

**Evaluación de la eficiencia de un Humedal Construido de Flujo Horizontal
Subsuperficial a escala piloto en la remoción de contaminantes emergentes
farmacéuticos en solución acuosa.**



Ingrid Stefanny Castro Valenzuela

Corporación Universitaria Autónoma del Cauca
Escuela de Ingeniería y Sostenibilidad
Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria
Popayán, Cauca
2026

**Evaluación de la eficiencia de un Humedal Construido de Flujo Horizontal
Subsuperficial a escala piloto en la remoción de contaminantes emergentes
farmacéuticos en solución acuosa.**



Ingrid Stefanny Castro Valenzuela

Trabajo de grado modalidad investigación para optar al título de Ingeniera Ambiental y Sanitario

Director:

MSc. Biol. Arnol Arias Hoyos

Codirector:

MSc. Ing. Edwin Fernando Sierra Gaviria

Corporación Universitaria Autónoma del Cauca

Escuela de Ingeniería y Sostenibilidad

Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria

Popayán, Cauca

2026

Nota de aceptación

Hacemos constar que el presente trabajo de grado titulado “*Evaluación de la eficiencia de un Humedal Construido de Flujo Horizontal Subsuperficial a escala piloto en la remoción de contaminantes emergentes farmacéuticos en solución acuosa.*” ha sido evaluado y aprobado por la Corporación Universitaria Autónoma del Cauca, como requisito para optar por el título de Ingeniera Ambiental y Sanitario.



Arnol Arias Hoyos
Director



Edwin Fernando Sierra Gaviria
Codirector



César Fernández Morantes
Jurado



Juan Pablo Prado Medina
Jurado

Junio del 2026

Dedicatoria

A Dios por darme la sabiduría, disciplina, perseverancia y fe necesaria para culminar esta etapa universitaria.

A la Corporación Universitaria Autónoma del Cauca y a mis docentes, especialmente a Edwin Fernando Sierra Gaviria, por su paciencia, apoyo y vocación por enseñar todos sus conocimientos aprendidos durante este largo tiempo de trabajo e investigación y a César Fernández por ayudarme a crear todo el método analítico.

A mis padres Hilda y Tomás y a mi hermano Robinson por su apoyo constante, su amor indestructible y por enseñarme que con dedicación, esfuerzo y sacrificio todo es posible. Este logro es mas de ustedes que mío.

A mi pareja Rubén Melan por motivarme cada día a ser mejor, apoyarme en toda situación, aconsejarme y escucharme en gran parte esta etapa universitaria.

A mi hija Eimy M. por demostrarme que yo puedo con todo lo que me proponga, por ser mi vida, mi motivación y por inspirarme a siempre dar lo mejor de mí.

En especial, quiero dedicar este trabajo a mi madre por ser mi luz, mi ejemplo de humildad y resiliencia. Eres mi inspiración y mi calma en los momentos de angustia. Este logro es el fruto de toda tu dedicación, amor y sacrificios que has hecho para invertir en mi educación y a lo largo de mi vida. Mamá te agradezco enormemente por cada una de las cosas que me has enseñado, y esta tesis es una forma de agradecerte todo el sacrificio hecho por mí. Te amo infinitamente.

A la memoria de mi abuelo, por guiarme en cada uno de mis pasos. No alcanzaste a ver este momento, pero sé que estarías orgulloso. Te dedico cada página de este trabajo.

Agradecimientos

Primeramente, le debo todo el agradecimiento a Dios, por ser mi fortaleza, guía y protector durante toda mi vida, por darme disciplina, fuerza y fe para tener el mejor control ante las distintas situaciones que marcaron debilidad o cansancio. Asimismo, a Él le doy gracias por bendecirme enormemente y demostrarme que muchas personas a mi alrededor me quieren, aprendiendo también de cada vivencia, obstáculo, alegría y tristeza de que no todo debe ser siempre como queremos y que en cada paso que doy tengo presente a un ser tan importante que quiso presenciar este logro, pero por cosas de la vida ahora solo me acompaña en mis más profundos recuerdos dentro de mi mente y mi corazón.

Infinitas gracias para Arnol Arias Hoyos y Edwin Fernando Sierra Gaviria por su entrega, motivación y compromiso con este trabajo de investigación siendo no solo mis tutores, sino mentores que me han ayudado a descubrir todo el potencial en mí. Gracias por su sabiduría y apoyo para no desistir en este camino de altas y bajas. Realmente la confianza que me brindaron y su única forma de enseñar me inspiran a ser mejor cada día.

A mis padres decirles que todo sus esfuerzos y sacrificios no fueron en vano, que cada traspaso, viajes, cansancios y el cohibirnos de cosas por un propósito durante estos años, ha valido la pena. Gracias por siempre motivarme y darme todