIOSISTEMAS

JORGE ANDRÉS VEGA DELGADO

Ciudad Universitaria Rodrigo Facio  
San Pedro de Montes de Oca, San José, Costa Rica

2024

Trabajo Final de Graduación sometido a revisión por la Comisión de Trabajos Finales de Graduación de la Escuela de Ingeniería de Biosistemas de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Costa Rica, como requisito para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería Agrícola y de Biosistemas



Jorge Andrés Vega Delgado

Postulante



Ing. Ronald Aguilar Álvarez, Ph.D.

Director, Comité Asesor



Ing. Paola Vidal Rivera, M.Sc.

Miembro, Comité Asesor



Ing. Anayansi Wong Monge, M.Sc.

Miembro, Comité Asesor



Ing. Alejandra Rojas González, Ph.D.

Miembro, Tribunal Examinador



Ing. George Govaere Vicarioli, Ph.D.

Miembro, Lector Invitado

## ***Dedicatoria***

*A Dios por darme la oportunidad de concluir mis estudios universitarios, y ser mi fuente de apoyo y paz en este recorrido.*

*A mi madre, Magally, por ser mi apoyo incondicional y estar a mi lado en los aciertos y desaciertos de mi vida académica, profesional y personal.*

*A mis hermanos, Daniela y José.*

*A mis primos, Sophia, Carolina y Rafael, por ser hermanos y guías de vida al brindarme siempre su apoyo.*

*A mis amigos, Melissa Pacheco, Sebastián Villalobos, Juan Carlos Hernández, Stephanie Vargas, y Diana Sandí.*

## ***Agradecimientos***

*A la Universidad de Costa Rica, a la Oficina de Becas y el cuerpo de profesores, por permitirme lograr mi formación académica y profesional*

*A la Escuela de Ingeniería de Biosistemas, Administrativos y Docentes, por su apoyo en mis años universitarios.*

*Al Ing. Ronald Aguilar Álvarez, por darme la oportunidad y confianza en el desarrollo de esta investigación dirigida.*

*A las ingenieras Anayansi Wong Monge y Paola Vidal Rivera, por su disposición para brindar apoyo, consejo y corrección en el TFG.*

*Al Ing. Rodolfo Soto Urbina y la Ing. Melissa Rojas Downing, por darme siempre una palabra de apoyo y creer en mi como futuro profesional.*

*A Ensio Pérez, Dagoberto Oviedo, Erick Centeno, Diana Sandí, Sebastián Villalobos, por darme apoyo en el desarrollo del TFG.*

*A Gainer Alfaro, de la Oficina de Servicios Generales, por la colaboración del espacio físico para el desarrollo del TFG.*

*A Milton, Henry y Susana, personal de la empresa PROAMSA y supervisores de la PTAR, por su apoyo y observaciones de los sistemas pilotos.*

*A mi familia y amigos que estuvieron presentes en las diferentes etapas de mi vida universitaria.*

## RESUMEN

La gestión inadecuada de las aguas residuales y la baja cobertura en el tratamiento de estas conlleva a la contaminación de los cuerpos de agua. Esto aunado al aumento del consumo de agua, dado las actividades antropogénicas del ser humano, implica la búsqueda de soluciones sostenibles y económicas, en donde se motive el reuso del agua residual tratada. Los humedales artificiales (HA) surgen como alternativa para disminuir la carga orgánica, nutrientes y contaminantes presentes en el agua residual. No obstante, uno de los pilares fundamentales de este tipo de sistema es el medio filtrante, en donde se desarrolla la biopelícula microbiana encargada del proceso de biorremediación del agua residual. El sustrato empleado comúnmente para este medio es grava.

Ante ello, el presente trabajo se basa en la evaluación de sustratos alternativos como sustitutos de los agregados de grava en HA de flujo vertical. Para ello, se tiene como tratamientos la piedra volcánica (control), piedra caliza (PC), tapas plásticas (TP) y neumático reciclaje triturado (NRT).

El objetivo específico uno consistió en evaluar el proceso de biorremediación de los sistemas pilotos, por medio de la determinación de la eficiencia de remoción de contaminantes y el potencial de reúso del agua residual ordinaria tratada. Para ello se consideró los parámetros de Demanda Química de Oxígeno (DQO), Nitrógeno Amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ), Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), Fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), conductividad eléctrica (C.E), turbidez y pH. Los resultados obtenidos indican que el sustrato NRT no es óptimo para el proceso de biorremediación y como sustrato alternativo al agregado de grava. Esto debido al proceso de oxidación de metales (hierro y

cobre) en las exigencias de consumo del oxígeno disuelto y pigmentos ámbar, y la toxicidad para los microorganismos adheridos al medio filtrante.

Por otro lado, el sustrato TP expone eficiencias de remoción semejantes al sustrato control, en donde se obtuvieron rendimiento del 77,90 %, (DQO), 85,90 % ( $\text{NH}_4^+$ ), -106,40% ( $\text{NO}_3^-$ ) y 57,30 % ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). Por lo tanto, se puede afirmar que el sustrato TP funciona como sustituto a los agregados de grava. Asimismo, en consideración del decreto N° 33601-MINAE-S, se tiene que los sistemas pilotos con sustratos TP y PC, expusieron que sus efluentes cumplen con la categorización más crítica para el reuso de agua tratada, la cual corresponde al Tipo 1.

El objetivo específico dos consistió en la determinación de las constantes de remoción  $k$ , mediante la aplicación de modelos de caja negra. Esto con el fin de establecer los parámetros de diseño de un HA. Los resultados generados indican que el sustrato control y TP obtienen diferencias en sus valores de la constante  $k$ , pero la cual es contrarrestada a partir de la consideración del área superficial específica (ASE) de los sustratos evaluados. El sustrato TP registró una diferencia porcentual de 112 %, respecto al sustrato control. Por ello, se asume que un mayor ASE, se tiene una mayor biomasa de microorganismos y, por ende, mayor capacidad del proceso de biorremediación.

## ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE ABREVIATURAS .....	ix
ÍNDICE DE PARÁMETROS .....	x
ÍNDICE DE FIGURAS .....	xi
ÍNDICE DE TABLAS .....	xii
1. INTRODUCCIÓN .....	1
1.1. Justificación .....	1
1.2. Delimitación.....	5
2. OBJETIVOS .....	6
2.1. Objetivo general.....	6
2.2. Objetivos específicos .....	7
3. MARCO TEÓRICO .....	7
3.1. Aguas residuales: clasificación y caracterización.....	7
3.1.1. Caracterización física.....	8
3.1.2. Caracterización química.....	9
3.1.3. Caracterización biológica .....	11
3.2. Humedales artificiales como mecanismo de tratamiento .....	11
3.3. Humedales artificiales subsuperficiales de flujo vertical .....	13
3.4. Modelos de caja negra y constantes de remoción de contaminantes.....	14
3.5. Margo legal de aguas residuales y humedales artificiales .....	16
3.6. Objetivos de Desarrollo Sostenible: aguas residuales y sustratos alternativos.....	17
3.7. Investigaciones previas de sustratos alternativos.....	18
4. METODOLOGÍA.....	20
4.1. Descripción del sitio de estudio .....	20
4.2. Diseño de los sistemas pilotos .....	20
4.3. Sustratos.....	22
4.4. Vegetación.....	26
4.5. Funcionamiento de los sistemas pilotos.....	27
4.6. Evaluación de los sustratos .....	31

4.7.	Constantes de velocidad de remoción de los contaminantes .....	32
4.8.	Análisis de datos .....	32
4.9.	Caso de estudio y objetivos de desarrollo sostenible.....	33
5.	RESULTADOS .....	36
5.1.	Evaluación de la eficiencia remoción de contaminantes de los sistemas pilotos .	36
5.2.	Determinación de las constantes de velocidad de remoción k.....	52
5.3.	Caso de estudio y cumplimiento de las metas de los ODS .....	57
6.	CONCLUSIONES .....	60
7.	RECOMENDACIONES.....	64
8.	LIMITACIONES .....	66
9.	REFERENCCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	68
10.	APÉNDICES .....	78
	Apéndice A: Reglamento Vertido y Reúso de Aguas Residuales .....	78
	Apéndice B: Checklist de maestro y análisis de laboratorio .....	80
	Apéndice C: Objetivos de Desarrollo Sostenible y análisis de cumplimiento de metas .....	87
	Apéndice D: Registro gráfico de los parámetros de calidad en función del tiempo.....	88
	Apéndice E: Memoria de cálculo de la constante de velocidad de remoción k.....	93
	Apéndice F: Memoria de cálculo de un HA existente con los sustratos alternativos .....	95



## ÍNDICE DE ABREVIATURAS

<b>ASE</b>	Área superficial específica
<b>AyA</b>	Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados
<b>C.E</b>	Conductividad Eléctrica
<b>DBO</b>	Demanda Biológica de Oxígeno
<b>DQO</b>	Demanda Química de Oxígeno
<b>FT</b>	Flujo de tapón
<b>FTMC</b>	Flujo de tapón modificado C*
<b>GyA</b>	Grasas y Aceites
<b>HA</b>	Humedal Artificial
<b>HFSSH</b>	Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial Horizontal
<b>HFSSV</b>	Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial Vertical
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	Nitrógeno Amoniacal
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	Nitrato
<b>NRT</b>	Neumático reciclado triturado
<b>ODS</b>	Objetivos de Desarrollo Sostenible
<b>PC</b>	Piedra caliza
<b>pH</b>	Potencial de Hidrógeno
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	Fosfato
<b>PTAR</b>	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
<b>PVC</b>	Policloruro de Vinilo
<b>SD</b>	Sólidos Disueltos
<b>SS</b>	Sólidos Sedimentables
<b>ST</b>	Sólitos Totales
<b>TP</b>	Tapas plásticas
<b>TRH</b>	Tiempo de Retención Hidráulica

## ÍNDICE DE PARÁMETROS

<b>Nombre</b>	<b>Variable</b>	<b>Unidad</b>
Área	A	m <sup>2</sup>
Área superficial específica	ASE	cm <sup>2</sup> /cm <sup>3</sup>
Carga hidráulica	CH	mm/día
Carga orgánica superficial del contaminante	B <sub>i</sub>	g DQO/m <sup>2</sup> /día
Caudal	Q	m <sup>3</sup> /día
Concentración de entrada del afluente	C <sub>a</sub>	mg/L
Concentración de salida del efluente	C <sub>e</sub>	mg/L
Concentración del contaminante	C <sub>i</sub>	g DQO/m <sup>3</sup>
Constante de velocidad de remoción	k	m/día
Concentración residual de contaminantes no biodegradables	C*	mg/L
Espesor	h <sub>i</sub>	cm
Porosidad	Ø	Adimensional
Temperatura	T	°C
Tiempo	t	Días
Tiempo de retención hidráulica	TRH	Días
Volumen	V	m <sup>3</sup>

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Espacio disponible para la construcción de los sistemas pilotos. ....	20
<b>Figura 2.</b> Sistemas pilotos de HFSSV a escala laboratorio. ....	21
<b>Figura 3.</b> Sistemas pilotos con techado traslucido. ....	22
<b>Figura 4. Figura 4.</b> Sustratos evaluados, (A) Control, (B) PC, (C) TP y (D) NRT. ....	23
<b>Figura 5.</b> Platanillo ( <i>Alpinia purpurata</i> ) que se utilizó en los sistemas pilotos. ....	26
<b>Figura 6.</b> Tanque equalizador de la PTAR. ....	28
<b>Figura 7.</b> Sistema de riego para el vertido de aguas residuales en los HA. ....	30
<b>Figura 8.</b> Sistema de drenaje para la extracción de aguas residuales tratadas de los HA. ....	30
<b>Figura 9.</b> Humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. ....	34
<b>Figura 10.</b> Presencia de (A) corrosión y (B) toxicidad en el NRT. ....	41
<b>Figura 11.</b> Gráfico de cajas para las concentraciones de fosfato del agua cruda y los tratamientos. ....	42
<b>Figura 12.</b> Gráfico de cajas para las concentraciones de nitrato del agua cruda y los tratamientos. ....	46
<b>Figura 13.</b> Evidencia del (A) desarrollo y elongación de los rizomas y de (B) retoños nuevos de la <i>Alpinia purpurata</i> en la semana. ....	47

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Límites máximos permisibles de vertido de aguas residuales ordinarias y su reúso en función del tipo de actividad.....	17
<b>Tabla 2.</b> Consideraciones para la estimación del ASE de los sustratos estudiados.....	25
<b>Tabla 3.</b> Metodología empleada para el análisis de los indicadores para cada una de las metas asociadas a un ODS .....	35
<b>Tabla 4.</b> Concentración de parámetros fisicoquímicos (mg/L) y eficiencias de remoción (% , valores entre paréntesis) en los humedales artificiales a escala de laboratorio, (Prom. $\pm$ Desv. Est.), AR (n 12), Control (n=28), piedra PC/TP/NRT (n= 36). .....	37
<b>Tabla 5.</b> Parámetros de calidad de efluentes tratados y los valores límites máximos permisibles para su reuso.....	50
<b>Tabla 6.</b> Constantes de velocidad de remoción k, modelo flujo de tapón.....	53
<b>Tabla 7.</b> Constantes de velocidad de remoción k, modelo flujo de tapón modificado.....	53
<b>Tabla 8.</b> Estimación del ASE de los sustratos y diferencia porcentual respecto al control..	55
<b>Tabla 9.</b> Concentración de parámetros fisicoquímicos (mg/L) y eficiencias de remoción (% , valores entre paréntesis) del efluente, en función de las constantes de remoción k y su modelo de análisis, para cada uno de los tratamientos. ....	57

# **1. INTRODUCCIÓN**

## **1.1. Justificación**

A nivel mundial, la gestión inadecuada del recurso hídrico y un aumento en el consumo del agua en las últimas décadas, debido al desarrollo urbano y sectores económicos (industrial y agrícola), ha conllevado a la necesidad de buscar sistemas de depuración sostenibles y económicos para el tratamiento de aguas residuales. En este sentido, Waly et al. (2022) sugiere la reutilización de aguas tratadas, por medio de humedales artificiales (HA), como alternativa para disminuir el vertido con alta carga orgánica y contaminantes en cuerpos de agua. No obstante, es necesario que los sistemas de tratamientos sean bien diseñados para cumplir con la calidad de agua exigida por reglamentos gubernamentales.

En el diseño de humedales artificiales se contempla el sustrato, la biopelícula, el macrófito y el agua residual como la base fundamental para un óptimo proceso de biorremediación. Este proceso se refiere a degradación y/o transformación de las cargas orgánicas y contaminantes por medio de la biopelícula (Humanante et al., 2021). La clasificación de los humedales artificiales se da por el tipo de flujo, existiendo los superficiales y subsuperficiales. Este último se subclasifica en función de la dirección del flujo, existiendo los horizontales (HFSSH) y verticales (HFSSV). Es esencial, a nivel ingenieril, considerar los materiales de construcción y las evaluaciones de eficiencia de remoción de contaminantes (Parde et al., 2020). Las evaluaciones están basadas en modelos de caja negra, los cuales describen el antes y el después de las aguas residuales, dado los procesos químicos, físicos y biológicos que

sucedan en el sistema de tratamiento. La literatura expone el modelo de flujo de tapón (FT) y flujo de tapón modificado k-C\* (FTMC) como los usualmente utilizados (Aguilar, 2018).

Los sustratos comúnmente usados son la grava (piedra cuarta o cuartilla), piedra de río, ladrillos y aserrín. Estos, junto con el macrófito, deben proporcionar un filtrado al agua residual y estabilidad al crecimiento microbiano (cinética); así como contar con características de resistencia a medios ácidos o salinos, contaminantes y cambios de temperatura (Parde et al., 2020). Por contar con las características antes descritas, es que el Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas (2017) recomienda los HA como alternativa para la reutilización de aguas tratadas.

En Latinoamérica, solamente el 20 % del agua residual generada de distintas actividades industriales y domésticas reciben un tratamiento previo a su vertido en cuerpos de agua. Por ello, la Asociación Latinoamericana de Desalación y Reuso de Agua insiste en sistemas de tratamiento sostenibles y prácticos para impulsar la reutilización de agua tratada, como lo pueden ser actividades de riego (El Ágora, 2021).

En Costa Rica, el 70 % del agua residual generada no se dirige hacia un sistema de tratamiento convencional, dado que la infraestructura del Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados expone una carencia en interconexiones de obras de alcantarillado sanitario (Castro, 2022). Ante ello, en los hogares se da el uso de tanques sépticos como tratamiento previo a su infiltración al suelo, por medio de drenajes. Esto con el fin de disminuir la inadecuada gestión de aguas residuales. Es importante resaltar que el

uso de estos tanques no es negativo; sin embargo, para zonas urbanas y costeras conllevan estudios técnicos ambientales que no siempre se cumplen (Castro, 2022).

A nivel nacional, en referencia al manejo de aguas residuales, se tiene el Reglamento de Vertido y Reúso de Aguas Residuales, decreto N° 33601-MINAE-S del Ministerio de Ambiente y Energía y Ministerio de Salud, aquí se establecen los límites de vertido, parámetros del agua residual y tipos de reúso. Adicionalmente, se tiene el Reglamento de Aprobación de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales, decreto N° 39887-S-MINAE, y el Código de Instalaciones Hidráulicas y Sanitarias en Edificaciones del Colegio Federado de Ingenieros, para cuando se quiere implementar los HA como parte de un sistema de tratamiento de aguas residuales.

En el marco de los Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS), es esencial incorporar en el diseño y resolución de problemas ingenieriles tanto la economía circular como la revalorización de materiales. Es decir, promover una evolución práctica y sostenible en el uso y gestión de recursos (Madriz, 2021). A raíz de ello, surgen investigaciones que proponen sustratos alternativos en el diseño de HA para impulsar estos aspectos. Por ejemplo, el uso de concreto reciclado (Cao et al., 2021), tapas plásticas, poliestireno, bagazo de caña de azúcar y biochar (Feng et al., 2022). Cada uno de estos estudios busca una revalorización de los residuos como sustratos alternativos.

El presente trabajo ayudará a promover la utilización de sustratos alternativos como sustitutos de agregados de grava en el diseño de HA. Adicionalmente, contribuye a la concientización del reúso de aguas residuales tratadas, atribuyendo beneficios en el control de los procesos

de salinización (riego), regulación de contaminantes, conservación de la biodiversidad y promover la salud pública. Además, en ayudar a la divulgación de los HA como sistemas de tratamientos prácticos, sostenibles y económicos, ya que no requieren de equipos mecánicos, energía y/o mantenimiento constante (Comisión Económica para América Latina, 2018; Alfaro et al., 2013).

Por otro lado, en Costa Rica no hay literatura sobre el uso de neumáticos reciclados, y una investigación de tapas plásticas como sustratos alternativos en HA, realizada por Vásquez Alvarado (2023). Ante ello, la metodología propuesta tiene la ventaja de aportar conocimiento en la identificación de la eficiencia de remoción de contaminantes y en el establecimiento de las constantes de remoción de contaminantes (modelos de caja negra) para las condiciones climáticas y sustratos alternativos dados. Asimismo, los resultados que se obtengan promueven la economía circular y los ODS seis (Agua limpia y saneamiento), doce (Producción y consumo responsable) y quince (Vida de ecosistemas terrestres), a través de la revalorización de residuos de uso diario (tapas plásticas) o industrial (neumáticos), promoviendo una gestión integral de residuos.

Finalmente, en vinculación con la Escuela de Ingeniería de Biosistemas, se abarca el área de Ingeniería del Recurso Hídrico, Suelos y Ambiente. En donde se involucra el diseño de un sistema de tratamiento de aguas residuales, la evaluación de la calidad del agua a través de sustratos alternativos y su potencial de reúso. Además, el presente estudio está vinculado al proyecto C2451 “Sistematización de los humedales artificiales instalados en Costa Rica y evaluación de sustratos alternativos en el tratamiento de las aguas residuales ordinarias”, el



cual está asociado a la Escuela de Ingeniería de Biosistemas. Este proyecto tiene como objetivo sistematizar la información de caracterización y funcionamiento de HA en Costa Rica, y valorar sustratos alternativos, para la generación de base de datos y criterios de diseño.

## **1.2. Delimitación**

Ante el problema de baja cobertura de tratamiento de aguas residuales en Costa Rica, el presente trabajo plantea el análisis de sustratos alternativos como lo son los neumáticos reciclados y las tapas plásticas en HFSSV, por medio de la evaluación de la eficiencia de remoción de contaminantes. Lo anterior, para promover los HA como una solución ingenieril, que contribuya al aumento de la cobertura de tratamiento de aguas residuales en Costa Rica. Cabe mencionar, que en los HA el componente económico más elevado corresponde al sustrato de grava. Por ello, es que los sustratos alternativos propuestos se analizarán, con el fin de tener una reducción de costos en el diseño de los HA; así como promover la economía circular por medio de la reutilización de estos.

La investigación se va a realizar en la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) ubicada en las Instalaciones Deportivas (Finca 3) de la Universidad de Costa Rica (UCR), sede Rodrigo Facio. Esta Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) contempla los flujos hídricos de las instalaciones de la Escuela de Educación Física, de la Oficina de Bienestar y Salud y del Centro de Investigación en Ciencias del Movimiento Humano (O'neal, 2021). La selección del sitio de estudio se da por las facilidades de supervisión y

disponibilidad del agua residual ordinaria para el trabajo. La investigación consiste en el uso de 12 sistemas pilotos de HFSSV a escala laboratorio (3 por cada tratamiento). Los tratamientos corresponden a neumáticos reciclados triturados (NRT) y tapas plásticas (TP), como sustratos alternativos, piedra caliza (PC) y piedra volcánica (Control), como sustrato control.

El estudio de los sistemas pilotos es por 14 semanas, para evaluar la eficiencia de remoción de contaminantes y cargas orgánicas. Así como realizar la comparación entre los sustratos propuestos, esto respecto a la calidad del efluente tratado. Esto último ayudará a establecer los escenarios potenciales de reutilización. Finalmente, la investigación contempla la determinación de las constantes de remoción  $k$  de los modelos de caja negra, para establecer los parámetros de diseño: caudal, área, tiempo de retención hidráulica (TRH).

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo general**

Analizar los neumáticos reciclados y las tapas plásticas como sustratos alternativos en humedales artificiales de flujo vertical, mediante la implementación de sistemas pilotos para determinar la eficiencia de remoción de contaminantes provenientes de aguas residuales ordinarias.

## **2.2. Objetivos específicos**

1. Evaluar la biorremediación por parte de sistemas de humedales artificiales mediante la aplicación de tres sustratos, para determinar la eficiencia de remoción de los contaminantes y el potencial de reúso del agua residual tratada.
2. Determinar las constantes de remoción  $k$  mediante los modelos de caja negra del sistema de humedales artificiales, para establecer los parámetros de diseño.

## **3. MARCO TEÓRICO**

### **3.1. Aguas residuales: clasificación y caracterización**

Las aguas residuales se entienden como un desecho de las actividades domésticas y/o antropogénicas de los seres humanos, las cuales ponen en riesgo la salud pública y los ecosistemas del ambiente ante una inadecuada gestión. En este sentido, es necesaria la intervención de disciplinas como la ingeniería, política-economía, ciencias sociales, y salud pública-ambiental. Esto para el diseño y construcción de redes de alcantarillado y PTAR.

En Costa Rica se maneja dos clasificaciones del agua residual: ordinario y especial. Según el decreto N° 33601-MINAE-S (2007), el agua residual ordinaria es consecuencia de las actividades domésticas de las personas (lavatorios, fregaderos, lavadoras, entre otros), y el agua residual especial es todo aquello diferente a la ordinaria. Este último, a manera de ejemplo, involucra la presencia de químicos y/o plaguicidas generados de actividades agrícolas, industriales y laboratorios de investigación.

La composición de las aguas residuales es un parámetro clave para determinar un diseño óptimo, eficiente y de bajo costo del sistema de tratamiento. En este sentido, el agua residual se puede describir por: microorganismos, materia orgánica e inorgánica, nutrientes (nitrógeno y fósforo), sulfuros y metales. La materia orgánica es comúnmente expresada en demanda química de oxígeno (DQO) y demanda biológica de oxígeno (DBO). Además, de que se debe considerar las fracciones sedimentables y no sedimentables, pertenecientes a los sólidos suspendidos de las aguas residuales (Chen et al., 2020).

### *3.1.1. Caracterización física*

**Temperatura:** Parámetro dado por la fuente generadora del agua residual, medible en cualquier punto del sistema de tratamiento. Este tiene incidencia directa y proporcional en la velocidad de las reacciones químicas de los microorganismos, solubilidad de materia orgánica y vida en los ecosistemas acuáticos (Osorio et al., 2019).

**Sólidos suspendidos:** Partículas orgánicas e inorgánicas que están presentes en el agua, pero no disueltas, y que fácilmente pueden ser sedimentadas. La velocidad de sedimentación está función del tamaño de la partícula y el medio que lo rodea (Osorio et al., 2019).

**Sólidos sedimentables:** Partículas que se depositan fácilmente en el fondo de un cuerpo de agua o recipiente, cuando el agua se encuentra en reposo y/o su granulometría-peso favorece su sedimentación. Estos sólidos se pueden remover mediante procesos físicos o mecánicos (Osorio et al., 2019).

Turbiedad: Medida de dispersión de la luz en el agua, y se emplea para conocer la cantidad de luz que es absorbida o reflejada por la presencia de sólidos suspendidos (Osorio et al., 2019). Su unidad de medición es en unidades nefelométricas de turbidez (NTU o UNT).

Conductividad eléctrica: Medida de conducción de corriente eléctrica en una sustancia, en función de la presencia iones disueltos. En aguas residuales, este parámetro permite medir los sólidos disueltos, contribuyendo a definir la calidad del agua para reuso u consumo humano (Osorio et al., 2019).

### *3.1.2. Caracterización química*

Materia orgánica: Compuestos formados por carbono, hidrógeno y oxígeno; aunque también puede contar con la presencia de nitrógeno, azufre, fósforo y hierro. En este sentido, se tiene proteínas, carbohidratos, grasas y aceites, urea, agentes tensoactivos (detergentes), fenoles y pesticidas. La materia orgánica se expresa y cuantifica por medio del DBO y DQO (Chen et al., 2020).

Demanda química de oxígeno (DQO): Cantidad de oxígeno requerido para la degradación de la materia orgánica por medios químicos y biológicos, bajo la presencia de un agente químico oxidante. Asimismo, indica la fracción de materia orgánica no biodegradable, dado que son tóxicos e inhibidores de la actividad de los microorganismos (Lecca y Lizama, 2014).

Potencial de hidrógeno (pH): Grado de alcalinidad o acidez que posee el agua residual. Está en función de la presencia de iones de hidrógenos, siendo el valor 7 el neutro. Esta variable

es influencia por fuentes cloradas (domestico, agrícola e industrial), hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos (Osorio et al., 2019).

Nitrógeno: Se presenta en las aguas residuales en fracciones orgánicas e inorgánicas. Comúnmente se emplea el Nitrógeno total Kjeldahl (fracción orgánica más el ion amonio) como parámetro de medición en los análisis de agua. Ahora bien, en procesos de tratamiento se evalúa la transformación, conocido como nitrificación, de nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), y de  $\text{NO}_3^-$  a gas nitrógeno ( $\text{N}_2$ ), por medio de la desnitrificación.

El  $\text{NO}_3^-$  generado de la nitrificación es asimilado y usado por las plantas para su crecimiento. Sin embargo, es importante mencionar que este proceso consume oxígeno, por lo que a altas concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  se puede disminuir drásticamente el oxígeno disuelto o bien generar un exceso de  $\text{NO}_3^-$ . Esto último generaría un ambiente idóneo para la eutrofización, afectando negativamente los cuerpos de agua y ecosistema acuático (Knobelsdorf, 2005).

Fósforo: Se incorpora al agua residual como consecuencia del uso de detergentes, productos de limpieza, materia fecal humana, entre otros. Al igual que el nitrógeno, se tiene fracciones orgánicas e inorgánicas, siendo la medición más común el ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). Esto debido a que el  $\text{PO}_4^{3-}$  tienden a ser un factor requerido y limitante para la producción vegetal; así como un inhibidor de microorganismos de los mecanismos de tratamiento biológico, por ejemplo, del sistema de lodos activados (Knobelsdorf, 2005).

### 3.1.3. Caracterización biológica

En las aguas residuales existe una variedad de microorganismos que se consideran un factor de riesgo a la salud pública y cuerpos de aguas. A manera general, es necesario describir y cuantificar la presencia de *Listeria*, *Rotavirus*, *Salmonella*, *Escherichia Coli* y coliformes fecales, siendo estas dos últimas las comúnmente consideradas en los análisis de calidad de agua. Además, se puede cuantificar o identificar la presencia de otros microorganismos que favorecen la degradación de contaminantes y materia orgánica de las aguas residuales, por ejemplo, las bacterias nitrificantes, *Nitrobacter* y *Nitrosomas* (Chen et al., 2020).

### 3.2. Humedales artificiales como mecanismo de tratamiento

Los HA se basan en una estructura poco profunda la cual tiene un recubrimiento impermeable, niveles de sustratos (arena, grava, piedra de río) y vegetación resistente a condiciones de saturación hídrica. Los cuales tienen como objetivo principal la remoción de nutrientes, contaminantes y cargas orgánicas, por medio de los procesos biológicos y químicos que se dan de la interacción del macrófito, biopelícula y sustrato, con el agua residual (Waly et al., 2022), convirtiéndose en un mecanismo práctico, sostenible y económico.

En este sentido, el uso de HA puede considerarse desde un tratamiento primario hasta uno terciario, lo cual dependerá de la caracterización del agua residual y el diseño del tren de tratamiento. Por ello, se recomienda emplear un pretratamiento para la remoción de sólidos gruesos. Esto con el fin de disminuir obstrucciones al HA que afecten su mecanismo de tratamiento biológico, denominado como biorremediación. Este concepto se refiere a la

utilización de la biopelícula para la absorción, degradación y/o transformación de materia orgánica y contaminantes (Didanovic y Vrhovsek, 2023).

La eficiencia de la biorremediación está sujeta a la temperatura del sitio, actividad catabólica (presencia o ausencia de oxígeno) y compatibilidad con el sustrato, respecto al crecimiento de los microorganismos (Humanante et al., 2021). Adicionalmente, es clave tener presente las fases de desarrollo de la biopelícula (latencia, crecimiento, decrecimiento y endógena), en donde se busca estar entre la segunda y tercera etapa, para maximizar la actividad de los microorganismos (García et al., 2019b).

El área superficial específica (ASE) se define como la relación del área superficial por unidad de volumen de una partícula y es un parámetro que tiene influencia directa en el desarrollo y propiedades fisicoquímicas de la biopelícula. Esto quiere decir que variables como el material del sustrato, la rugosidad y la porosidad son esenciales para asegurar la adhesión y formación de la biopelícula. En este sentido, las bacterias desnitrificantes y las bacterias oxidantes del amoníaco son el grupo de microorganismos mayormente influenciados con la interacción y compatibilidad del sustrato. A manera general, a mayor ASE se obtiene una mayor biomasa adherida al sustrato y, por ende, una mayor capacidad de biorremediación por parte de la biopelícula. Sin embargo, la actividad metabólica de la biopelícula no necesariamente tiene una relación lineal con el ASE, ya que los microorganismos consumen nutrientes y oxígeno. Por lo tanto, se debe maximizar la actividad biológica de la biopelícula en función de sus fases de desarrollo (Zhu y Miao, 2022).



Estos sistemas de depuración cuentan con limitaciones, y corresponden a un mayor requerimiento de área respecto a sistemas convencionales, condiciones climáticas frías y presencia de contaminantes tóxicos que afecten negativamente la actividad biológica de la biopelícula y vegetación. También, una selección incorrecta del sustrato y mal diseño estructuras de entrada y salida del HA, puede provocar bajas eficiencias en la remoción de contaminantes y proliferación de mosquitos (UN-HABITAT, 2008).

### **3.3. Humedales artificiales subsuperficiales de flujo vertical**

Los humedales artificiales se pueden clasificar de acuerdo con el tipo de flujo, libre y subsuperficial, y este último se subclasifica en función de la dirección del flujo, HFSSH y HFSSV. La presente investigación está enfocada en los HFSSV, por lo que se limita a la descripción de esta.

En los HFSSV la circulación del agua es de forma vertical, lo que implica condiciones aerobias para procesos de alta nitrificación y remoción eficiente de nutrientes y carga orgánica (Parde et al., 2020). Las raíces de la vegetación, tuberías ranuras verticales (respiraderos), profundidades que oscilan entre 0,5 a 0,8 m y caudales continuos o intermitentes, favorecen las concentraciones de oxígeno para el mecanismo de biorremediación. Bajo estas condiciones, se puede obtener remociones de carga orgánica de 20 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup> (Asprilla et al., 2020), con un flujo intermitente se logra disminución de DQO y nitrógeno amoniacal debido a la oxigenación constante del agua (Dávila y López, 2020), en donde se puede tener valores de 23 a 64 g de O<sub>2</sub> m<sup>2</sup>/día (UN-HABITAT, 2008). No

obstante, en contraste con los HFSSH, se tiene deficiencias en los procesos de desnitrificación y reducción de  $\text{PO}_4^{3-}$  (Pérez et al. 2022).

### **3.4. Modelos de caja negra y constantes de remoción de contaminantes**

En el diseño de HFSSV es necesario contemplar los requerimientos de área (A), en  $\text{m}^2$ , del HA, el caudal (Q), en  $\text{m}^3$ , la constante de velocidad de remoción de contaminante (k), en  $\text{m}/\text{día}$ , y concentraciones de entrada ( $C_a$ ) y salida ( $C_e$ ), en  $\text{mg}/\text{L}$ , para obtener un sistema de tratamiento eficiente. La siguiente ecuación se utiliza para la estimación del área de los HA de flujo subsuperficial (UN-HABITAT, 2008).

$$A = \frac{Q * (\ln[C_a] - \ln[C_e])}{k} \quad (1)$$

No obstante, dentro de los HA existen un conjunto de procesos químicos, biológicos y físicos que se encargan de la remoción de contaminantes y reducción de la carga orgánica. Por lo tanto, se emplean modelos simplificados para describir la biorremediación, haciendo énfasis en el parámetro k, el tiempo (t), en días, y las características de entrada y salida del agua residual del HA. En este sentido, los modelos de caja negra facilitan este análisis (Defo et al., 2017).

Los modelos de caja negra comúnmente utilizados corresponden a los de FT y FTMC. Estos modelos corresponden a reacciones de primer orden, en donde ocurren procesos de remoción irreversibles, homogéneos y completos. Además, se utilizan para la predicción y/o modelación del comportamiento del sistema de tratamiento (Defo et al., 2017). Asimismo,

estos modelos no contemplan las interacciones entre el suelo, planta, agua y microorganismos; además, no se tiene en cuenta los factores ambientales, por ejemplo, la evapotranspiración y precipitación (Weerakoon et al., 2020).

Lo anterior implica, que los resultados obtenidos de estos modelos serán válidos para las condiciones climáticas y ambientales específicas del sitio de experimentación. Esto quiere decir que, si se desea utilizar el parámetro  $k$  para el diseño de otro HA, este debe tener condiciones climáticas y ambientales semejantes. Esto responde a que la  $k$  tiene una relación directa con la temperatura, y por ende tiene efectos sobre la velocidad de remoción de contaminantes y carga orgánica (Weerakoon et al., 2020).

La diferencia entre los dos modelos radica en que el FTMC contempla la concentración residual de los contaminantes no biodegradables ( $C^*$ ), en mg/L, en el sustrato, también denominado concentración base. Esto quiere decir, el modelo considera la concentración de degradación de los contaminantes durante el proceso de biorremediación. Bajo este panorama, el modelo de FTMC es el recomendado para obtener el parámetro  $k$  de los HA (Weerakoon et al., 2020). A continuación, se presenta las ecuaciones del modelo de FT (ecuación 2) y FTMC (ecuación 3).

$$\frac{C_e}{C_a} = e^{-k*t} \quad (2)$$

$$\frac{C_e - C^*}{C_a - C^*} = e^{-k*t} \quad (3)$$

La estimación de la  $C^*$  en HA de flujo subsuperficial para los parámetros de DQO,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{PO}_4^{3-}$ , se utiliza ecuaciones experimentales simplificadas para su obtención de forma sencilla (Babatunde et al., 2014). La determinación de la  $C^*$  se logra con la siguiente ecuación.

$$C^* = 3,5 + 0,053 * C_a \quad (4)$$

Por lo tanto, si se toma la ecuación (2) y se contempla las variaciones, respecto a la incorporación de la  $C^*$ , se obtiene las ecuaciones para calcular el parámetro  $k$  para cada uno de los modelos de caja negra. Ello se utiliza bajo las condiciones de optimizar y/o precisar el cálculo del parámetro  $k$  de diseño. Ahora bien, esto se logra dado que se realiza una sustitución de términos en la ecuación (2) y (3), en donde se expresa el TRH en términos del área ( $A$ ), en  $\text{m}^2$ , y el caudal ( $Q$ ), en  $\text{m}^3/\text{h}$ . Es por ello, que obtener la constante  $k$  permite calcular el área superficial que requiere un HA (UN-HABITAT, 2008).

$$k = \frac{Q}{\phi * A} * \ln \left( \frac{C_a}{C_e} \right) \quad (5)$$

$$k = \frac{Q}{\phi * A} * \ln \left( \frac{C_a - C^*}{C_e - C^*} \right) \quad (6)$$

### 3.5. Margo legal de aguas residuales y humedales artificiales

En el marco de la disposición en el tratamiento de aguas residuales, se cuenta con el decreto N° 33601, en donde se establece los límites máximos permisibles de vertido de aguas residuales ordinarias a cuerpos receptores (Tabla 1). Asimismo, en el decreto se realiza

modificaciones en los parámetros de DQO, SS, SST y grasas, cuando el agua residual tratada se desee para reuso. Estos ajustes de los valores están en función de su aplicación (Tabla A.1) y la presencia de coliformes fecales y nematodos intestinales (Tabla A.2).

**Tabla 1.** Límites máximos permisibles de vertido de aguas residuales ordinarias y su reúso en función del tipo de actividad\*. Fuente: Decreto N° 33601-MINAE-S (2007).

<b>Condición</b>	<b>DQO (mg/L)</b>	<b>SST (mg/L)</b>	<b>SS (mg/L)</b>	<b>Grasas (mg/L)</b>
<b>Ordinarias</b>				
Cuerpo receptor	150,0	50,0	1,0	30,0
<b>Reúso de agua ordinaria tratada en función del tipo de actividad</b>				
Tipo 1	150,0	50,0	1,0	30,0
Tipo 2	225,0	75,0	1,5	45,0
Tipo 3	150,0	50,0	1,0	30,0
Tipo 4	225,0	75,0	1,5	45,0
Tipo 5	300,0	100,0	2,0	60,0
Tipo 6	150,0	50,0	1,0	30,0
Tipo 7	300,0	100,0	2,0	60,0
Tipo 8	150,0	50,0	1,0	30,0

\*Valores de pH de 5 a 9 y temperaturas de 15 a 40 °C

### 3.6. Objetivos de Desarrollo Sostenible: aguas residuales y sustratos alternativos

El crecimiento poblacional y el desarrollo económico ha conllevado a un consumo mayor de los recursos naturales para poder satisfacer las necesidades básicas. Sin embargo, la constante volatilidad en el uso de recursos, en especial la del agua, ha generado que se presente una inadecuada gestión y disposición final de las aguas residuales. Lo cual tiene como consecuencia la contaminación de cuerpos de aguas superficiales y subterráneos, afectando

los ecosistemas circundados a estos. Por ello, en la agenda de los ODS se incorpora el objetivo seis vinculado al saneamiento (Mejía et al, 2022).

La combinación de la economía circular con los HA implica analizar escenarios potenciales de reuso que se le puede dar a los productos de la biorremediación, es decir el efluente tratado (Soto et al., 2023). No obstante, se puede incorporar otra vertiente de economía circular o revalorización de materiales, en este sentido sería el sustrato de los HA. El sustrato es uno de los componentes de mayor costo a la hora de construir un HA; asimismo, son el soporte para el crecimiento de la biopelícula, quien es la principal encargada de llevar a cabo el proceso de biorremediación, dada la interacción de los microorganismos con la materia orgánica y contaminantes. Por ello, estudiar sustratos alternativos a los convencionales, principalmente grava, promueve una gestión de bajo costo, sostenible y reuso de materiales considerados desechos (Yang et al., 2022), esto por medio de los ODS número doce y quince.

### **3.7. Investigaciones previas de sustratos alternativos**

La selección del sustrato influye en el crecimiento del macrófito y la biopelícula (adhesión y ASE), siendo este último el de mayor impacto, dado que contribuye a más del 50 % del proceso de remoción de contaminantes por las reacciones fisicoquímicas (Kataki et al., 2021). De forma general, los HA están contruidos de arena y agregados de grava. No obstante, es necesario recurrir a sustratos alternativos a fin de impulsar la utilización de los HA para el tratamiento de aguas residuales (Yang et al., 2022).

Bajo esta perspectiva, surge la necesidad de estudiar y evaluar las propiedades de otros materiales que beneficien al proceso de biorremediación. Este aspecto cobra mayor importancia, dado que en Costa Rica hay escasa literatura en el uso de los neumáticos reciclados y tapas plásticas en HA.

Las tapas plásticas, de acuerdo con Miranda et al. (2020), presenta eficiencias de remoción de 67-70 % en SST para aguas residuales provenientes de un tanque de enfriamiento de leche. En comparación con la grava, las tapas plásticas exponen mejoras de remoción en SS y SST. A pesar de que el tipo de agua residual difiere con la del presente estudio, este valor expuesto por Miranda et al. (2020) contribuye a una aproximación de rendimiento de este tipo de sustrato. Cabe destacar, que para este estudio las tapas plásticas fueron cortadas en dos o tres trozos (aumentar el área superficial) y colocadas en una malla de 13 mm de mesh para evitar que las mismas floten en el sistema.

En Costa Rica, se empleó tapas plásticas (polipropileno o tereftalato de polietileno) de 1,24 a 9 cm de diámetro para el tratamiento de aguas residuales especiales (porcinas). Se obtuvieron eficiencias de remoción del 58 % en DQO, 84 % en SS, 35 % en  $\text{NH}_4^+$ , 54 % en  $\text{NO}_3^-$  y 86 % en  $\text{PO}_4^{3-}$  (Vásquez, 2023). No obstante, la autora recomienda que el tamaño del sustrato sea lo más uniforme posible y que la superior e inferior del HA sean de un material distinto. Esto valores no se pueden tomar como referencia para el presente estudio; no obstante, contribuye como indicador de la eficiencia de este sustrato en el proceso de depuración.

## 4. METODOLOGÍA

### 4.1. Descripción del sitio de estudio

La investigación se realizó en la PTAR de Finca 3 de la UCR, localizada en Sabanilla de Montes de Oca. La PTAR recibe las aguas residuales de los edificios de la Escuela de Educación Física, de la Oficina de Bienestar y Salud y del Centro de Investigación en Ciencias del Movimiento Humano. La selección del sitio de estudio se dio por las facilidades de disponibilidad del agua residual ordinaria y espacio para colocar los sistemas pilotos (figura 1).



**Figura 1.** Espacio disponible para la instalación de los sistemas pilotos.

### 4.2. Diseño de los sistemas pilotos

Los sistemas pilotos consisten en 12 HA de dimensiones 62x37x35 cm (largo, ancho y altura), los cuales tienen un área superficial de 0,23 m<sup>2</sup> y volumen de 0,08 m<sup>3</sup>. El sistema



completo abarca un área total de 2,75 m<sup>2</sup>, que se colocó sobre tarimas de madera, detrás del lecho de secado de lodos de la PTAR. El color negro de las cajas plásticas se eligió para evitar la incidencia de luz solar sobre el sustrato y evitar el desarrollo de algas en las paredes, dado que podría generar alteraciones en los resultados. Se colocó un respiradero para permitir condiciones aerobias en los sistemas y la medición del nivel del agua (figura 2).



**Figura 2.** Sistemas pilotos de HFSSV a escala laboratorio.

En la fase de prueba de los sistemas pilotos, preliminar al experimento del proyecto, se encontró que las precipitaciones provocaban que los sistemas se inundaran. Esta condición ocasionó que las mediciones de los parámetros de las aguas residuales no fueran

representativas. Para eliminar la influencia de la precipitación, se construyó un techo de plástico traslucido que permitiera el paso de la luz (figura 3).



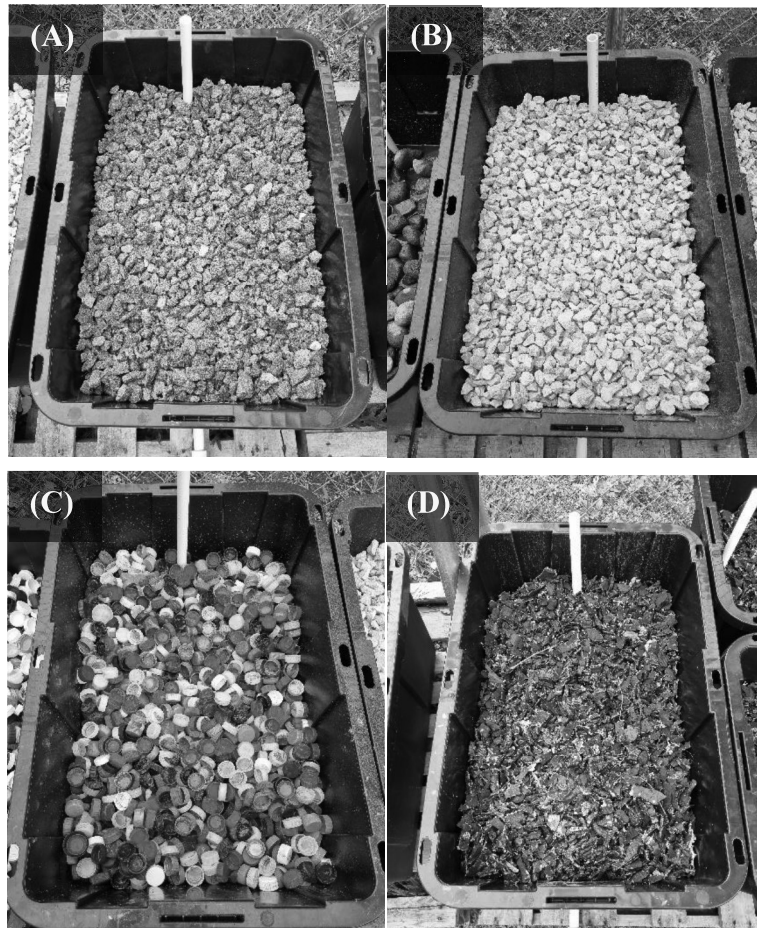
**Figura 3.** Sistemas pilotos con techado traslucido.

Los 12 HA se dividieron en cuatro tratamientos (tres HA por tratamiento). Los cuatro tratamientos consisten en los distintos sustratos a evaluar: NRT, TP (como sustratos alternativos), PC y piedra volcánica, como sustrato control.

#### **4.3. Sustratos**

En la configuración y el espesor de las capas de los sustratos en cada HA se consideró el estudio realizado por Venegas (2020), dado que los HA fueron construidos y analizados en zona tropical, la cual corresponde a la de la presente investigación. El espesor de los sustratos y su configuración se realizó de la siguiente manera:

- Capa superior de 8 cm de piedra quintilla (0,12-0,24 cm de diámetro) y de 2 cm de piedra cuarta volcánica (0,95-2,22 cm). Esto último se decidió para darle un mayor sostén a las raíces de la vegetación e incidencia del viento sobre los HA.
- Capa intermedia de 20 cm del sustrato a evaluar. Los NRT y las TP tienen diámetro de 2-4 cm y 2 cm respectivamente. La PC y la piedra volcánica normal tienen un diámetro de 0,95-2,22 cm (figura 4).
- Capa inferior de 5 cm de canto rodado (3-6 cm de diámetro).



**Figura 4.** Sustratos evaluados, (A) Control, (B) PC, (C) TP y (D) NRT.

Por la diferencia de diámetros en cada una de las capas, se colocó una capa de geotextil entre la tubería de drenaje y la capa inferior. Esto con el fin de evitar obstrucciones cuando se requiera extraer el efluente tratado.

Como dato preliminar a la investigación, se estimó la porosidad de la capa superior e intermedia. No se calcula la de la capa inferior porque cumple la función de drenaje. En este sentido, se procedió a emplear el método volumétrico para obtener el valor de porosidad de cada sustrato. Cabe mencionar que para la piedra cuarta volcánica y piedra quintilla se usó el valor reportado en la investigación de Venegas (2020), las cuales corresponden a 14,98 % y 7,50 %. Esto se debe a que se utilizó la misma piedra volcánica y piedra quintilla utilizada por Venegas (2020). Para la PC, TP y NRT se obtuvieron los valores de 49,50 %, 81,50 % y 61,20 % respectivamente.

A nivel de diseños de ingeniería, se debe emplear la porosidad ponderada. Esto debido a ser una muestra más representativa del sistema que se desea evaluar, en este caso el sustrato de los HA. Por lo tanto, se utilizó para cada uno de los tratamientos un valor de porosidad de 12,49 % (Control), 35,50 % (PC), 56,83 % (TP) y 43,30 % (NRT). Lo anterior se calculó empleando la porosidad ( $\phi_i$ ), adimensional, y el espesor ( $h_i$ ), en cm, del sustrato de la capa superior e intermedia de cada tratamiento, para obtener una porosidad promedio de cada sistema.

$$\phi = \frac{\sum_{i=1}^n \phi_i h_i}{\sum_{i=1}^n h_i} \quad (7)$$

También, preliminar al experimento se calculó el factor de forma de ajusta para la estimación del ASE. Para ello, se utilizó la herramienta de Autodesk Inventor Professional 2024, licencia estudiantil de la Universidad de Costa Rica. En la tabla 2, se aprecia las dimensiones, considerando los diámetros, y un factor de forma de ajuste, con el fin de modelarlo a la realidad. El control y la PC se modeló como una esfera y el NRT como un prisma rectangular.

**Tabla 2.** Consideraciones para la estimación del ASE de los sustratos estudiados.

<b>Sustrato</b>	<b>Dimensiones (cm)</b>	<b>Factor de forma de ajuste (%)</b>
Control	Diámetro: 1,58 cm	1,5
PC	Diámetro: 1,58 cm	1,2
TP	Diámetro: 3,2 cm	1,0
NRT	Altura: 1 cm	1,0
	Espesor: 0,2 cm	
	Largo: 5 cm	
	Ancho: 2 cm	
	Espesor: 1 cm	

Es importante mencionar que el factor de forma de ajuste utilizado se basa de observaciones cualitativas del sustrato control, PC, TP y NRT, considerando la forma (tamaño de la partícula) y la presencia de macroporos. Estas suposiciones se les asignó un valor de +0,2 y +0,3, respectivamente. En donde se consideró el concepto de esfericidad, el cual oscila en rangos de 0 a 1, siendo el valor más alto una esfera perfecta. La asignación del factor de forma se dio por un proceso de observación, dado que se tuvo la limitante de medir el ASE por métodos más precisos.

#### 4.4. Vegetación

El macrófito se seleccionó con base a los hallazgos del proyecto C2451, contemplando las condiciones climáticas y la elevación sobre el nivel del mar. Complementariamente, se consideró la investigación de Venegas (2020), en donde el Platanillo, *Alpinia purpurata*, alcanzó porcentajes de remoción del 63,8 % y 78,2 % para los  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{PO}_4^-$  respectivamente; sin embargo, no se midió el porcentaje de remoción de la vegetación. Adicionalmente, la constante exposición a estos contaminantes no genera características marchitas en sus hojas, pero reduce la tasa de floración (Muñiz et al., 2020). Ante esto, se escogió el Platanillo para los sistemas pilotos. Se definió una densidad de 4 plantas/HA por tratamiento. Esta condición se basó en las recomendaciones dadas por Sandoval et al. (2020) y el diseño de Venegas (2020) en sistemas pilotos de HSFFV. Dado que favorece el desarrollo de las raíces para la interacción del agua residual y el aumento del follaje para los procesos fotosintéticos.



**Figura 5.** Platanillo (*Alpinia purpurata*) que se utilizó en los sistemas pilotos.

#### 4.5. Funcionamiento de los sistemas pilotos

Previo al experimento, se requiere calcular el caudal y la carga hidráulica que se va a aplicar a cada HA. Ambos se definieron empleando los cálculos dados por Venegas (2020), respecto a la carga orgánica superficial del contaminante y concentración del contaminante. Estos son de 3,22 g DQO/m<sup>2</sup>/d y 345,83 g DQO/m<sup>3</sup> respectivamente. Se decidió utilizar estos valores dados por Venegas (2020), dado que se obtuvieron de forma experimental para aguas residuales ordinarias de una PTAR de la UCR, la cual tiene una caracterización similar a las de la presente investigación. Es importante recordar que para ambas investigaciones el agua residual es de tipo ordinaria. Por lo tanto, estos valores son un punto de referencia para el cálculo del caudal y la carga hidráulica. Se calcula el caudal (Q) y la carga hidráulica (CH), considerando el área (A) de un solo HA, la carga orgánica superficial del contaminante (B<sub>i</sub>), en g DQO/m<sup>2</sup>/d, y la concentración del contaminante (C<sub>i</sub>), en g DQO/m<sup>3</sup>, con las siguientes ecuaciones.

$$Q = \frac{1000 * A * B_i}{C_i} \quad (8)$$

$$CH = \frac{1000 * B_i}{C_i} \quad (9)$$

Por tanto, el caudal a verter en cada HA, partiendo de un área de 0,23 m<sup>2</sup>, es de 2,20 l/d, el cual se aproximó a 3 l/d. La carga hidráulica corresponde a 12 mm/d. El agua residual ordinaria se tomó del tanque ecualizador en la PTAR de finca 2 (Figura 6). No se tomó el agua residual ordinaria de la unidad de tratamiento anterior, rejillas, esto debido a las

facilidades de extracción del agua residual ordinaria y por el tiempo permitido para estar dentro de la PTAR.



**Figura 6.** Tanque ecualizador de la PTAR.

El TRH es otro parámetro de diseño clave en la operación del sistema de tratamiento de los HA, la cual está sujeta al  $Q$ ,  $\emptyset$  y el volumen ( $V$ ) de un HA. Esto ayuda a definir el tiempo mínimo en que el agua residual ordinaria debe estar dentro del HA, para posteriormente poder analizar la eficiencia del proceso de biorremediación. El TRH, expresado en mm/día, se calcula por medio de la siguiente ecuación.

$$TRH = \frac{\emptyset * V}{Q} \quad (10)$$

En este sentido, dado que se manejó cuatro sustratos diferentes, se tiene valores de porosidad distintos, lo cual implicaría TRH variables. Ante esto, se decidió utilizar la porosidad ponderada del sustrato control, la cual corresponde a 12 %. El TRH es de 1,43 días, pero se

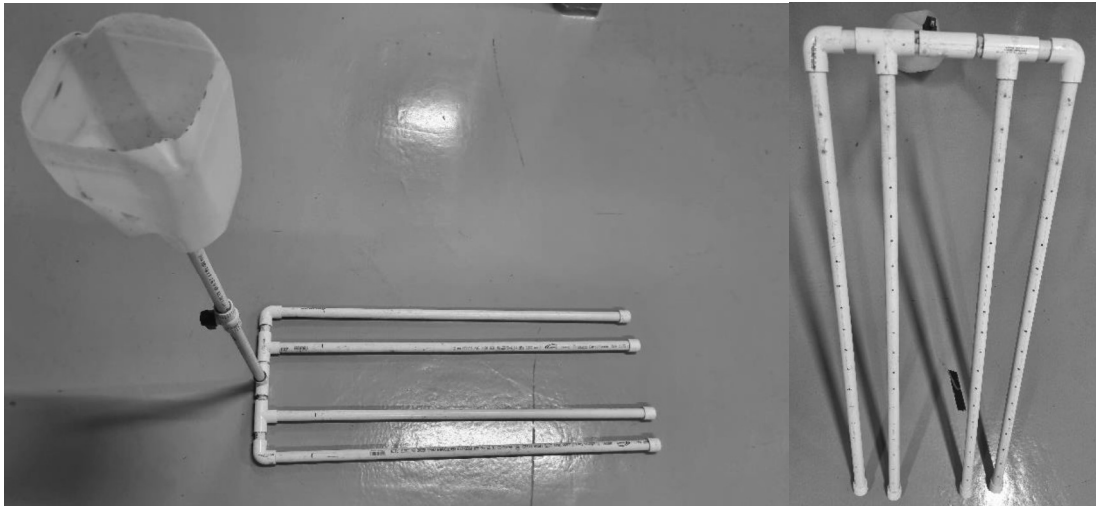


utilizó un valor de 2 días, esto por cuestiones de acceso a la PTAR para darle el mantenimiento a los sistemas pilotos. No obstante, es importante mencionar que este TRH para los tratamientos de PC, TP y NRT corresponde a un tiempo de medición. Esto debido que sus TRH, contemplando sus respectivos valores de porosidad, serían de 4,07 días (PC), 6,52 días (TP) y 4,97 días (NRT).

Las labores operativas del caudal se realizaron tres veces por semana (lunes, miércoles y viernes), en donde se va a remover 3 litros de cada sistema piloto y se va a añadir 3 litros nuevos (108 litros por semana). Esto para garantizar la lámina constante de agua de 15 cm en la parte inferior de los HA, durante todo el experimento. En sentido, los primeros 15 cm los sistemas pilotos operan como HFSSV, y la segunda parte como un HFSSH. Además, los lunes se muestreó el agua residual cruda y los miércoles se tomó los efluentes de cada sistema piloto por tratamiento. Esto con el fin de observar el proceso de depuración, en función del TRH de 2 días.

El vertido del caudal se efectuó por medio de un sistema de riego. Este consta de tres tramos perforados de tubería de PVC, los cuales tienen una longitud de 80 cm y con orificios de 3,18 mm de diámetro con un espaciamiento de 4 cm entre ellas (figura 7). Para evacuar el agua tratada de cada HA se contó en el fondo con un sistema de drenaje. Este consta de tres ramales perforados de tubería de PVC, el cual tiene una longitud de 57 cm con cuatro filas de orificios de 3,18 mm de diámetro, y con un espaciamiento de 10 cm entre ellas (figura 8). Adicionalmente, se añadió tramos de 45 cm de tubería de PVC de forma vertical para permitir las condiciones aeróbicas (aireación). Una vez instalados los HA se inició un proceso de

acondicionamiento de la vegetación y los microorganismos en los sustratos. Esto se realizó por un mes, en donde se dotó de afluente residual de la PTAR de finca 2 a los HA.



**Figura 7.** Sistema de riego para el vertido de aguas residuales en los HA.



**Figura 8.** Sistema de drenaje para la extracción de aguas residuales tratadas de los HA.

#### 4.6. Evaluación de los sustratos

Una vez que finalizó la fase de adaptación, se dio inicio con el experimento. Se realizó un muestreo semanal por un tiempo total de 3,5 meses (14 semanas). El tiempo correspondió a la autorización que se dio por parte Oficina de Servicios Generales, Sección de Maquinaria y Equipo, para el desarrollo de la presente investigación. Las muestras corresponden a, una en el tanque equalizador (afluente) y tres a la salida del sistema piloto (efluente) por cada tratamiento, dando un total de 13 muestras por semana. Por tanto, el afluente y efluente tendrán un total de 14 y 42 (por tratamiento) de muestras durante las 14 semanas.

El muestreo para el agua residual cruda se realizó los lunes y para los efluentes los miércoles. El análisis de laboratorio se realizó los miércoles, esto por disponibilidad del Laboratorio de Aguas, Suelos y Ambiente de la Escuela de Ingeniería de Biosistemas. Se midió los parámetros de temperatura, conductividad eléctrica, turbidez, pH, DQO,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{PO}_4^{3-}$ . Para el muestro y análisis de laboratorio se empleó un “Checklist” para asegurar un correcto procedimiento (ver apéndice B).

En el laboratorio se utilizó el colorímetro, modelo DR900 de la marca HACH® y un reactor digital, modelo DRB200 de la marca HACH® para obtener el DQO,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{PO}_4^{3-}$ . La conductividad eléctrica se midió con el medidor de CE, modelo HI98304 de la marca HANNA. En la turbidez se empleó el turbidímetro, modelo HI98703 de la marca HANNA. Finalmente, el pH y la temperatura se utilizó un pHmetro portátil de la marca APERA. Una vez generado los resultados, el porcentaje de eficiencia de remoción se calculó con la

siguiente ecuación, considerando la concentración del afluente ( $C_a$ ), en mg/L, y la concentración del efluente ( $C_e$ ), en mg/L.

$$\% \text{ remoción} = \left( \frac{C_a - C_e}{C_a} \right) * 100 \quad (11)$$

#### 4.7. Constantes de velocidad de remoción de los contaminantes

En la determinación de las constantes de velocidad de remoción  $k$  de contaminantes se tomaron los valores de  $C_a$ ,  $Q$  y  $A$ , y la  $C_e$  y  $\emptyset$  de cada tratamiento. Luego, se utilizó ecuación (5) para calcular la constante de remoción  $k$  del modelo de FT para cada sustrato planteado. Ahora bien, para el modelo de FTMC, se recurrió a la ecuación (4) para obtener el parámetro  $C^*$ . Después, se empleó la ecuación (6) para estimar la constante de remoción  $k$ .

$$C^* = 3,5 + 0,053 * C_a$$

$$k = \frac{Q}{\varepsilon * A} * \ln \left( \frac{C_a}{C_e} \right)$$

$$k = \frac{Q}{\varepsilon * A} * \ln \left( \frac{C_a - C^*}{C_e - C^*} \right)$$

#### 4.8. Análisis de datos

La generación de datos se realizó considerando el porcentaje de eficiencia de remoción de contaminantes (antes y después del sistema de HFSSV), para cada uno de los tratamientos. Para ello, se estimó promedios y desviaciones estándar, dado que cada tratamiento se realizó

por triplicado. El análisis estadístico se realizó mediante el software InfoStat, versión 2008 estudiantil, en donde primero se decidió tratar los datos como normales, partiendo del estudio realizado por Correa y Castillo (2000). En este se determinó que, a partir de una muestra mayor a 30 datos, los mismos se pueden considerar normales.

Luego, se procedió a ejecutar un análisis paramétrico de varianza (ANOVA) con una prueba de Tukey, en donde se planteó dos evaluaciones. La primera consistió en que no existen diferencias significativas en la caracterización del agua del afluente y efluente de los HFSSV. La segunda se basó en que no existen diferencias significativas en la caracterización del agua del efluente entre los sustratos estudiados. En la ANOVA se tomó un nivel de confianza del 95% y se realizó gráficos de cajas para una visualización clara de los resultados.

#### **4.9. Caso de estudio y objetivos de desarrollo sostenible**

Adicional a los objetivos específicos planteados en el proyecto, se decidió tomar un caso de estudio del proyecto C2451 con condiciones climáticas y de altura sobre el nivel del mar semejantes a las del área de estudio del presente trabajo. Con ello se pretende demostrar la eficiencia de remoción de los sustratos planteados con la caracterización del agua residual ordinaria del caso de estudio. Para ello, se planteó comparar los cambios de porcentajes de remoción de contaminantes, partiendo de las constantes de remoción  $k$  de los sustratos alternativos propuestos con las condiciones actuales del caso de estudio. En sentido, se tomó un HA existente, localizado en el distrito de San Juan, Poás, de Alajuela, en donde se da tratamiento aguas residuales ordinarias. El HA tiene dimensiones de 3,1 x 2,2 x 0,7 m, para

un área de 6,8 m<sup>2</sup>, y cuenta la vegetación de la *Alpinia purpurata* y Avecilla (*Heliconia psittacorum*) (figura 9).



**Figura 9.** Humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal.

En el margen los ODS y el caso de estudio aplicado, se procedió a analizar las secciones 4.6, 4.7, 4.8 y 4.9 bajo el esquema de los ODS (objetivos 6, 12 y 15), dado que son los implicados en la presente investigación: los HA, los sustratos alternativos y los parámetros de calidad de los efluentes tratados. En la tabla 3, se presentan los objetivos y sus metas, así como la actividad que se empleó para evaluar el cumplimiento de estas metas, en función de los análisis de resultados y el caso de estudio aplicado.

**Tabla 3.** Metodología empleada para el análisis de los indicadores para cada una de las metas asociadas a un ODS.

<b>ODS</b>	<b>Meta*</b>	<b>Indicador</b>	<b>Actividad</b>
6	6.3	Reducción de remoción porcentual de contaminantes del agua residual ordinaria.	Utilizar modelos de caja negra para la cuantificación de los porcentajes de remoción de contaminantes para cada tratamiento.
6	6.4	Escenarios de reutilización del efluente tratado, potenciando la sostenibilidad y uso eficiente del recurso hídrico.	Evaluar los efluentes tratados de cada tratamiento, respecto a los límites máximos permisibles del decreto N° 33601-MINAE-S, y su potencial escenario de reutilización.
12	12.2	Comparación de escenarios de uso de agua potable y agua residual tratada.	potencial escenario de reutilización.
12	12.5	Estimación de volumen utilizado de los sustratos alternativos propuesto en la construcción de HA.	Calcular el volumen requerido de sustrato alternativo que requiere un caso real de HA, y los costos asociados a estos.
15	15.1	Comparación en los vertidos del agua residual sin y con tratamiento en la conservación de los ecosistemas terrestres y acuáticos.	Evaluar si existe diferencias significativas entre el afluente y efluente de cada tratamiento.

\*Consultar apéndice C.1 para una descripción de las metas.

## **5. RESULTADOS**

### **5.1. Evaluación de la eficiencia remoción de contaminantes de los sistemas pilotos**

Los análisis químicos son esenciales para determinar si el agua residual ordinaria tratada cumple con los límites máximos permisibles para vertido en cuerpos de agua dados en el decreto N° 33601-MINAE-S. La evaluación de la eficiencia de remoción de contaminantes, estimada con la ecuación 11, se observa en la tabla 4, en donde se tiene los promedios y porcentajes de las 14 semanas de experimentación para cada uno de los parámetros de calidad de agua.



**Tabla 4.** Concentración de parámetros fisicoquímicos (mg/L) y eficiencias de remoción (%), valores entre paréntesis) en los humedales artificiales a escala de laboratorio, (Prom.  $\pm$  Desv. Est.), AR (n=12), Control (n=28), piedra PC/TP/NRT (n=36).

Parámetro	Agua residual (AR)	Tratamientos			Cuerpo receptor <sup>1</sup>	
		Control	PC	TP		NRT
DQO (mg/L)**	272,75 $\pm$ 139,41	49,17 $\pm$ 26,40 (75,89 $\pm$ 20,37) <sup>A</sup>	42,92 $\pm$ 26,78 (81,10 $\pm$ 11,75) <sup>A</sup>	46,42 $\pm$ 23,54 (77,90 $\pm$ 15,65) <sup>A</sup>	121,25 $\pm$ 46,21 (42,77 $\pm$ 35,45) <sup>B</sup>	150
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)*	29,68 $\pm$ 8,85	9,29 $\pm$ 7,46 (68,81 $\pm$ 20,43) <sup>A</sup>	11,46 $\pm$ 9,69 (58,15 $\pm$ 36,73) <sup>A</sup>	12,25 $\pm$ 8,69 (57,27 $\pm$ 36,96) <sup>A</sup>	12,02 $\pm$ 6,99 (56,76 $\pm$ 32,50) <sup>A</sup>	25 <sup>2</sup>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)**	29,93 $\pm$ 17,21	6,30 $\pm$ 4,09 (72,72 $\pm$ 30,35) <sup>A</sup>	0,60 $\pm$ 0,80 (97,99 $\pm$ 2,47) <sup>B</sup>	3,32 $\pm$ 2,65 (85,92 $\pm$ 18,25) <sup>C</sup>	8,52 $\pm$ 3,49 (63,58 $\pm$ 35,88) <sup>D</sup>	
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)* <sup>+</sup>	16,82 $\pm$ 15,56	18,97 $\pm$ 6,77 (-35,49 $\pm$ 170,08) <sup>A</sup>	21,45 $\pm$ 10,67 (-28,75 $\pm$ 168,95) <sup>A</sup>	17,38 $\pm$ 6,41 (-6,37 $\pm$ 146,21) <sup>A</sup>	6,68 $\pm$ 1,72 (27,36 $\pm$ 46,67) <sup>B</sup>	
Turbidez (NTU)**	130,95 $\pm$ 91,87	1,05 $\pm$ 0,67 (98,94 $\pm$ 1,57) <sup>A</sup>	1,06 $\pm$ 0,81 (99,32 $\pm$ 0,56) <sup>A</sup>	1,22 $\pm$ 1,02 (98,63 $\pm$ 2,68) <sup>A</sup>	190,13 $\pm$ 81,88 (-54,45 $\pm$ 69,41) <sup>B</sup>	
C.E (μS/cm)**	0,77 $\pm$ 0,14	0,64 $\pm$ 0,07 <sup>A</sup>	0,69 $\pm$ 0,11 <sup>A</sup>	0,54 $\pm$ 0,09 <sup>B</sup>	0,49 $\pm$ 0,16 <sup>B</sup>	
pH**	7,98 $\pm$ 0,61	5,23 $\pm$ 0,49 <sup>A</sup>	6,81 $\pm$ 0,32 <sup>B</sup>	5,38 $\pm$ 0,50 <sup>A</sup>	7,18 $\pm$ 0,31 <sup>C</sup>	5 a 9
Temperatura (°C)*	22,06 $\pm$ 0,79	20,51 $\pm$ 0,58 <sup>A</sup>	20,52 $\pm$ 0,50 <sup>A</sup>	20,56 $\pm$ 0,52 <sup>A</sup>	20,76 $\pm$ 0,71 <sup>A</sup>	15 a 40

\*Existen diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre el agua residual (afluente) y los efluentes de cada tratamiento.

\*\*Existen diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre el afluente y los efluentes, y también entre efluentes de cada tratamiento.

\*<sup>+</sup>Existen diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre efluentes de cada tratamiento.

DQO: AR (n = 12), control (n = 12), PC/TP/NRT (n = 12).

Turbidez: AR (n = 11), control (n = 24), PC/TP/NRT (n = 36).

Nitrato: AR (n = 11), control (n = 22), PC/TP/NRT (n = 33).

(ABCD) Letras iguales no presentan diferencias estadísticamente significativas entre sí, con base en la prueba de Tukey.

<sup>1</sup>: Límites máximos permisibles de vertido de aguas residuales ordinarias en cuerpos receptores.

<sup>2</sup>: Este valor corresponde a fosfatos (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), establecido en el decreto N° 33601-MINAE-S.

En la tabla 4, se aprecia que los cuatro tratamientos estudiados, de forma general, cumplen con los parámetros de DQO, pH,  $\text{PO}_4^{3-}$  y temperatura establecidos para el vertido en un cuerpo receptor. En relación con los resultados para el DQO se registraron eficiencias de 75,89% (Control), 81,10% (PC), 77,90% (TP) y 42,77% (NRT). Estadísticamente existen diferencias significativas entre el afluente y efluente ( $p[\text{control}]=0,0001$ ;  $p[\text{PC}]=0,0001$ ;  $p[\text{TP}]=0,0001$ ;  $p[\text{NRT}]=0,0018$ ), y entre los tratamientos estudiados ( $p<0,0001$ ).

La transferencia de oxígeno que contribuye a la disminución del DQO está influenciada por la profundidad del HA, la estabilización y desarrollo de la biopelícula y el macrófito. En una investigación realizada por Pascual et al. (2024), se recomiendan profundidades de 0,9 m para HFSSV construidos con piedra grava (12-22 mm de diámetro y porosidad del 40 %) y un caudal intermitente de aguas residuales ordinarias. Considerando lo anterior, los sistemas pilotos elaborados con una lámina de agua de 0,15 m en la parte inferior del sistema (contacto de la capa inferior y la capa intermedia), 0,15 m libre de lámina de agua, TRH de 2 días y un caudal intermitente, se vio favorecida en la remoción de DQO. No obstante, esta se puede potenciar si la profundidad y espesor de la capa intermedia, ubicada entre los 5 y 25 cm de la parte inferior del HA, aumentase.

Por otro lado, Stefanatou et al. (2023) comenta que la estabilización y eficiencia de los HFSSV está en función del tiempo, dado que debe garantizarse la interacción y desarrollo óptimo de la biopelícula y macrófito con el agua residual. La presente investigación se analizó en 3,5 meses, que, en conjunto con las 4 semanas de la fase de prueba, se puede

considerar ideal para la estabilización e interacción de la biopelícula y el macrófito para experimentos a escala laboratorio.

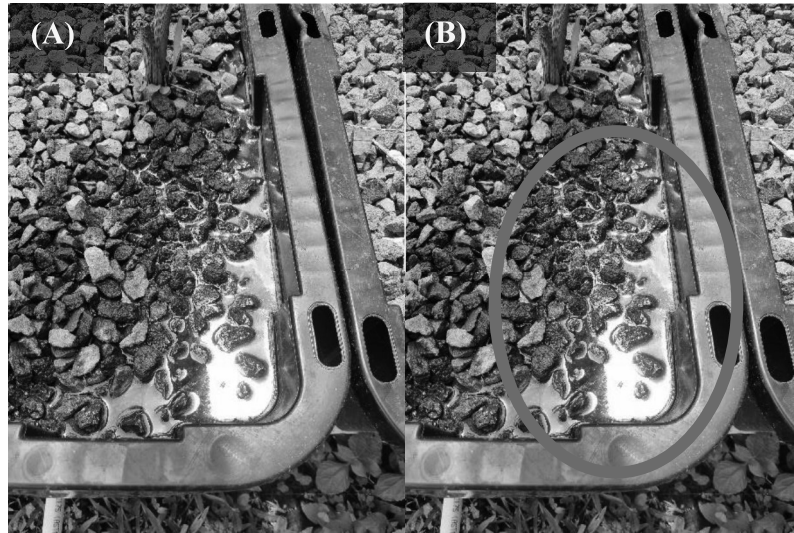
En los HSSFV se reporta valores de remoción de DQO de 69,9 %, para concentraciones de 222,44 mg DQO/L en aguas residuales ordinarias (García et al., 2019a). Los resultados obtenidos para los sistemas pilotos con el control (75,89%), PC (81,10%) y TP (77,90%) son mayores a los reportados en la literatura. Esta diferencia puede deberse al TRH (1,12 días), caudal (0,6 m<sup>3</sup>/d no intermitente) y vegetación (*Cyperus Papyrus* y *Phragmites Australis*) utilizada en la investigación consultada.

El carbonato de calcio (CaCO<sub>3</sub>) es la composición principal de la PC, y su efecto en HFSSV implica porcentajes de remoción de DQO del 67,6 % para concentraciones de entrada de 288,30 mg DQO/L. Los HA con PC tuvieron un mejor rendimiento de remoción, respecto a lo dado por la literatura, debido el espesor manejado en la presente investigación. Esto se debe a que el CaCO<sub>3</sub> equilibra las condiciones de pH del agua residual, y por ende contribuye a la degradación de materia orgánica por parte de los microorganismos. No obstante, se menciona que a mayor área superficial del sustrato con CaCO<sub>3</sub>, la biopelícula tiene una mayor dificultad de adhesión dado que el medio se vuelve alcalino (Yang et al., 2022).

En investigaciones realizadas por Vásquez (2023), sistemas de HFSSV con aguas residuales especiales de origen porcino, y Zhou et al. (2021), desarrollo de la biopelícula en condiciones anaeróbicas a escala laboratorio, se utiliza las TP como sustrato. En este sentido, se reporta eficiencias de remoción de 58,58 % y 29 % de DQO, con una concentración inicial de 6362,73 mg DQO/L y una carga orgánica de 1,12 kg/m<sup>3</sup>/d respectivamente. Para ambos

casos, el resultado en el presente proyecto fue superior a los reportado en estos estudios, el cual se debe a la caracterización del agua residual ordinaria y la alta tasa de intercambio de oxígeno presente en los HFSSV.

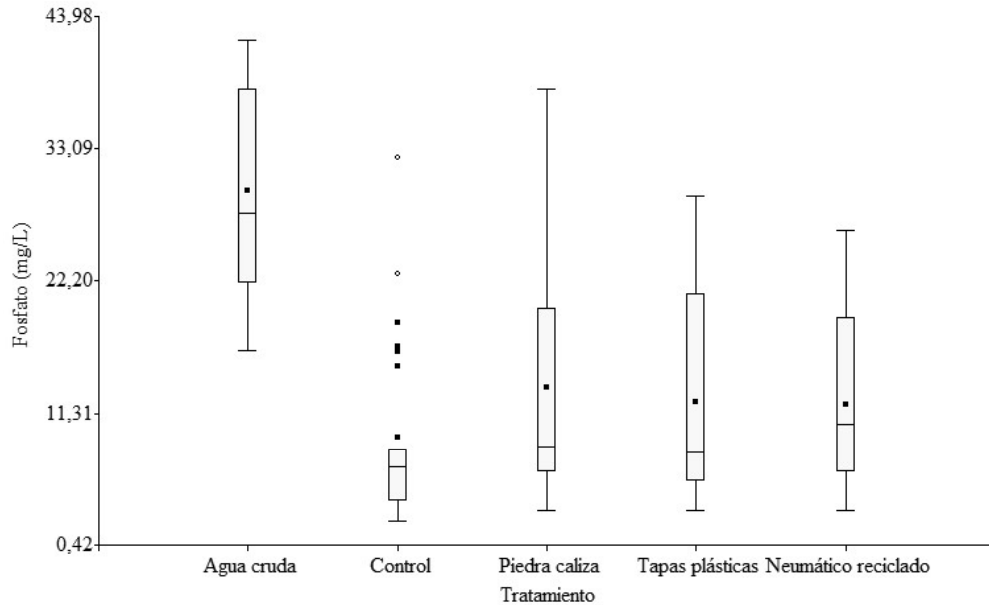
En la literatura no existe estudios acerca de la eficiencia de remoción de DQO, empleando el NRT como sustrato en HA, para el tratamiento en aguas residuales ordinarias. También, se tiene una baja eficiencia de remoción en comparación con los demás tratamientos. Ello puede deberse a dos razones: consumo de oxígeno del proceso de oxidación, y la toxicidad del hierro y cobre, presentes en el neumático triturado. La primera de ellas implicaría una competencia de las moléculas de oxígeno para llevar a cabo el proceso de oxidación (figura 10A), debido a la interacción del metal, agua y oxígeno, o bien por la actividad metabólica requerida de las bacterias para la degradación de la materia orgánica y contaminantes. La segunda implica un ambiente tóxico para los microorganismos, debido a aceites (figura 11B), y la formación de complejos con los contaminantes, generando así una disminución en la capacidad de degradación de las bacterias (Dionisi, 2017; Pabón et al., 2020).



**Figura 10.** Presencia de (A) corrosión y (B) toxicidad en el NRT.

Para evitar los problemas vistos acá con los HA con NRT, se recomienda la limpieza previa del sustrato con un proceso de remoción mecánica y/o manual de las lonas de acero y el talón de cobre. Para posteriormente aplicar un lavado de CO<sub>2</sub> supercrítico con disulfuro de bifenilo, desencadenando un proceso de desvulcanización (Soliz, 2019).

La presencia de fósforo se estudió utilizando como referencia el fosfato (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), en donde se obtuvieron rendimientos del 56,76 % al 58,15 % para los sustratos estudiados. En la estadística existen diferencias significativas entre el afluente y efluente (p[control]<0,0001; p[PC]<0,0001; p[TP] <0,0001; p[NRT]<0,0001), pero no entre los tratamientos (p=0,4255), ver figura 11. Esto último concuerda con las investigaciones de Venegas (2020), Vásquez (2023) y Setiawati et al. (2017), respecto al no existir diferencias significativas en el uso de diferentes sustratos para la remoción del PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>.



**Figura 11.** Gráfico de cajas para las concentraciones de fosfato del agua cruda y los tratamientos.

En la literatura se reporta valores en HFSSV que van desde los 55 al 82 % (Waly et al., 2022), en donde su rendimiento mayor se debe a la capacidad de absorción de la vegetación dada su interacción con hongos micorrízicos arbusculares (Setiawati et al., 2017). Bajo esta situación, los valores obtenidos se encuentran dentro del rango de remoción de fosfato. Sin embargo, en otras investigaciones se tienen eficiencias de remoción de 47,06 (Yang et al., 2020) al 98,6 % (Venegas, 2020), 85 % (Han et al., 2019), 84,57 % (Vásquez, 2023) y 29,57 % (Chyan et al., 2013), empleando como sustratos en HFSSH el control, PC, TP y NRT, respectivamente.

Estos contrastes con los resultados del presente trabajo se deben a diversas causas. En el control, la piedra utilizada ya ha sido usada con anterioridad, confirmando el resultado de Venegas (2020), en donde este sustrato tiene componentes absorbentes ( $Al_2O_3$ ,  $Fe_2O_3$  y  $CaO$ ),

los cuales en su fase inicial tienen altos rendimientos de absorción pero que van disminuyendo en función del tiempo. La PC contribuye a pH neutros, favoreciendo la actividad de las bacterias; no obstante, este tipo de roca es poco porosa, lo cual influye en su capacidad de remoción (Yang et al., 2022). Por lo que se requiere de un mayor TRH y/o aumentar el espesor de la capa para lograr porcentajes mayores.

Los HA con NRT logra mayores resultados, debido a la condición intermitente del caudal. En una investigación realizada por Behrends et al. (2007), se menciona que la tasa de transferencia de oxígeno dada en los HFSSV favorece las condiciones de absorción y degradación por parte de la vegetación y la biopelícula respectivamente. Lo cual permite recomendar los HFSSV en favor de la remoción de  $\text{PO}_4^{3-}$ .

En relación con el nitrógeno amoniacal, se obtuvo eficiencias de remoción que oscilan del 63,58 al 97,99 %, los cuales corresponden a los sistemas con NRT y PC, respectivamente. A nivel estadístico, hay diferencias significativas entre el afluente y efluente de cada uno de los tratamientos ( $p[\text{control}]=0,0003$ ;  $p[\text{PC}]<0,0001$ ;  $p[\text{TP}]=0,0001$ ;  $p[\text{NRT}]=0,0006$ ), y también entre los tratamientos ( $p<0,0001$ ). En HFSSV se reporta comportamientos dentro del rango del 70 (Yang et al., 2022) al 87,1 % (Weerakoon et al., 2020). Por lo cual, los resultados están dentro o superan los valores producto de otras investigaciones. Además, como se aprecia en la tabla 4 entre los tratamientos hay diferencias significativas, dado por la prueba de Tukey. Esto responde al proceso biológico encargado del  $\text{NH}_4^+$ .

La nitrificación es la responsable de la remoción y/o conversión del  $\text{NH}_4^+$ , por bacterias nitrificantes como los Nitrosomas o Nitrobacter. Primeramente, se da una oxidación de

amoníaco a nitrito ( $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_2^-$ ) y luego la oxidación de nitrito a nitrato ( $\text{NO}_2^-$  a  $\text{NO}_3^-$ ), en donde los requerimientos de oxígeno son de 3,16 mg  $\text{O}_2$ /mg para  $\text{NH}_4^+$  y 1,11 mg  $\text{O}_2$ /mg para  $\text{NO}_2^-$  respectivamente (Lee et al, 2009).

Los HA con el control y la TP tiene eficiencias mayores en la remoción de  $\text{NH}_4^+$ , en contraste con las investigaciones de Venegas (2020) y Vásquez (2023). Esto se debe a la caracterización del efluente, ya que el agua residual cruda empleada para los sistemas pilotos, se tomó del tanque ecualizador de la PTAR. En esta unidad de tratamiento se da la inyección de oxígeno por medio de difusores de burbuja fina, lo cual contribuye al mejoramiento de las condiciones de oxígeno disuelto y al proceso de biorremediación dado por los HA.

El requerimiento de oxígeno es esencial proceso de nitrificación, específicamente en la oxidación de amoníaco a nitrito. Por ello, los HA con NRT presentaron el rendimiento de remoción menor (63,58 %), dada la competencia con el proceso de oxidación del hierro y cobre. Esto último se ve apoyado por la investigación realiza por García et al. (2016), en donde se reportó una eficiencia del 87 % en aguas residuales provenientes de una panadería, pero en donde el sustrato no contaba con la presencia de hierro y cobre. Sin embargo, Chyan et al. (2013) argumenta que la composición de los neumáticos influye sobre el pH, siendo el valor de 7 el recomendado, en donde se reporta valores de 5,13 a 7,80. Los sistemas con NRT registraron un promedio de pH de 7,18 lo cual favorece al proceso de nitrificación.

El proceso de nitrificación requiere de pH neutro o una fuente alcalina (7,07 mg  $\text{CaCO}_3$ /mg  $\text{NH}_4^+$ ), para favorecer la conversión de  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_3^-$  (Lee et al., 2009). Bajo esta premisa, los HA con PC cumplen con esta condición, debido a que su composición de  $\text{CaCO}_3$  es mayor

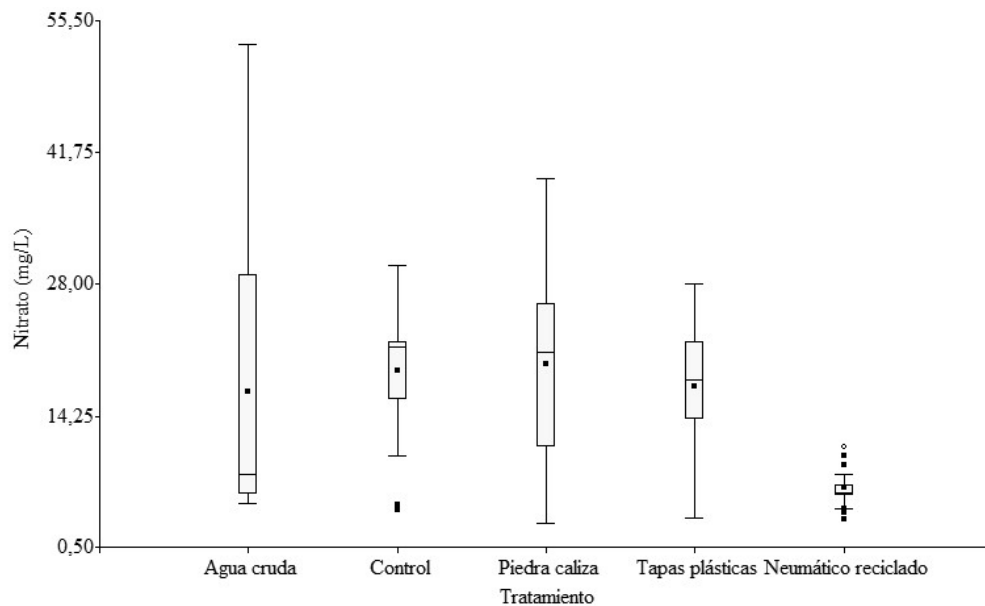


al 90 % del peso total (Yang et al., 2022), alcanzado una eficiencia del 97,99 %. Adicionalmente, asumiendo una alta tasa de transferencia de oxígeno, dado por el caudal intermitente y la dirección del flujo en el HFSSV, se favorece la actividad de las bacterias nitrificantes (Akyürek y Nuri, 2024).

Por otro lado, en la remoción de nitratos se registra eficiencias del 27,36 al -135,49 %, los cuales corresponden a los HA con NRT y control, respectivamente. Cabe mencionar, que el signo negativo implica un aumento en la concentración del  $\text{NO}_3^-$ . Respecto a la estadística se tiene que no hay diferencias significativas entre el afluente y efluente de cada uno de los tratamientos ( $p[\text{control}]=7404$ ;  $p[\text{PC}]=0,3863$ ;  $p[\text{TP}]=0,9255$ ;  $p[\text{NRT}]=0,0561$ ), pero sí entre los tratamientos ( $p<0,0001$ ), específicamente los HA con NRT contra los demás sustratos estudiados (figura 12). Esto último, se debe a los requerimientos de oxígeno del proceso de nitrificación, para llevar a cabo la oxidación de amoníaco y la oxidación de nitrito.

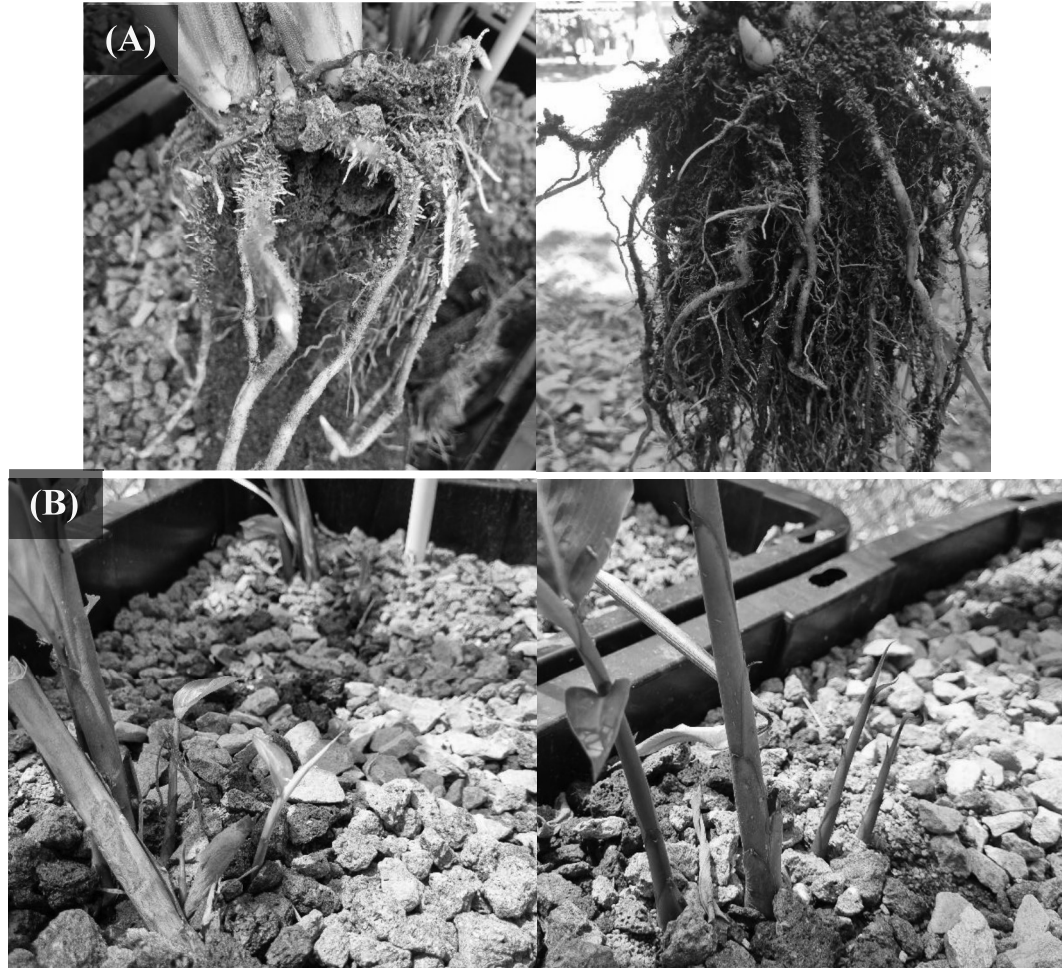
El oxígeno disuelto disponible al inicio del proceso de nitrificación es mejor para los HA que tienen como sustrato el control, TP y PC, esto partiendo del hecho de que los difusores de burbuja fina del tanque ecualizador, favorece las concentraciones de oxígeno disuelto en el afluente. Asimismo, no se ve contrarrestado con otros procesos fisicoquímicos, como lo es la oxidación de metales presentes en el NRT. Esto deja en evidencia que el proceso de oxidación de amoníaco requiere de condiciones aeróbicas óptimas, valores superiores de 3,16  $\text{mg O}_2/\text{mg}$ . Los sistemas pilotos con NRT debido al proceso de oxidación, se tiene la suposición que el oxígeno disuelto es deficiente. Por ello, la conversión de  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_2^-$ , exponen condiciones facultativas o anaeróbicas que son poco ideales en el proceso de oxidación de

amoniaco a nitrato (reflejado en un aumento en la concentración del  $\text{NH}_4^+$  en 27,36 %). Entonces, esto implica que el sustrato de NRT en HA es poco eficiente para el proceso de nitrificación.



**Figura 12.** Gráfico de cajas para las concentraciones de nitrato del agua cruda y los tratamientos.

El aumento de la concentración de  $\text{NO}_3^-$  es amortiguado con la vegetación, dado que se utiliza este compuesto para el crecimiento de la planta, incorporándolo a su bioma por adsorción, y la actividad de bacterias alrededor de los rizomas. Por lo que, un indicador visual del aprovechamiento del  $\text{NO}_3^-$  sería el desarrollo y elongación de rizomas de la planta (García et al., 2019a). En la figura 13 se muestra los rizomas y retoños nuevos en la semana 14 de la *Alpinia purpurata*. Esta situación se presentó para los 4 sustratos evaluados en el presente trabajo.



**Figura 13.** Evidencia del (A) desarrollo y elongación de los rizomas y de (B) retoños nuevos de la *Alpinia purpurata* en la semana 14.

En relación con los resultados de turbidez, se obtuvo para los HA con el sustrato de control, PC y TP eficiencias mayores al 98 %, y en el caso de los sistemas con NRT un -54,45 %. Cabe aclarar, que el signo negativo implica que el efluente presenta una mayor turbidez, respecto al afluente. A nivel estadístico, hay diferencias significativas entre el afluente y efluente de cada uno de los tratamientos ( $p[\text{control}]=0,0003$ ;  $p[\text{PC}]=0,0003$ ;  $p[\text{TP}]=0,0003$ ;  $p[\text{NRT}]=0,0209$ ), y también entre los tratamientos ( $p<0,0001$ ). Los resultados para los HA

con los sustratos control, PC y TP son superiores a los reportados en la literatura de HFSSV, en donde se tiene porcentajes de remoción del 53 al 90 % (Kataki et al., 2021; Parde et al., 2021; Stefanatou et al., 2023).

Los HA que tienen el NRT como sustrato exponen un aumento de turbidez a causa de la coloración ámbar generada por los pigmentos del proceso de oxidación del hierro y cobre (figura 10). Así lo reporta la investigación realizada por Tomperi et al. (2020), en donde se estudió el comportamiento de la turbidez en el agua empleando diferentes colorantes, logrando evidenciar que pigmentos rojos, amarillos, negros y café afectan la medición de la turbidez. No obstante, debido a que el color ámbar del efluente de los HA con sustrato NRT, se sugiere realizar análisis de metales pesados para identificar sus concentraciones para posteriormente buscar removerlos previo a su disposición final.

La turbidez tiene una relación indirecta con los sólidos suspendidos totales, debido a que las partículas de la materia orgánica e inorgánicas, que son fácilmente sedimentables, generan una dispersión de la luz en el agua (Osorio et al., 2019; Tomperi et al., 2020). Por lo que, los HA con sustratos control, PC y TP aseguran la disminución de los sólidos suspendidos totales, desde una perspectiva cualitativa (figura 10). A manera de comprobación teórica, se puede estimar los sólidos suspendidos totales a partir de la correlación ( $R=0,977$ ) generada por Mucha y Kulakowshi (2020). Utilizando la correlación de  $R=0,977$  al aplicarla a los datos de turbidez promediados de la tabla 4, se obtiene para los HA con sustrato control, PC y TP, valores de sólidos suspendidos de 0,76 mg/L, 0,77 mg/L y 1,03 mg/L, respectivamente. Estos

resultados cumplen con límite máximo permisible de 50 mg/L establecido en el decreto N° 33601-MINAE-S para el vertido en cuerpo receptor.

Por último, los valores registrados de conductividad eléctrica para todos los tratamientos son inferior al 0,70  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Esto implica que se presenta bajas concentraciones de sales disueltas y materiales inorgánicos (cloruros, sulfuros y compuestos de carbonato) en el efluente tratado (Tomperi et al., 2020). Asimismo, la medición de la conductividad eléctrica contribuye a analizar el riesgo asociado al reuso del efluente tratado cuando se desee utilizar para el área de riego, constructivo o paisajista.

Entonces, en consideración de los resultados y análisis de la tabla 4, se asegura que los HA con TP exponen las mejores eficiencias de remoción de contaminantes, en contraste con los sistemas que utilizan la PC y NRT como sustrato. Asimismo, las TP funcionan como sustrato alternativo a los agregados de grava (control) en el proceso de biorremediación, dado que tienen eficiencias de remoción semejantes. Esto último está respaldado con el cumplimiento de los límites máximos permisibles de vertido de aguas residuales ordinarias en cuerpos receptores y las pruebas estadísticas, prueba Tukey (tabla 4). En la cual hay diferencias estadísticamente significativas entre estos dos sustratos, para los parámetros de DQO,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ , turbidez, pH y temperatura.

Para determinar el potencial de reuso de los efluentes tratados de cada tratamiento, se debe analizar obligatoriamente los parámetros de coliformes fecales y nemátodos intestinales. No obstante, se puede complementar con los parámetros de la tabla 1, esto con el fin de establecer un adecuado reuso del agua tratada, en función de la clasificación de los tipos de reuso

establecido en el decreto N° 33601-MINAE-S. En la tabla 5 se presenta los valores de DQO y pH obtenidos para los tratamientos estudiados, en contraste con los límites máximos permisibles, en función de la clasificación de tipo de reuso. Es importante mencionar que no se realizó análisis de coliformes fecales y nemátodos. No obstante, se ha demostrado que los HA tienen la capacidad de remover coliformes fecales y nemátodos intestinales, pero para garantizar la salubridad del agua tratada es que se aplica sistemas de desinfección al efluente. Por lo tanto, los resultados obtenidos se emplean como indicador de posibles escenarios de reuso.

**Tabla 5.** Parámetros de calidad de efluentes tratados y los límites máximos permisibles para su reuso.

Tratamientos	Parámetros	
	DQO (mg/L)	pH
Control	49,17 ± 26,40	5,23 ± 0,49
PC	42,92 ± 26,78	6,81 ± 0,32
TP	46,42 ± 23,54	5,38 ± 0,50
NRT	121,25 ± 46,21	7,18 ± 0,31
<b>Tipo de reuso del agua ordinaria tratada</b>		
Tipo 1	150,00	5 a 9
Tipo 2	225,00	5 a 9
Tipo 3	150,00	5 a 9
Tipo 4	225,00	5 a 9
Tipo 5	300,00	5 a 9
Tipo 6	150,00	5 a 9
Tipo 7	300,00	5 a 9
Tipo 8	150,00	5 a 9

Los resultados obtenidos para los HA con el sustrato control, PC y TP, se obtiene la clasificación tipo 1, la cual corresponde a riego en áreas de acceso público, inodoros, incendios y lavados de automóviles. Este tipo de agua tratada no implica un riesgo de salud a las personas. No obstante, la reutilización de agua tratada, desde un enfoque de salubridad, sugiere la aplicación de procesos físicos y/o químicos adicionales con el fin de eliminar riesgos asociados a daños de equipos (goteros, aspersores, tuberías), por sales o partículas de granulometría pequeña, y disminuir la presencia de coliformes fecales, nemátodos intestinales y otros agentes patógenos. En este sentido, se recomienda la utilización de sistemas de filtrado y cloración para abarcar esta problemática latente en el reuso de agua residual tratada (Soto, 2022).

La caracterización del efluente dado por los HA con NRT, considerando la presencia de metales pesados y aceites (figura 10), no se podría reutilizar para ningún tipo de clasificación dada por el decreto N° 33601-MINAE-S. Sin embargo, si se realiza tratamientos físico-químicos al sustrato previo a su uso en HA como sustrato, es posible que el efluente resultante podría ser aplicado a la clasificación tipo 2 (cultivo de césped o silvicultura) y 7 (paisajístico). Esto debido a que el reuso se basa en zonas donde el acceso público es restringido y no implica un riesgo a los sistemas productivos agrícolas; además disminuir los riesgos de contaminación en la matriz de suelo.

En función de lo expuesto anteriormente, se puede descartar como sustrato alternativo en HA al NRT, dado que es un riesgo salubre y ambiental en el caso del reuso de agua residual tratada. Adicionalmente, como se mencionó en el análisis de resultados de la tabla 4, la baja

eficiencia de biorremediación y la toxicidad dada por el hierro y cobre, refuerza la conjetura de no utilizar el NRT como sustrato en HA.

Ahora bien, el potencial de reuso del efluente obtenido de los HA con TP, fortalece e impulsa a la utilización de este sustrato en HA como sustituto de los agregados de grava. A manera de recomendación, en el diseño de un HA que emplee este sustrato alternativo, se sugiere la implementación bloques de TP, envuelta en una membrana porosa, la cual facilite las labores de instalación y mantenimiento del HA. Además, esto ayudaría a que las TP no se desplacen hacia la capa inferior de drenaje de los HFSSV, evitando obstrucciones y/o inestabilidad de sostén para la vegetación.

## **5.2. Determinación de las constantes de velocidad de remoción k**

Las constantes de velocidad de remoción  $k$  de primer orden se generaron de los resultados de la tabla 4 y los parámetros de caudal, porosidad del sustrato, temperatura promedio del área de estudio, área superficial y profundidad de los HFSSV. Esto por medio de las ecuaciones 5 y 6, que corresponden a los modelos de FT y FTMC, respectivamente. En el caso del FTMC, se estimó una concentración residual de los contaminantes no biodegradables ( $C^*$ ) con la ecuación 4. Es importante recalcar que para los parámetros de  $PO_4^{3-}$ ,  $NH_4^+$  y  $NO_3^-$  no se determinó la constante  $k$  de FTMC, dado que se sugiere una concentración de estos de 0 mg/L para HFSSV (Kadlec y Wallace, 2009; Defo et al., 2017). En la tabla 6 y 7 se exponen, para cada uno de los sustratos evaluados, los valores de las constantes de velocidad de



remoción k para los modelos de FT y FTMC. En el apéndice E se demuestra un ejemplo de memoria de cálculo para la obtención de resultados de la tabla 6 y 7.

**Tabla 6.** Constantes de velocidad de remoción k, modelo flujo de tapón.

Parámetro	k FT (m/d)			
	Control	PC	TP	NRT
DQO	0,176 ± 0,076	0,068 ± 0,024	0,040 ± 0,016	0,025 ± 0,018
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,131 ± 0,050	0,038 ± 0,020	0,024 ± 0,015	0,031 ± 0,017
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,173 ± 0,079	0,159 ± 0,031	0,056 ± 0,021	0,041 ± 0,022
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0,089 ± 0,081	-0,032 ± 0,020	-0,017 ± 0,016	0,009 ± 0,018

El signo negativo, implica un aumento en la concentración del parámetro.

**Tabla 7.** Constantes de velocidad de remoción k, modelo flujo de tapón modificado.

Parámetro	k FTMC (m/d)				C* (mg/L)
	Control	PC	TP	NRT	
DQO	0,252 ± 0,157	0,087 ± 0,037	0,047 ± 0,020	0,025 ± 0,020	17,96

El signo negativo, implica un aumento en la concentración del parámetro.

En relación con el modelo de FT para DQO, se obtuvieron valores k para los HA con sustrato control de 0,176 m/d; PC de 0,068 m/d; TP de 0,040; y NRT de 0,025 m/d (tabla 6). Los datos indican que hay una mayor tasa de degradación y, por ende, hacen suponer una mayor eficiencia de remoción en los HA con el sustrato control. Esto último aplica también para los resultados generados del modelo de FTMC.

En el caso del PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, los HA con el sustrato de TP reportan el valor de k menor (0,024 m/d), debido a que este sustrato no posee propiedades adicionales que amplifiquen o mejoren las condiciones de la biopelícula para la remoción de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. Esto se evidencia en los HA con sustrato PC (0,038 m/d), el cual presenta CaCO<sub>3</sub>, el cual contribuye al pH neutro para mejorar

la degradación de este contaminante (Yang et al.,2022). No obstante, se contradice con los HA que utilizan el NRT (0,030 m/d), dado que en la literatura se ha reportado que la composición de este sustrato afecta negativamente la actividad biológica en los HA, a causa de metales pesados e hidrocarburos (Zhong et al., 2022).

Ahora bien, en este punto del análisis de resultados de la constante de velocidad de remoción  $k$ , pareciera indicar una inconsistencia entre estos resultados y la discusión de la sección 5.1. Esto se aprecia en la tabla 4, considerando la prueba de Tukey para cada uno de los parámetros estudiados en el presente trabajo, en donde los porcentajes de remoción de los HA con sustrato control, PC y TP no presentan diferencias significativas entre sí. Esto quiere decir, que los sistemas con PC y TP tienen un comportamiento semejante al sustrato control. Sin embargo, la respuesta a esta inconsistencia se basa en el área superficial específica (ASE) de los sustratos.

El ASE definido por la relación del área superficial (porosidad y rugosidad) y el volumen de una partícula, son variables esenciales que definen la disponibilidad cuantitativa de microorganismos que se pueden adherir al sustrato. La literatura menciona que a mayor ASE, se obtiene altas concentraciones de bacterias biorremediadores y, por ende, un mayor rendimiento en el tratamiento de las aguas residuales crudas (Zhu y Miao, 2022). En este sentido, en la tabla 8 se presentan la estimación de las ASE para cada uno de los sustratos evaluados.

**Tabla 8.** Estimación del ASE de los sustratos y diferencia porcentual respecto al control.

<b>Sustrato</b>	<b>Área superficial específica (cm<sup>2</sup>/cm<sup>3</sup>)</b>	<b>Diferencia porcentual, respecto al control (%)</b>
Control	5,70	-
PC	4,56	-20,00
TP	12,10	112,28
NRT	3,40	-40,35

El sustrato control tiene un ASE de 5,70 cm<sup>2</sup>/cm<sup>3</sup>, el cual se tomó de referencia para estimar las diferencias porcentuales respecto a los sustratos PC, TP y NRT. La PC registró un valor de 4,56 cm<sup>2</sup>/cm<sup>3</sup>, el cual tiene una diferencia de -20,00 % respecto al control. Esto implica, a manera cualitativa, que se tiene una menor presencia de microorganismos, dado que hay una menor disponibilidad de ASE para su adhesión a este sustrato.

En este sentido, se identifica que el enriquecimiento de CaCO<sub>3</sub> no es suficiente para contrarrestar el 4,56 % de ASE de la PC en la remoción de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, en donde se registran rendimientos de -10,66 % y -6,74 %, respectivamente, en contraste con el sustrato control. No obstante, esto no sucede para el DQO y NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, ya que se tiene diferencias porcentuales para estos parámetros de +5,21 % y +25,27 %, respectivamente. Se recuerda que es más beneficioso la remoción de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> que el NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, porque este último es más estable y compatible químicamente para la captación por parte de la vegetación.

El NRT tiene un ASE de 3,40 cm<sup>2</sup>/cm<sup>3</sup> con una diferencia de -40,35 %, respecto al control. Este sustrato no expone las condiciones óptimas para el desarrollo y actividad de la biopelícula en la biorremediación del agua residual, debido a la toxicidad del hierro y cobre.

Esto se ve reflejado en todos los parámetros estudiados, ya que los porcentajes de rendimiento son inferiores al sustrato control. Nuevamente, se puede afirmar que el NRT como sustrato alternativo para HFSSV no son una opción, dado que tiene efectos negativos y rendimientos menores al sustrato control.

La TP posee un ASE de  $12,10 \text{ cm}^2/\text{cm}^3$ , en donde se tiene una diferencia de 112,28 %, comparado con sustrato control. El alto valor de ASE de la TP contrarresta la baja presencia de macroporos o enriquecimientos adicionales ( $\text{CaCO}_3$  o fuentes de carbono), en donde se tienen valores semejantes al sustrato control. En este sentido se reporta diferencias para la TP, con respecto a los rendimientos del sustrato control, para el DQO de +2,01 %,  $\text{PO}_4^{3-}$  de -11,54 %,  $\text{NH}_4^+$  de +13,20 %,  $\text{NO}_3^-$  de -29,12 % y turbidez de -0,31 %. La TP no implica un gasto económico en la construcción de un HA. Por el contrario, contribuye a impulsar a la creación de campañas de manejo de residuos y sólidos mediante la recolección de residuos plásticos.

Entonces, el alto valor de ASE de la TP permite obtener porcentajes de rendimientos similares al sustrato de control, lo cual contribuye e impulsa a emplear la TP como sustrato alternativo y sustituto de los agregados de grava en HA. Nuevamente, esto se ve reforzado a que los efluentes obtenidos de los HA con sustrato TP cumplen con los límites máximos permisibles de vertido de aguas residuales ordinarias, establecido en el decreto N° 33601-MINAE-S

### 5.3. Caso de estudio y cumplimiento de las metas de los ODS

La utilización de sustratos alternativos a los agregados de grava, impulsan el cumplimiento de los ODS, específicamente las metas 6.3, 6.4, 12.2 y 15.1 (tabla 3). No obstante, para reforzar esta afirmación es necesario estudiar las constantes de remoción de k de DQO,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$ , bajo el margen de un caso de estudio real. En este sentido, se decidió tomar un HA existe para estimar los porcentajes de rendimiento de remoción de contaminantes, en donde se realizó la comparativa entre las condiciones actuales del HA contra los casos de que en el HA se sustituyera por los sustratos alternativos analizados en el presente trabajo. En la tabla 9, se presenta la concentración del efluente y el porcentaje de remoción para cada uno de los sustratos. En el Apéndice F se desarrolla un ejemplo de memoria de cálculo en la obtención de los resultados de la tabla 9.

**Tabla 9.** Concentración de parámetros fisicoquímicos (mg/L) y eficiencias de remoción (%; valores entre paréntesis) del efluente, en función de las constantes de remoción k y su modelo de análisis, para cada uno de los tratamientos.

Parámetro	Caso de estudio*	PC		TP		NRT	
		FT	FTMC	FT	FTMC	FT	FTMC
DQO (mg/L)	64 (52,59)	33,15 (75,43)	37,53 (72,19)	59,67 (55,79)	62,32 (53,83)	86,46 (35,95)	88,4 (34,51)
$\text{PO}_4^{3-}$ (mg/L)	2,8 (30,00)	1,82 (54,40)	-	2,43 (39,14)	-	2,14 (46,34)	-
$\text{NH}_4^+$ (mg/L)	3,8 (81,00)	1,14 (94,25)	-	7,81 (60,93)	-	10,93 (45,33)	-
$\text{NO}_3^-$ (mg/L)	0,8 (80,00)	5,78 (-44,69)	-	4,59 (-14,75)	-	2,74 (31,25)	-

Las concentraciones del afluente que ingresan al humedal son: DQO (135 mg/L),  $\text{PO}_4^{3-}$  (4 mg/L),  $\text{NH}_4^+$  (20 mg/L) y  $\text{NO}_3^-$  (4 mg/L).

\*Concentraciones del efluente y porcentajes de remoción que salen del humedal del caso de estudio.

La utilización del sustrato NRT en el HA artificial, no logra porcentajes de rendimiento semejantes o mayores a los del sustrato de grava, para ambos modelos de caja negra. El uso de NRT en este caso de estudio, refuerza la idea que este tipo de sustrato no es favorable para HA. Asimismo, tiene efectos negativos los indicadores de las metas 6.3, 6.4, 12.2 y 15.1, en donde se evidencia que el NRT aporta al efluente componentes tóxicos (hierro y cobre), malos olores, coloración ámbar y alta turbidez.

La PC y TP como sustrato alternativo en un HA presentan rendimientos de remoción de contaminantes semejantes o mayores, a las condiciones actuales del HA del caso de estudio. Esto se logra debido a la presencia de  $\text{CaCO}_3$  en la PC que favorece las condiciones de pH para los microorganismos en el proceso de biorremediación, y a un ASE de la TP 112 % mayor que al sustrato de grava del HA. No obstante, el proceso de nitrificación en un HA con sustrato TP tiene un rendimiento menor, debido a que las condiciones de pH (5,38) no son las óptimas para el proceso de depuración del  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$ . Ante esto, se recomienda estudiar el comportamiento de remoción de contaminantes empleando una mezcla de los sustratos de PC y TP en la capa intermedia, ya que la adición de  $\text{CaCO}_3$  a las TP, mejoraría las condiciones de pH.

Los sustratos de PC y TP logran con el cumplimiento de los límites máximos permisibles establecidos en el decreto N° 33601-MINAE-S y la disminución de contaminantes del agua residual ordinaria con rendimientos mayores al 60 % en los parámetros de DQO,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , turbidez y C.E. Esto implica que se cumple con el indicador de la meta 6.3 de los ODS. La implementación de HA y sustratos alternativos, como las TP o PC, promueven la

economía circular en la revalorización de residuos y conservación de los ecosistemas terrestres y acuáticos (reutilización del efluente tratado y reducción del uso de agua potable), logrando así cumplir con las metas 6.4, 12.2 y 15.1 de los ODS.

En este sentido, y en función de los análisis de las secciones anteriores, se puede afirmar que el sustrato de TP es que expone la mejor solución alternativa como sustituto de los agregados de grava en HA. El sustrato de PC expone mejores condiciones en la remoción de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$ , pero implica la utilización recursos naturales, caso contrario sucede con las TP, en donde se motiva la reutilización (economía circular) de residuos y se promueve la concientización sobre la explotación de recursos naturales. Por lo tanto, a fin de encontrar un equilibrio en el beneficio de ambos sustratos, se puede plantear una combinación de los sustratos como capa intermedia en los HA.

## 6. CONCLUSIONES

El análisis de sustratos alternativos como la PC, TP y NRT, contribuyen a promover la sustitución de los agregados de grava en los HA, en donde se tiene como objetivo principal asegurar las condiciones óptimas del proceso de biorremediación para el tratamiento de aguas residuales ordinarias. El presente estudio ayuda a divulgar a los HA como sistemas de tratamientos prácticos, sostenibles y económicos; así como también, aportar resultados de rendimientos de remoción de contaminantes de estos sustratos alternativos, ante su nula literatura en Costa Rica.

En el objetivo específico 1, se obtuvo que existen diferencias significativas entre el afluente y efluente, y también entre el efluente de cada tratamiento para los parámetros de DQO,  $\text{NH}_4^+$ , turbidez y C.E. En el caso de  $\text{NO}_3^-$ , solamente se encontró diferencias entre los efluentes de cada sustrato evaluado. Finalmente, para el  $\text{PO}_4^{3-}$  se identificó que no hay diferencias significativas de ningún tipo. Lo anterior se obtuvo partiendo de un nivel de significancia del 95% (valor de p mayor al 0,05).

Los HA con sustrato PC presentaron mayores porcentajes de remoción de contaminantes, respecto al sustrato control. En este sentido, esto se debe al enriquecimiento de  $\text{CaCO}_3$  que está presente en un 90 % en la PC, la cual favorece a las condiciones de pH neutro en los HA y, por ende, mejora la actividad de la biopelícula adherida al medio filtrante. El  $\text{CaCO}_3$  contribuye especialmente al proceso de nitrificación, alcanzado rendimientos de remoción superiores del 97 % en  $\text{NH}_4^+$  y -28 % en  $\text{NO}_3^-$  (componente fácilmente disponible para



absorción por medio de las raíces de la vegetación del HA). Además, el efluente obtenido de estos sistemas pilotos tienen un potencial reuso de tipo 1 decreto N° 33601-MINAE-S; no obstante, se debe recordar la aplicación de sistemas de cloración para la disminuir de nematos intestinales, coliformes fecales y patógenos que puedan poner en riesgo la salud pública.

Los sistemas pilotos con sustrato NRT expusieron las condiciones menos favorables para el proceso de biorremediación, dado que se supone que el proceso de oxidación del hierro y cobre tiene un consumo de oxígeno disuelto como parte de su reacción química. Esto afecta a la actividad metabólica y degradativa de los microorganismos. Por lo tanto, se tiene porcentajes de remoción deficientes (menores al 63 %), respecto al control, siendo el caso de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ , DQO y turbidez lo más críticos. En lo que respecta al proceso de nitrificación, debido a la baja presencia de oxígeno disuelto, la biopelícula no logra transformar el  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_2^-$ . Esto se ve reflejado en la baja concentración de  $\text{NO}_3^-$  en el efluente, y dejando iones de amonio en el efluente (tóxicos y menos disponibles para la vegetación del HA). Además, el mal olor, la coloración ámbar y la alta turbidez (190 NTU), no admiten un potencial reuso de los efluentes provenientes de HA con sustrato NRT, para ningún tipo de clasificación dada por el decreto N° 33601-MINAE-S.

Los HA con sustrato TP generaron los rendimientos de remoción de contaminantes más semejantes al sustrato control, en todos los parámetros fisicoquímicos estudiados. En donde el DQO y  $\text{NH}_4^+$ , tuvieron mejores resultados, siendo estos de 77,90 % y 85,92 %, respectivamente. Esto implica, que las TP como sustratos alternativos, son el mejor candidato para la sustitución de los agregados de grava en la conformación de la capa intermedia de los

HA. Esto se ve reforzado, dado que se recurre a la reutilización de residuos generados de las actividades humanas y, además, el efluente tratado de estos HA cuenta con un potencial de reuso tipo 1.

En cuanto al objetivo específico 2, se determinó las constantes de velocidad de remoción  $k$  de los parámetros de DQO,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3$ , para cada uno de los tratamientos evaluados, en donde se consideró los modelos de FT y FTMC. En este sentido, los HA con sustrato PC, TP y NRT tienen un valor de  $k$  menor, respecto al sustrato control, lo cual indicaría que estos sustratos son menos eficientes en el proceso de biorremediación del agua residual cruda. Sin embargo, en función del análisis estadístico y la prueba Tukey, con un nivel de significancia del 95 %, se tiene que no hay diferencias significativas entre los efluentes de cada tratamiento.

Los sistemas pilotos con sustrato TP, a pesar de no contar con propiedades como el  $\text{CaCO}_3$ , propios del sustrato PC, o abundancia de macroporos, presentes en tratamiento control (piedra volcánica), tuvieron un rendimiento óptimo de depuración del agua residual cruda debido al ASE. Este parámetro fue 112 % mayor al del sustrato control, lo cual permite que la TP tenga una mayor disposición de área para la adhesión y crecimiento de la biopelícula. Esto tiene como consecuencia una mayor concentración de microorganismos y, por ende, una capacidad óptima para el proceso de biorremediación.

Las constantes de velocidad de remoción  $k$  para los sustratos PC y TP, mediante los modelos de caja negra de FT y FTMC, permiten establecer los parámetros de diseño de un HFSSV.

No obstante, es importante indicar que estos resultados son válidos para características climáticas y elevación similares a las del sitio de estudio.

De forma complementaria a los objetivos específicos, la aplicabilidad de las constantes de velocidad de remoción  $k$ , fueron evaluadas bajo el caso de estudio del HA y los ODS (seis, doce y quince), en donde se consideró las concentraciones de DQO,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$  del afluente. Los resultados para los casos hipotéticos de que la capa intermedia del HA fuera sustituida por los sustratos estudiados del presente trabajo, indican que la PC y la TP presentan rendimientos semejantes de remoción de DQO,  $\text{PO}_4^{3-}$  y  $\text{NH}_4^+$ , respecto a las condiciones actuales del HA del caso de estudio.

Finalmente, se tiene que el sustrato TP cumple con las condiciones de sustituto de los agregados de grava, dado los resultados presentados. Adicionalmente, se promueve la reutilización de este tipo residuos (economía circular), empleo de los HA como unidades de tratamiento de aguas residuales ordinarias y reuso de los efluentes tratados con clasificación tipo 1 (ya que cumple con los límites máximos permisibles establecidos en el decreto N° 33601-MINAE-S).

## 7. RECOMENDACIONES

La exposición a las condiciones reales del agua residual ordinaria que ingresa al HA, permite analizar e identificar con detalle la capacidad de biorremediación y viabilidad del sustrato alternativo para el desarrollo de la biopelícula. Por ello, se recomienda tomar agua residual cruda sin ningún tipo de tratamiento (químico o biológico) o adecuación previa (oxigenación). Es decir, tomar agua cruda después del pretratamiento físico (rejillas de gruesos y finos).

En el estudio del NRT como sustrato en HA, se sugiere la adecuación previa con la remoción de las lonas de hierro y el talón de cobre, así como un lavado ácido o CO<sub>2</sub> supercrítico con disulfuro de bifenilo, para desencadenar el proceso de desvulcanización. Esto permitiría evaluar la capacidad de biorremediación y el desarrollo de la biopelícula.

En el caso de utilizar las TP como sustrato en HA, se recomienda envolver este tipo de material con un mallado, como si fuera un bloque. Esto con el fin de evitar la flotación del sustrato y/o genere fuerza de flotación sobre la capa superior, generando inestabilidad de sostén para la vegetación del HA.

Se recomienda realizar estudios de laboratorio de nematodos intestinales y coliformes fecales. Para posteriormente, comparar los resultados y asegurar que la concentración o el valor este por debajo a lo establecido en el decreto N° 33601-MINAE-S.

En la remoción de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, se recomienda estudiar la retención (fitorremediación) de estos parámetros en la vegetación del HA. Esto por medio de un análisis en función del

tiempo de la masa de la vegetación presente en un sistema piloto (balance de masa). Esto no se realizó debido a limitaciones presupuestarias.

Si se desea profundizar en el análisis del ASE y su influencia en los porcentajes de rendimiento en la remoción de contaminantes, se recomienda estudiar el cambio e influencia de las raíces de la vegetación en la porosidad del HA. Debido a que las raíces cubren los espacios vacíos de la capa superior e intermedia de un HA. Dado que se debe recordar que las raíces también son medios de sostén para el desarrollo y crecimiento de la biopelícula.

## 8. LIMITACIONES

Los HA se vieron afectados por las condiciones de la intemperie, dado que se identificaron fugas de agua en las uniones de la tubería de PVC para la toma de muestra y la caja del sistema piloto. Lo cual implicó, por ejemplo, que el tratamiento del sustrato control contará solo con dos repeticiones, dado que la fuga de este HA no tenía reparación. Además, esto sucedió en la semana 8 (4 semanas de la fase de prueba y 4 semanas de la fase de experimentación) posterior a su puesta en marcha. Por lo que, su sustitución no era viable, ya que el HA no contaría con la misma madurez que la del resto de sistemas pilotos.

Asimismo, los HA se vieron afectadas por las condiciones de lluvia, en donde se llegó a registrar valores de hasta 75,6 mm en un periodo de 48 horas. Esto implicó que, en la fase de prueba se inundaran por completo los HA. Esto afectaría en las mediciones de los parámetros, dado que la misma no sería representativa, ya que la lluvia bajaría la concentración de los contaminantes. A partir ello, los HA contaron un techado traslucido que permitiera el paso de la luz, pero que se eliminará la variable de precipitación.

En cuanto a la medición de los parámetros del afluente y efluente, se tuvieron las siguientes limitaciones:

- En la semana 1 y 4, no se realizaron mediciones de turbidez, dado que el equipo presentó fallos.

- En la semana 1 y 2, no se pudieron realizar mediciones de DQO, debido a que los reactivos necesarios para el análisis tuvieron un atraso, por parte de la empresa distribuidora.
- En la semana 12, 13 y 14, no se realizó mediciones de  $\text{NO}_3^-$  debido a que los reactivos necesarios se dañaron.
- Los nematodos intestinales y coliformes fecales, no se pudieron medir por cuestiones de logísticas y presupuestaria del presente trabajo y el proyecto C2451. Dado que se le dio prioridad a la medición de los parámetros de DQO,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{PO}_4^{3-}$ , los cuales requerían del uso y compra de reactivos.

## 9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguilar, R. (2018). *Engineering in the tropics: evaluating a solar-powered anaerobic digestion and hybrid constructed treatment wetland system to treat agricultural wastes in Costa Rica* [Disertación doctoral inédita]. Universidad Michigan State.
- Akyürek, A. y Nuri, O. (2024). Comparison of constructed wetlands and package type sequencing batch biological treatment plants in rural areas in terms of efficiency and cost in a full-scale example. *Ecological Engineering*, 201. <https://n9.cl/jbtge>
- Alfaro, C.; Pérez, R. y Solano, M. (2013). Saneamiento de aguas residuales mediante humedales artificiales en el Museo de Cultura Popular de la Universidad Nacional. *Revista de Ciencias Ambientales*, 45 (1), 63-71. <http://dx.doi.org/10.15359/rca.45-1.6>
- Asprilla, W.; Ramírez, J. y Rodríguez, D. (2020). Humedales artificiales de flujo subsuperficial: Comparación de metodologías de diseño para el cálculo del área superficial basado en la remoción de materia orgánica. *Ingenierías USBMed*, 11 (2), 65-73. <https://n9.cl/jc43y>
- Babatunde, A.; Zhao, Y.; Doyle, R.; Rackard, S.; Kumar, J. y Hu, Y. (2011). On the fit of statistical and the k-C\* models to projecting treatment performance in a constructed wetland system. *Journal of Environmental Science and Health*, 46 (5), 490-499. <http://dx.doi.org/10.1080/10934529.2011.551729>
- Behrends, L; Bailey, E.; Jansen, P.; Houke, L. y Smith, S. (2007). Integrated constructed wetland systems: design, operation, and performance of low-cost decentralized



- wastewater treatment systems. *Water Sci Technol*, 55 (7), 155-161.  
<https://n9.cl/9xqwx>
- Cao, Z.; Zhou, L.; Gao, Z.; Huang, Z.; Jiao, X.; Zhang, Z.; Ma, K; Di, Z. y Bai, Z. (2021). Comprehensive benefits assessment of using recycled concrete aggregates as the substrate in constructed wetland polishing effluent from wastewater treatment plant. *Journal of Cleaner Production*, 15, 1-9. <https://n9.cl/ml0qj>
- Castro, V. (2022, 3 de noviembre). *Costa Rica tiene un gran reto para mejorar el saneamiento de aguas residuales*. Delfino. <https://n9.cl/lfrtm>
- Chen, G.; Ekama, G.; van Loosdrecht, M. y Brdjanovic, D. (2020). *Biological wastewater treatment: principles, modelling and design* (2<sup>a</sup> ed.). IWA Publishing.  
<https://doi.org/10.2166/9781780408613>
- Chyan, J.; Senoro, D.; Lin, C.; Chen, P. y Chen, I. (2013). A novel biofilm carrier for pollutant removal in a constructed wetland based on waste rubber tire chips. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 85, 638-645. <https://n9.cl/mq2o9>
- Comisión Económica para América Latina. (2018). *Informe regional: Proceso regional de las américas, foro mundial del agua 2018*. <https://n9.cl/53rld>
- Correa, G. y Castillo, A. (2000). Tamaño de muestra para aproximación de un estadístico a la distribución normal. *Agrociencia*, 34 (4), 467-476. <https://n9.cl/pfobd>

- Dávila, M. y López, E. (2020). *Tratamiento de aguas residuales domésticas mediante humedales construidos de flujo subsuperficial vertical utilizando diferentes plantas emergentes* [Tesis de grado]. Universidad del Azuay. <https://n9.cl/tqiu2>
- Decreto N° 33601-MINAE-S. Reglamento de Vertido y Reúso de Aguas Residuales. (19 de marzo del 2007). <https://n9.cl/qrbww>
- Defo, D.; Kaur, R.; Bharadwaj, A.; Lal, K. y Kumar, P. (2017). Modelling approaches for simulating wetland pollutant dynamics. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47 (15), 1371-1408. <https://n9.cl/7k4ri>
- Didanovic, S. y Vrhovsek, D. (2023). Significance of substrate selection in the efficiency of wastewater treatment in constructed wetlands. *Journal of Water Resource and Protection*, 15, 424-441. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2023.159025>
- Dionisi, D. (2017). *Biological wastewater treatment processes: mass and heat balances*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315163345>
- El Ágora. (2021, 19 de noviembre). *Solo el 20% del agua residual recibe tratamiento en Latinoamérica*. <https://n9.cl/x4fjq>
- Feng, L.; He, S.; Zhao, W.; Ding, J.; Liu, J.; Zhao, Q. y Wei, L. (2022). Can biochar addition improve the sustainability of intermittent aerated constructed wetlands for treating wastewater containing heavy metals? *Chemical Engineering Journal*, 15, 1-11. <https://n9.cl/96b05>

- García, A.; Harrison, M.; Chivers, C. y Grant, B. (2016). Recycled shredded-tire chips used as support material in a constructed wetland treating high-strength wastewater from a bakery: Case study. *Recycling*, 1, 3-13. <https://doi:10.3390/recycling1010003>
- García, F.; Patiño, J.; Zhinín, F.; Donoso, S.; Flores del Pino, L. y Avilés, A. (2019a). 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, 286-296. <https://n9.cl/btflly>
- García, J.; Peñafiel, D. y Rodríguez, R. (2019b). Bioremediación de hidrocarburos en aguas residuales con cultivo mixto de microorganismos: Caso lubricadora Puyango. *Enfoque UTE*, 10 (1), 185-196. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.v10n1.312>
- Han, Z.; Dong, J.; Shen, Z.; Mou, R.; Zhou, Y.; Chen, X.; Fu, X. y Yang, C. (2019). Nitrogen removal of anaerobically digested swine wastewater by pilot-scale tidal flow constructed wetland based on in-situ biological regeneration of zeolite. *Chemosphere*, 219, 364-373. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.036>
- Humanante, J.; Deza, C.; Moreno, L. y Grijalva, A. (2021). Biorrecuperación de aguas residuales con microorganismos. *Manglar*, 18 (4), 345-356. <http://dx.doi.org/10.17268/manglar.2021.044>
- Kadlec, R. y Wallace, S. (2009). *Treatment Wetlands* (2ª ed.). Taylor & Francis Group: CRC Press. <https://n9.cl/4c1ho>

- Kataki, S., Chatterjee, S.; Vairale, M.; Dwivedi, S. y Gupta, D. (2021). Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). *Journal of Environmental Management*, 283, 1-31. <https://n9.cl/rw3sa>
- Knobelsdorf, M. (2005). *Eliminación biológica de nutrientes en un ARU de baja carga orgánica mediante el proceso VIP*. [Tesis de doctorado]. Universidad Politécnica de Cataluña.
- Lecca, E. y Lizama, E. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Revista de la Facultad de Ingeniería Industrial: Diseño y tecnología*, 17 (1), 71-80. <https://n9.cl/c85d8>
- Lee, C.; Fletcher, T. y Sun, G. (2009). Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*, 9 (1), 11-22. <https://doi.org/10.1002/elsc.200800049>
- Madriz, A. (2021, 3 de diciembre). *Municipalidades se suman a la transición de una economía circular*. La Republica.net. <https://n9.cl/1clvf>
- Mejía, G.; Lara de la Calleja, M. y López, R. (2022). Propuesta de humedal artificial como alternativa sustentable para el cuidado del medio ambiente. *Revista Biológico Agropecuaria Tuxpan*, 10 (2), 219-238. <https://n9.cl/8qy5jq>
- Miranda, S.; Teixeira, A.; Pimentel, M. y Saraiva, C. (2020). Efficiency of horizontal subsurface flow-constructed wetlands considering different support materials and the

- cultivation positions of plant species. *Ambiente E Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 15, 1-13. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2476>
- Mucha, Z. y Kulakowshi, P. (2020). Turbidity measurements as a tool of monitoring and control of the SBR effluent at the small wastewater treatment plant – preliminary study. *Archives of Environmental Protection*, 42 (3), 33-36. <https://n9.cl/e3asf>
- Muñiz, J.; Hernández, M.; Pérez, M. y Tejeda, S. (2020). Plant growth and pollutant removal from wastewater in domiciliary constructed wetland microcosms with monoculture and polyculture of tropical ornamental plants. *Ecological Engineering*, 147, 1-9. <https://doi.proxyucr.elogim.com/10.1016/j.ecoleng.2019.105658>
- Naciones Unidas. (s.f). Objetivos y metas de desarrollo sostenible. Objetivos de Desarrollo Sostenible. Recuperado el 1 de febrero de 2024, de <https://n9.cl/k7kp>
- O’neal, K. (2021, 10 de setiembre). *Nueva planta de tratamiento de aguas residuales se construye en la Finca 3*. Universidad de Costa Rica. <https://n9.cl/i4ztn>
- Osorio, M.; Carrillo, W.; Negrete, J.; Loor, X. y Riera, E. (2019). La calidad de las aguas residuales domésticas. *Polo del Conocimiento: Revista científico-profesional*, 6 (3), 228-245. <http://dx.doi.org/10.23857/pc.v6i3.2360>
- Pabón, S.; Benítez, R.; Sarria, R. y Gallo, J. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14 (27), 9-18. <https://doi.org/10.31908/19098367.0001>

- Parde, D.; Patwa, A.; Shukla, A.; Vijay, R.; Killedar, D. y Kumar, R. (2020). A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 1-23. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101261>
- Pascual, A.; Álvarez, J.; de la Varga, D.; Arias, C.; Van, D.; Kilian, R. y Solo, M. (2024). Horizontal flow aerated constructed wetlands for municipal wastewater treatment: The influence of bed depth. *Science of The Total Environment*, 908. <https://n9.cl/hm4nc>
- Pérez, Y.; García, D. y Jauregui, U. (2022). Humedales construidos como alternativa de tratamiento de aguas residuales en zonas urbanas: una revisión. *Ecosistemas*, 31 (1). <https://doi.org/10.7818/ECOS.2279>
- Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas. (2017). *Informe mundial de las naciones unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2017. Aguas residuales: El recurso desaprovechado*. UNESCO.
- Sandoval, L.; Lassman, A.; López, M.; Sibaja, A.; Aguilar, A.; Castro, S. y Muñiz, J. (2020). Effects of Ornamental Plant Density and Mineral/Plastic Media on the Removal of Domestic Wastewater Pollutants by Home Wetlands Technology. *Molecules*, 25 (20), 1-16. <https://doi.org/10.3390/molecules25225273>
- Sarria, R.; Gallo, J. y Benítez, R. (2020). Tecnologías para remover metales pesados presentes en agua. Caso Cromo y Mercurio. *Journal de Ciencia e Ingeniería*, 12 (1), 94-109. <https://n9.cl/1e0wb>

- Setiawati, T.; Saragih, I.; Nurzaman, M.; Mutaqin, A. y Karyono, A. (2017). Growth response of red galangal towards different water levels and mycorrhizal inoculation. *Studia Universitatis "Vasile Goldis"*, 27 (4), 239-245. <https://n9.cl/ggiaw>
- Soliz, G. (2019). *Desulfurización de neumáticos de caucho con bacterias oxidantes del azufre* [Tesis de maestría]. Universidad Mayor de San Andrés. <https://n9.cl/ucn9zi>
- Soto, E. (2022). *Propuesta para el tratamiento de las aguas residuales de la población de Huetamo, Michocán* [Tesis de grado]. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. <https://n9.cl/28x7t>
- Soto, M.; Oliver, N.; Hernández, C.; Monerris, M.; Monzonís, M. y Llorens, P. (2023). Economía circular y biodiversidad en el tratamiento de aguas residuales mediante un residuo industrial: Life renaturwat. *Retema*, 70-75. <https://n9.cl/jpnhwi>
- Stefanatou, A.; Schiza, S.; Petousi, I.; Rizzo, A.; Masi, F.; Stasinakis, A.; Fyllas, N. y Fountoulakis, M. (2023). Use of climbing and ornamental plants in vertical flow constructed wetlands treating greywater. *Journal of Water Process Engineering*, 53. <https://n9.cl/7bhyb>
- Tomperi, J.; Isokangas, A.; Tuuttila, T. y Paavola, M. (2020). Functionality of turbidity measurement under changing water quality and environmental conditions. *Environmental Technology*, 43 (7), 1-9. <https://n9.cl/fzmlq>
- UN-HABITAT. (2008). *Constructed wetlands manual*. UN-HABITAT Water for Asian Cities Programme Nepal, Katmandú.

- Vásquez, T. (2023). *Diseño de un sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical para el tratamiento de aguas residuales porcinas en la finca Linda Vista en Santa Cruz de Turrialba* [Tesis de licenciatura]. Universidad de Costa Rica. <https://n9.cl/n9twu>
- Venegas, J. (2020). *Determinación de los parámetros de un sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical para la optimización del diseño de modelos de caja Negra bajo condiciones tropicales* [Tesis de licenciatura]. Universidad de Costa Rica. <https://n9.cl/ibo7e>
- Waly, M.; Ahmedm T.; Abunada, Z.; Mickovski, S. y Thomson, C. (2022). Constructed wetland for sustainable and low-cost wastewater treatment: Review article. *Land*, 11 (1388), 1-17. <https://doi.org/10.3390/land11091388>
- Weerakoon, G.; Jinadasa, K; Manatunge, J.; Wijesiri, B. y Goonetilleke, A. (2020). Kinetic modelling and performance evaluation of vertical subsurface flow constructed wetlands in tropics. *Journal of Water Process Engineering*, 38, 1-10. <https://doi.proxyucr.elogim.com/10.1016/j.jwpe.2020.101539>
- Yang, C.; Zhang, X.; Tang, Y.; Jiang, Y.; Xie, S.; Zhang, Y. y Qin, Y. (2022). Selection and optimization of the substrate in constructed wetland: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 49, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103140>



- Zhong, H.; Hu, N.; Wang, Q.; Chen, Y. y Huang, L. (2022). How to select substrate for alleviating clogging in the subsurface flow constructed wetland? *Science of The Total Environment*, 828. <https://n9.cl/eosv2>
- Zhou, Y.; Kiely, P.; Kibbee, R. y Ormeci, B. (2021). Effect of polymeric support material on biofilm development, bacterial population, and wastewater treatment performance in anaerobic fixed-film systems. *Chemosphere*, 264. <https://n9.cl/y4038>
- Zhu, Y. y Miao, L. (2022). Effects of Specific Surface Area of Artificial Carriers on Carbon Metabolism Activity of Biofilm. *Water*, 14 (17), 1-14. <https://doi.org/10.3390/w14172735>

## 10. APÉNDICES

### Apéndice A: Reglamento Vertido y Reúso de Aguas Residuales

**Tabla A.1.** Descriptor de las aplicaciones del reúso de agua residual especiales. Fuente:

Modificado de Decreto N° 33601-MINAE-S (2007).

<b>Tipo</b>	<b>Aplicación</b>	<b>Descriptor</b>
1	Urbano	Riego de zonas en donde haya acceso del público (por ejemplo, en zona verdes, campos de golf, parques, plazas deportivas y cementerios), lavado de automóviles, inodoros, combate de incendios y otros usos con similar acceso o exposición al agua.
2	Acceso restringido	Cultivo de césped, silvicultura y otras áreas donde el acceso del público es prohibido o restringido.
3	Cultivos no procesados	Riego superficial o por aspersión, de cualquier cultivo comestible que no se procese previo a su venta, incluyendo aquellos que se consumen crudos.
4	Cultivos procesados	Riego de cultivos que, previo a su venta al público, han recibido el procesamiento físico o químico necesario para la destrucción de los organismos patógenos que pudieran contener.
5	Cultivos no alimenticios	Riego de pastos de piso, forrajes, cultivos de fibras y semillas, y otros cultivos no alimenticios.
6	Recreativo	Reúso en cuerpos de agua artificiales donde pueda existir un contacto ocasional (por ejemplo: pesca, canotaje y navegación).
7	Paisajístico	Aprovechamientos estéticos donde el contacto con el público no es permitido, y dicha prohibición esté claramente rotulada.
8	Construcción	Compactación de suelos, control del polvo, lavado de materiales, producción de concreto.

**Tabla A.2.** Límites máximos permisibles para el reúso de aguas ordinarias residuales y especiales, en función del tipo y su aplicación. Fuente: Modificado de Decreto N° 33601-MINAE-S (2007).

<b>Tipo</b>	<b>Aplicación</b>	<b>Parámetros obligatorios</b>	
		<b>Nematodos intestinales (promedio aritmético N° de huevos por litro)</b>	<b>Coliformes fecales (NMP/100 mL)</b>
1	Urbano	1	1.000
2	Acceso restringido	1	10.000
3	Cultivos no procesados	1	1.000
4	Cultivos procesados	1	10.000
5	Cultivos no alimenticios	1	-
6	Recreativo	1	10.000
7	Paisajístico	1	-
8	Construcción	1	1.000

## Apéndice B: Checklist de maestro y análisis de laboratorio

### CHECKLIST PARA EL MUESTREO Y ANÁLISIS DE LABORATORIO DEL AGUA RESIDUAL CRUDA Y TRATADA DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES

Universidad de Costa Rica, Escuela de Ingeniería de Biosistemas

Autor: Jorge Andrés Vega Delgado, jorge.vegadelgado@ucr.ac.cr

Fecha: \_\_\_\_\_ Hora de inicio: \_\_\_\_\_ Hora de finalización: \_\_\_\_\_

#### A. Revisión previa

Actividad	✓	N/A
Realizar lectura del pluviómetro.		
Revisar visualmente el tanque de homogenización de la PTAR.		
Presencia de espuma en el tanque de homogenización.		
Otra observación en el tanque de homogenización:		
Realizar limpieza física del techo que cubre las cajas.		

#### B. Mantenimiento de los humedales artificiales y/o muestro

##### a. Lunes y viernes (Mantenimiento)

Actividad	✓	N/A
Realizar la revisión manual de las cajas.		
Eliminación de residuos (hojas secas, basura, entre otros) de las cajas.		
Otra observación en las cajas:		
Revisión del nivel del agua (15 cm).		
Remover 3 litros de efluente de cada caja.		
Extraer del tanque de homogenización agua cruda.		
Añadir 3 litros de agua cruda a cada caja.		

b. Miércoles (Mantenimiento y muestro)

<b>Actividad</b>	<b>✓</b>	<b>N/A</b>
Realizar la revisión manual de las cajas.		
Eliminación de residuos (hojas secas, basura, entre otros) de las cajas.		
Otra observación en las cajas:		
Revisión del nivel del agua (15 cm).		
Realizar dos veces un lavado 300 mL de efluente al recipiente de muestro.		
Muestrear 600 mL de cada caja.		
Remover 1.8 litros de efluente de cada caja.		
Efectuar la medición de pH y temperatura con un pHmetro al efluente.		
Extraer del tanque de homogenización agua cruda.		
Efectuar la medición de pH y temperatura con un pHmetro al agua cruda.		
Añadir 3 litros de agua cruda a cada caja.		

**C. Análisis de laboratorio**

a. Preparación de cristalería y equipos

<b>Actividad</b>	<b>✓</b>	<b>N/A</b>
Preparar 500 mL de agua desionizada (Tipo II) del equipo de purificación de agua, modelo Autwomatic Plus GR.		
Realizar dos lavados de agua tipo II a la cristalería que se va a utilizar (12 beakers de 50 mL, 4 beakers de 80 mL, 14 tubos de ensayo) para remover impurezas que afecten los análisis de laboratorio.		
Verificar la limpieza (proceso de autoclavado por 1 hora a 121 °C y 130 kPa) de puntas para las micropipetas de 0,5-5 mL y 100-1000 µL.		
Encender el reactor para el análisis de DQO, para precalentarlo a 150 °C (toma alrededor de 20 minutos).		

b. Custodia de muestras (inició en la semana 8 de la fase de experimentación)

<b>Actividad</b>	<b>✓</b>	<b>N/A</b>
Tomar 4 beakers de 80 mL para la realización de un muestro compuesto.		
Emplear la micropipeta para extraer 20 mL de muestra de cada repetición, por tratamiento y colocarlo en un beaker correspondiente a un tratamiento.		
Mezclar la muestra compuesta con un agitador de vidrio.		
Colocar la muestra compuesta en un recipiente, con su debida etiqueta (fecha y tratamiento).		
Almacenar las muestras compuesta en un refrigerador a 0 °C a 5 °C.		

c. Conductividad eléctrica

<b>Actividad</b>	<b>✓</b>	<b>N/A</b>
Colocar 40 mL de muestra de cada repetición, en beakers de 50 mL.		
Utilizar un medidor de conductividad eléctrica para realizar la medición del parámetro a cada repetición de las muestras. *Se recuerda que entre mediciones se debe realizar un lavado con agua tipo II, para remover los residuos e impurezas.		
Anotar la medida en una hoja de cálculo.		

d. Turbidez

<b>Actividad</b>	<b>✓</b>	<b>N/A</b>
Colocar 10 mL de muestra de cada repetición, en un tubo de ensayo.		
Utilizar el turbidímetro para realizar la medición del parámetro a cada repetición de las muestras. *Se recuerda la verificación de la calibración del equipo.		
Anotar la medida en una hoja de cálculo.		

e. Fosfato

Actividad	✓	N/A
Preparar 14 tubos de ensayo (verificar su limpieza previa con agua tipo II) para cada muestra.		
*Agregar a 1 tubo de ensayo 0,20 mL de muestra de agua cruda y 9,80 mL de agua tipo II.		
*Colocar 0,25 mL de muestra (agua tratada) y 9,75 mL de agua tipo II en un tubo de ensayo. Repetir este paso por cada muestra de agua tratada recolectada en campo (11 veces).		
Preparar una muestra estándar en un tubo de ensayo, el cual corresponde a 10 mL de fosfato con concentración conocida. Esto se realiza a fin de verificar el correcto proceso del análisis del parámetro.		
Añadir a cada tubo de ensayo un sobre del reactivo PhosVer 3 Phosphate, y proceder a agitarlo vigorosamente de 20 a 30 segundos.		
Esperar por 2 minutos para que la reacción se lleve a cabo. Si la muestra presenta una coloración azul, significa la presencia de fosfato.		
Preparar una muestra Blanca en un tubo de ensayo, el cual corresponde a 10 mL de agua tipo II.		
Realizar la medición del parámetro con un colorímetro (490 P Reac. PP.)		
Anotar la medida en una hoja de cálculo. Se debe recordar multiplicar el valor obtenido por el factor de dilución empleado.		

*\*El rango de lectura para este parámetro va de 0,02 a 2,50 mg/L. Si el colorímetro marca “---” o “+++” significa que el valor está fuera del rango; por lo tanto, se deberá hacer un ajuste en el factor de dilución de la muestra y repetir el proceso.*

f. Nitrato

Actividad	✓	N/A
Preparar 14 tubos de ensayo (verificar su limpieza previa con agua tipo II) para cada muestra.		
*Agregar a 1 tubo de ensayo 1 mL de muestra de agua cruda y 9 mL de agua tipo II.		
*Colocar 1 mL de muestra (agua tratada) y 9 mL de agua tipo II en un tubo de ensayo. Repetir este paso por cada muestra de agua tratada recolectada en campo (11 veces).		
Preparar una muestra estándar en un tubo de ensayo, el cual corresponde a 10 mL de nitrato con concentración conocida. Esto se realiza a fin de verificar el correcto proceso del análisis del parámetro.		
Añadir a cada tubo de ensayo un sobre del reactivo NitraVer <sup>®</sup> 5 Nitrate, y proceder a agitarlo por 60 segundos.		
Esperar por 5 minutos para que la reacción se lleve a cabo. Si la muestra presenta una coloración ámbar o amarillenta, significa la presencia de nitrato.		
Preparar una muestra Blanca en un tubo de ensayo, el cual corresponde a 10 mL de agua tipo II.		
Realizar la medición del parámetro con un colorímetro (353 N Nitrate MR PP.)		
Anotar la medida en una hoja de cálculo. Se debe recordar multiplicar el valor obtenido por el factor de dilución empleado.		

*\*El rango de lectura para este parámetro va de 0,20 a 5,00 mg/L. Si el colorímetro marca “---” o “+++” significa que el valor está fuera del rango; por lo tanto, se deberá hacer un ajuste en el factor de dilución de la muestra y repetir el proceso.*



g. Nitrógeno amoniacal

Actividad	✓	N/A
Preparar 14 tubos de ensayo (verificar su limpieza previa con agua tipo II) para cada muestra.		
*Agregar a 1 tubo de ensayo 0,1 mL de muestra de agua cruda y 9,9 mL de agua tipo II.		
*Colocar en tubos de ensayo: 0,50 mL de muestra de agua tratada (Control o Neumático reciclado) y 9,50 mL de agua tipo II. 1 mL de muestra de agua tratada (Caliza o Tapas plásticas) y 9 mL de agua tipo II. Repetir este paso por cada muestra, por tratamiento.		
Preparar una muestra estándar en un tubo de ensayo, el cual corresponde a 0,40 mL de nitrógeno amoniacal con concentración conocida y 9,60 mL de agua tipo II. Esto se realiza a fin de verificar el correcto proceso del análisis del parámetro.		
Preparar una muestra Blanca en un tubo de ensayo, el cual corresponde a 10 mL de agua tipo II.		
Añadir a cada tubo de ensayo un sobre del reactivo Salicilato de amoniaco (incluido la muestra Blanca), y proceder a agitarlo por 60 segundos.		
Esperar por 3 minutos para que la reacción se lleve a cabo. Si la muestra presenta una coloración amar o amarillenta, significa la presencia de nitrato.		
Añadir a cada tubo de ensayo un sobre del reactivo Cianuro de amoníaco (incluido la muestra Blanca), y proceder a agitarlo por 60 segundos.		
Esperar por 15 minutos para que la reacción se lleve a cabo. Si la muestra presenta una coloración verde, significa la presencia de nitrógeno amoniacal.		
Realizar la medición del parámetro con un colorímetro (385 N Amonia Salic.)		
Anotar la medida en una hoja de cálculo. Se debe recordar multiplicar el valor obtenido por el factor de dilución empleado.		

*\*El rango de lectura para este parámetro va de 0,02 a 2,50 mg/L. Si el colorímetro marca “---” o “+++” significa que el valor esta fuera del rango; por lo tanto, se deberá hacer un ajuste en el factor de dilución de la muestra y repetir el proceso.*

h. Demanda química de oxígeno (DQO)

Actividad	✓	N/A
Tomar 4 beakers de 80 mL para la realización de un muestra compuesto.		
Emplear la micropipeta para extraer 20 mL de muestra de cada repetición, por tratamiento y colocarlo en un beaker correspondiente a un tratamiento.		
Mezclar la muestra compuesta con un agitador de vidrio.		
Añadir 2 mL de la muestra compuesta en un vial de DQO.		
Colocar los viales (debidamente etiquetados por tratamiento) en el reactor previamente precalentado a 150 °C por 120 minutos.		
Dejar enfriar los viales una vez finalizado el tiempo, hasta que estos alcancen la temperatura ambiente.		
Realizar la medición del parámetro con un colorímetro (435 COD HR)		
Anotar la medida en una hoja de cálculo. Se debe recordar multiplicar el valor obtenido por el factor de dilución empleado.		

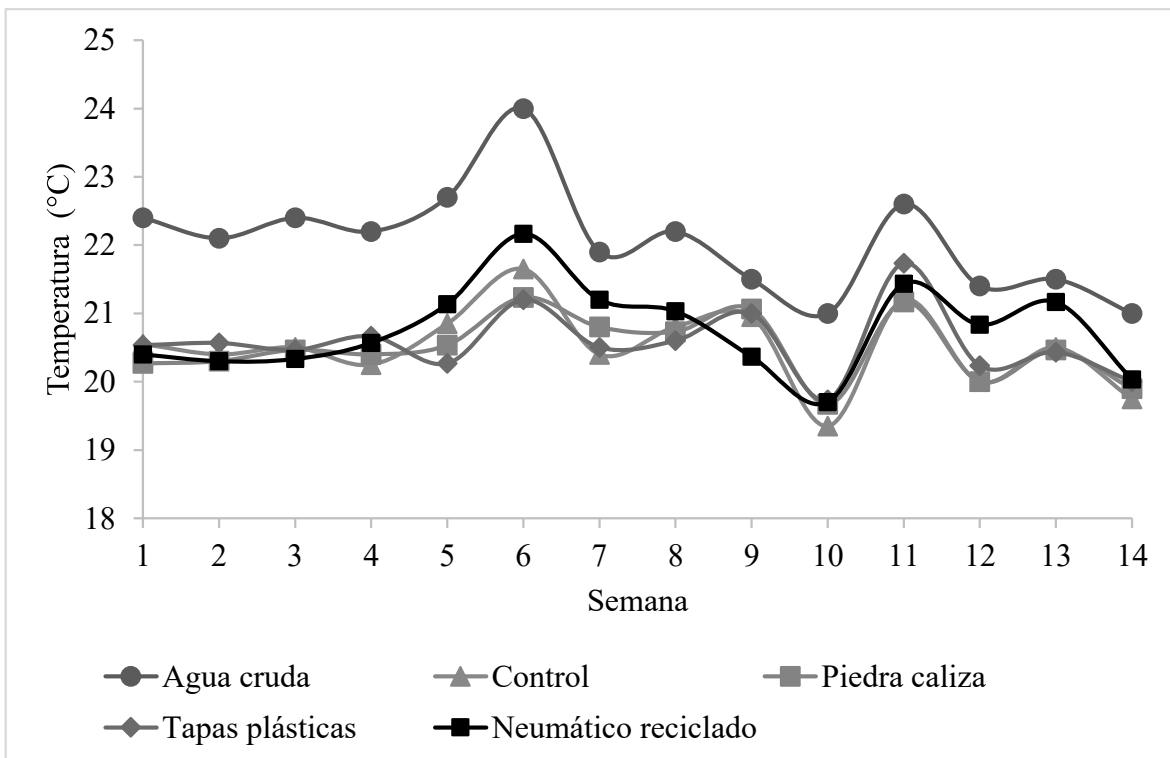
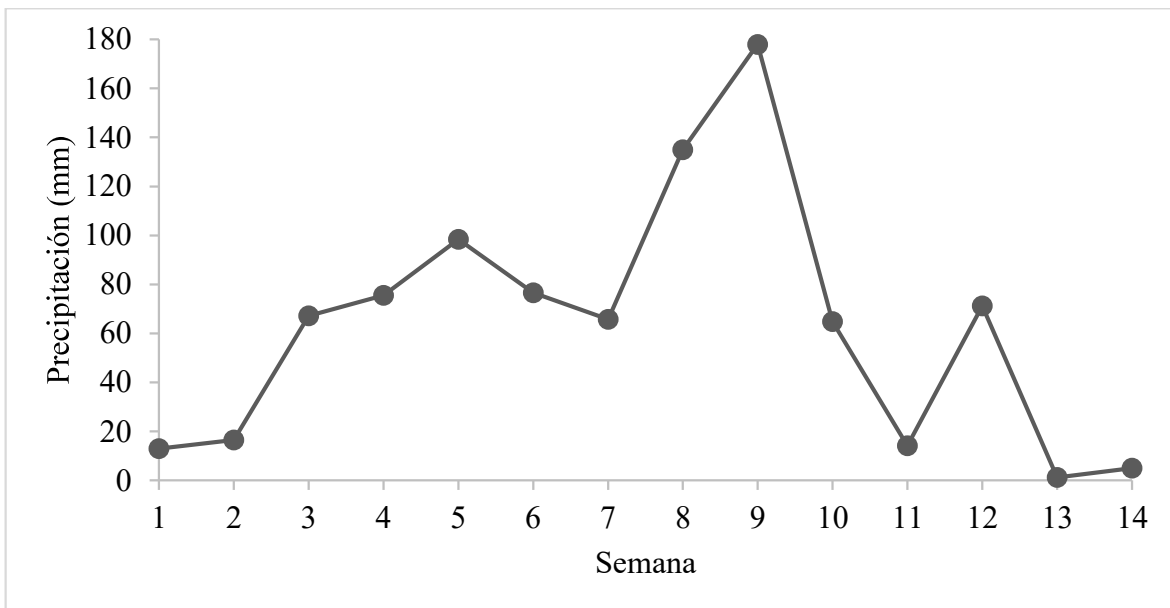
*\*El rango de lectura para este parámetro va de 20 a 1500 mg/L. Si el colorímetro marca “---” o “+++” significa que el valor esta fuera del rango; por lo tanto, se deberá hacer un ajuste en el factor de dilución de la muestra y repetir el proceso.*

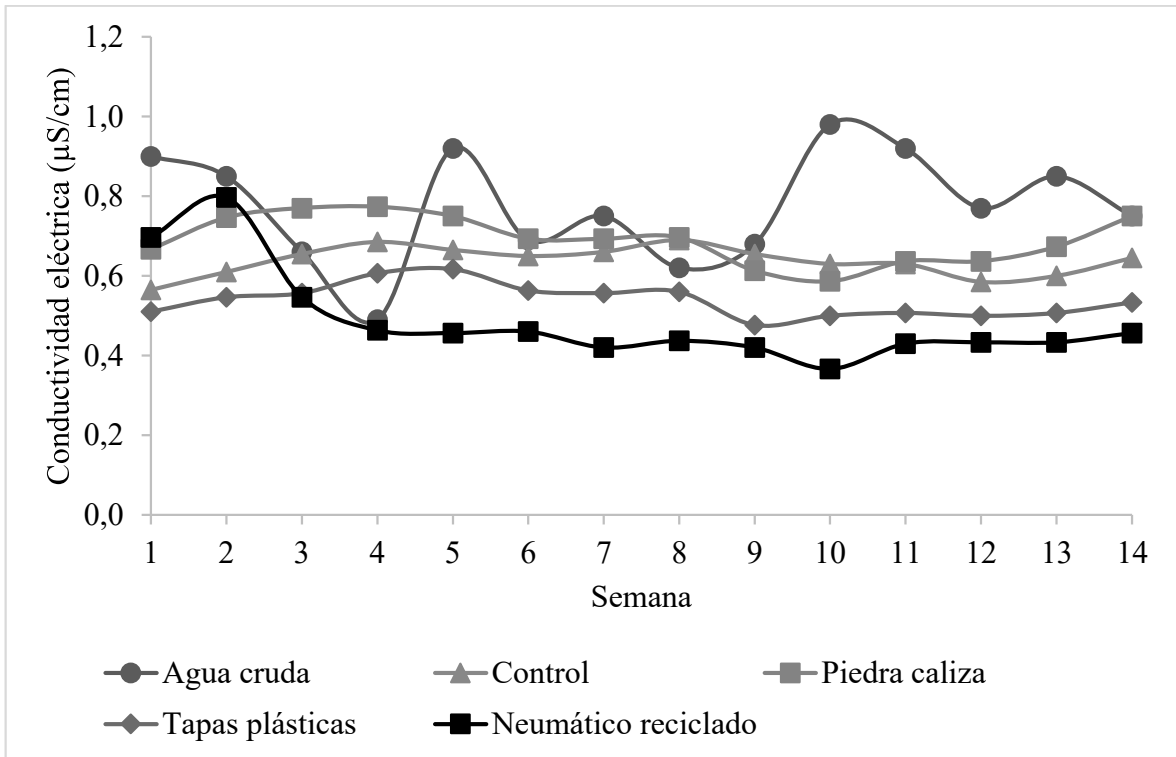
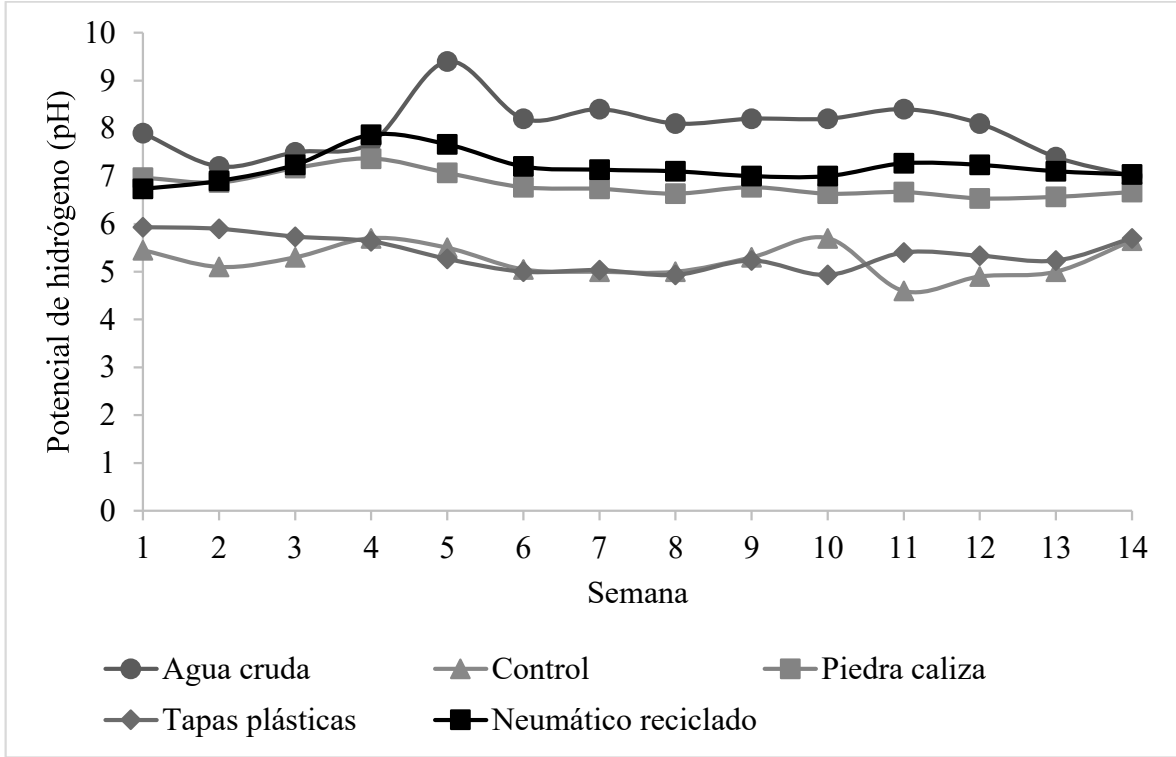
## Apéndice C: Objetivos de Desarrollo Sostenible y análisis de cumplimiento de metas

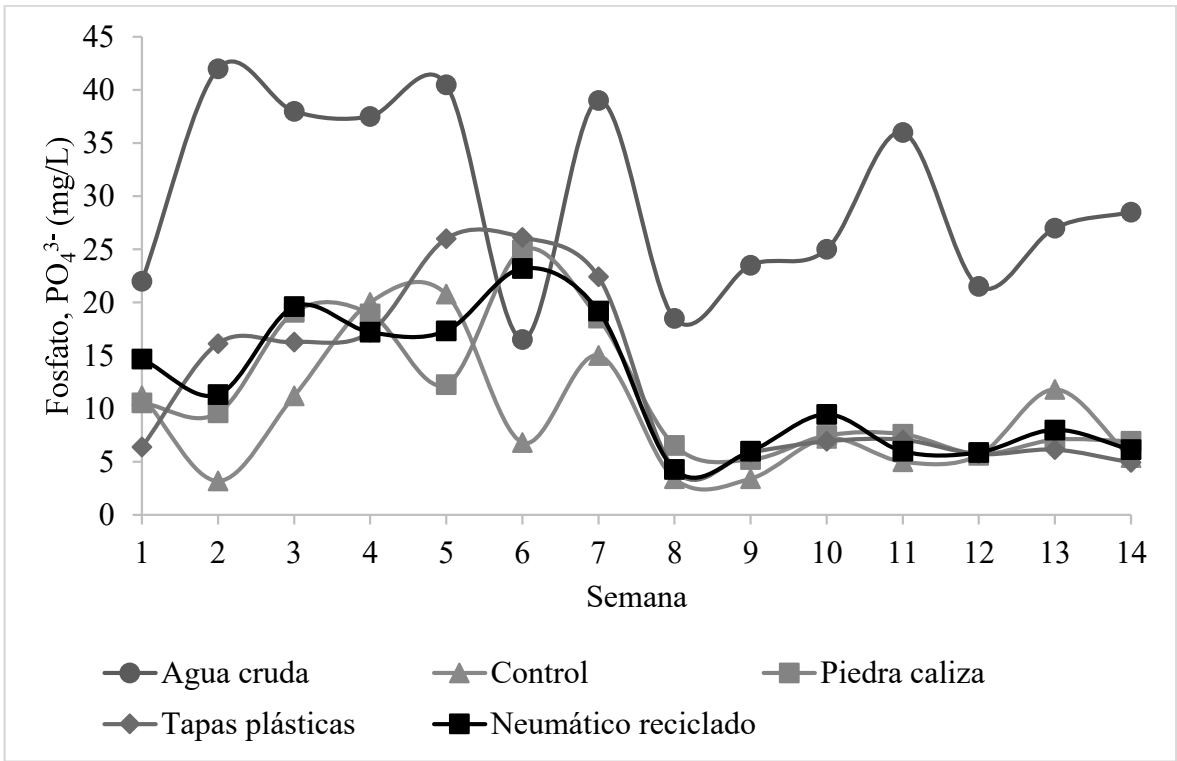
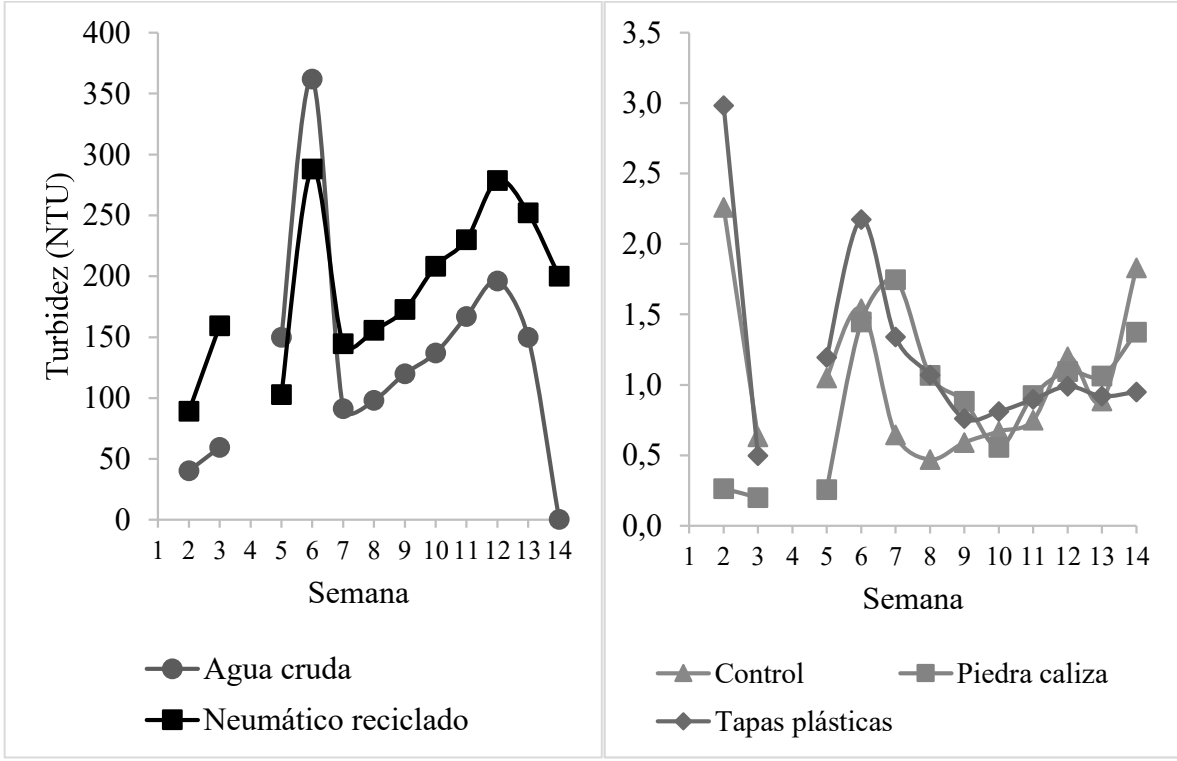
**Tabla C.1.** Descriptores de las metas de los ODS. Fuente: Naciones Unidas (s.f).

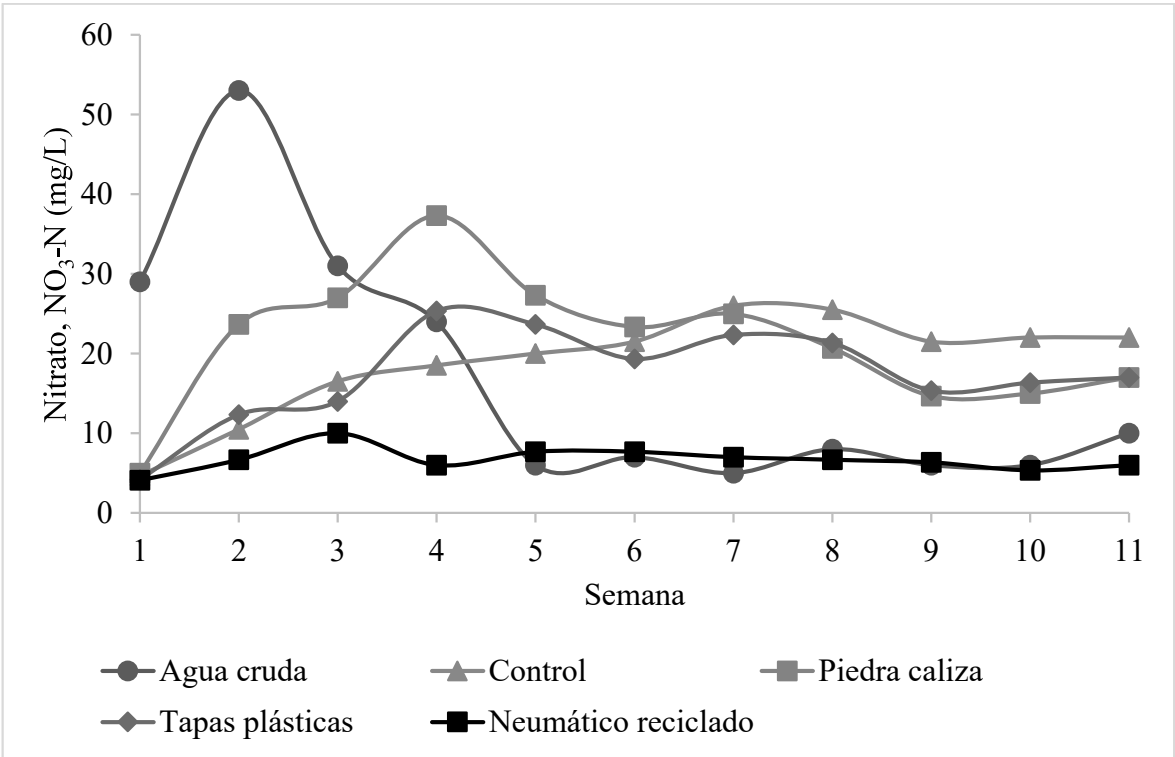
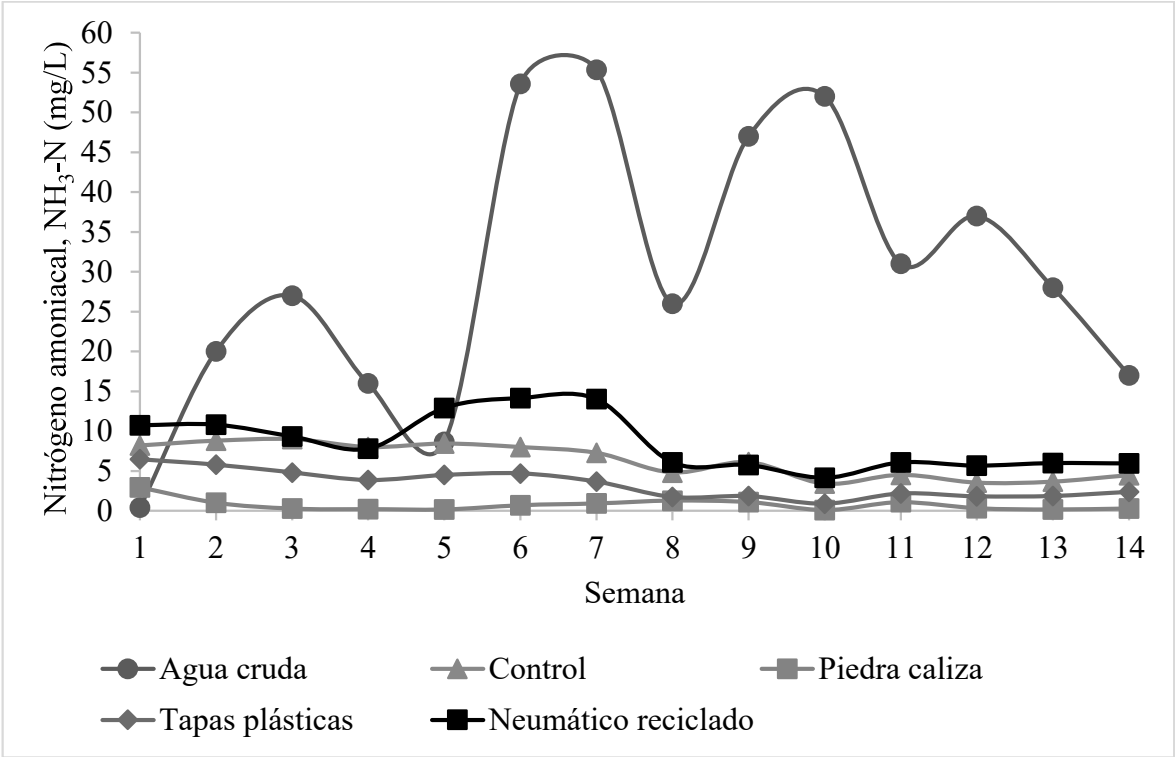
<b>ODS</b>	<b>Meta</b>	<b>Descripción</b>
6	6.3	De aquí a 2030, mejorar la calidad del agua reduciendo la contaminación, eliminando el vertimiento y minimizando la emisión de productos químicos y materiales peligrosos, reduciendo a la mitad el porcentaje de aguas residuales sin tratar y aumentando considerablemente el reciclado y la reutilización sin riesgos a nivel mundial.
6	6.4	De aquí a 2030, aumentar considerablemente el uso eficiente de los recursos hídricos en todos los sectores y asegurar la sostenibilidad de la extracción y el abastecimiento de agua dulce para hacer frente a la escasez de agua y reducir considerablemente el número de personas que sufren falta de agua.
12	12.2	De aquí a 2030, lograr la gestión sostenible y el uso eficiente de los recursos naturales.
12	12.5	De aquí a 2030, reducir considerablemente la generación de desechos mediante actividades de prevención, reducción, reciclado y reutilización.
15	15.1	Para 2020, velar por la conservación, el restablecimiento y el uso sostenible de los ecosistemas terrestres y los ecosistemas interiores de agua dulce y los servicios que proporcionan, en particular los bosques, los humedales, las montañas y las zonas áridas, en consonancia con las obligaciones contraídas en virtud de acuerdos internacionales.

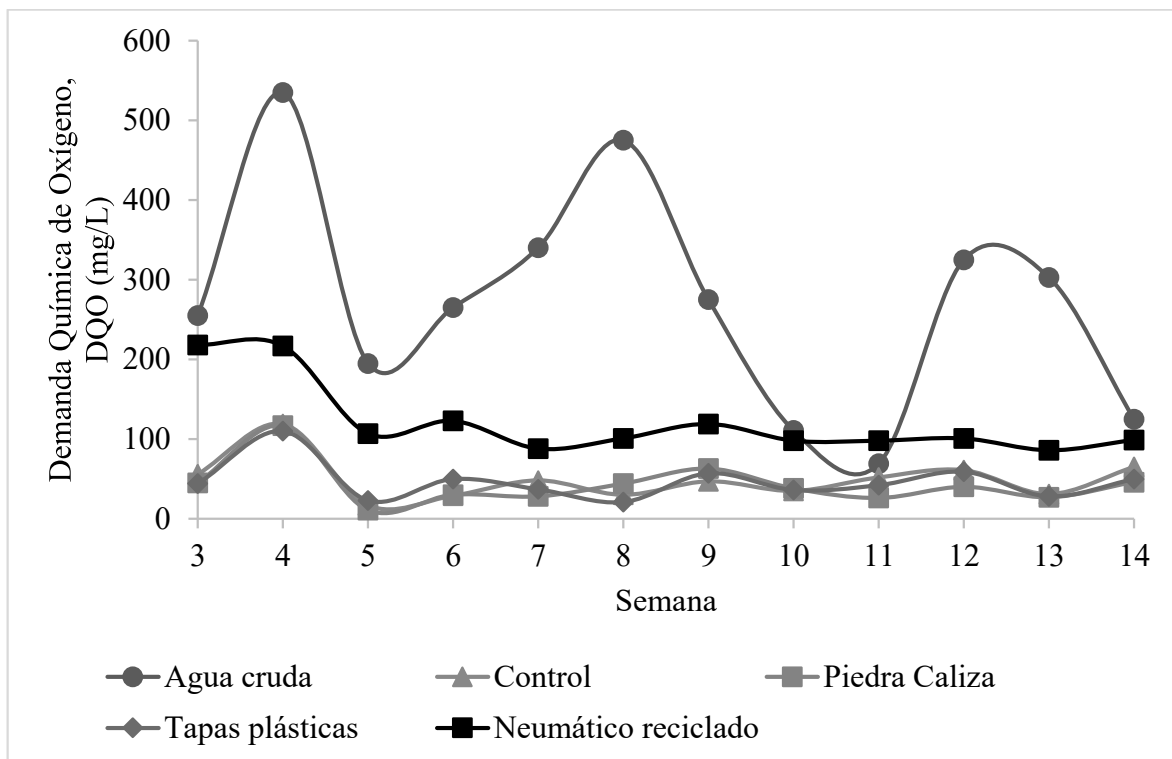
**Apéndice D: Registro gráfico de los parámetros de calidad en función del tiempo**













## Apéndice E: Memoria de cálculo de la constante de velocidad de remoción k

*PASO 1:* se debe considerar los valores de caudal, área superficial del HA, porosidad del sustrato a evaluar, concentración de entrada y concentración de salida del parámetro que se desea conocer la constante de remoción k. A manera de ejemplo, se tiene el caso de DQO en el sustrato TP en la semana 14, en donde se tiene los valores de caudal de 0,003 m<sup>3</sup>/d, área superficial de 0,23 m<sup>2</sup>, porosidad de 57 %, concentración de entrada de 125 mg DQO/L y concentración de salida de 50 mg DQO/L. Partiendo de estos valores es que se aplica la ecuación 5 (modelo de FT) o ecuación 6 (modelo de FTMC). En este caso se aplicará el modelo FT.

$$k = \frac{Q}{\varepsilon * A} * \ln \left( \frac{C_a}{C_e} \right)$$

$$k = \frac{Q}{\varepsilon * A} * \ln \left( \frac{C_a - C^*}{C_e - C^*} \right)$$

*PASO 2:* se realiza la sustitución de valores en la ecuación para obtener la constante de remoción k de DQO para el sustrato TP en la semana 14.

$$k = \frac{0,003 \text{ m}^3/\text{d}}{0,57 * 0,23 \text{ m}^2} * \ln \left( \frac{125 \text{ mg DQO}/\text{L}}{50 \text{ mg DQO}/\text{L}} \right) = 0,0211 \text{ m}/\text{d}$$

Este paso se repite para todos los registros semanales de este tipo de sustrato, dado que los valores que varían corresponden a la concentración de entrada y salida del parámetro a evaluar.

Ahora bien, los dos pasos anteriores se repiten para los parámetros de  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$ , para el modelo de FT. Sin embargo, para el modelo de FTMC, solamente se calcula la constante de remoción  $k$  para los parámetros de DQO y DQO. Para este caso, se aplica la ecuación 6, y se de considerar la concentración residual de los contaminantes no biodegradables ( $C^*$ ), el cual se estima con la ecuación 4.

## Apéndice F: Memoria de cálculo de un HA existente con los sustratos alternativos

*PASO 1:* se estima el caudal de agua potable, en donde se tiene un promedio de 0,98 m<sup>3</sup>/d. No obstante, se debe contemplar un factor diario de 1,2 para obtener el consumo máximo diario de agua potable, el corresponde a 1,18 m<sup>3</sup>/d. Luego, para obtener el caudal de agua residual se de emplear la siguiente ecuación, establecida en la norma técnica “Diseño y construcción de sistemas de abastecimiento de agua potable, de saneamiento y pluvial”, considerando un factor de retorno (FR) de 0,80 y el caudal promedio diario de agua potable ( $Q_{pap}$ ) de 1,18 m<sup>3</sup>/d.

$$Q_{paro} = FR * Q_{pap} = 0,80 * 1,18 \text{ m}^3/d$$

$$Q_{paro} = 0,94 \text{ m}^3/dia \approx 1 \text{ m}^3/d$$

*PASO 2:* luego, se considera la caracterización fisicoquímica del HA, las cuales se aprecian en la siguiente tabla y una temperatura promedio de 20,58 °C. Estas consideraciones son el resultado de un análisis de laboratorio que se realizó en el proyecto C2451 “Sistematización de los humedales artificiales instalados en Costa Rica y evaluación de sustratos alternativos en el tratamiento de las aguas residuales ordinarias”.

Parámetro	Entrada	Salida
DQO (mg/L)	135,00	64,00
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	4,00	2,80
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	20,00	3,80
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	4,00	0,80

*PASO 3:* ahora, se procede a despejar la variable  $C_e$  (concentración del efluente en mg/L) de las ecuaciones 2 (para el modelo de FT) y 3 (para el modelo de FTMC), con el fin de obtener las eficiencias de remoción de contaminantes del HA, partiendo de las  $C_a$  (concentración del afluente en mg/L) dadas en la tabla anterior. La eficiencia de remoción de se estimó con la ecuación 11.

$$C_e = e^{-k*t} * C_a$$

$$C_e = (e^{-k*t} * C_a - C^*) + C^*$$

$$\% \text{ remoción} = \left( \frac{C_a - C_e}{C_a} \right) * 100$$

Entonces, partiendo del cálculo del parámetro de DQO para las TP del modelo de FT, se toma el valor de  $k$  de 0,04 m/d, una temperatura de 20,58 °C y una  $C_a$  de 135 mg DQO/L.

$$C_e = e^{-0,04 \text{ m/d} * 20,58 \text{ °C}} * 135 \text{ mg DQO/L} = 59,68 \text{ mg DQO/L}$$

Se toma el resultado y la  $C_a$ , para estimar el porcentaje de rendimiento de remoción de DQO con el sustrato de TP.

$$\% \text{ remoción} = \left( \frac{135 \text{ mg DQO/L} - 59,68 \text{ mg DQO/L}}{135 \text{ mg DQO/L}} \right) * 100 = 55,79 \%$$

Ahora bien, se procede a realizar este procedimiento empleando las constantes de remoción  $k$  para los parámetros de DQO,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$  de cada sustrato evaluado en el presente trabajo (tabla 7 y tabla 8) y con su respectivo modelo de caja negra.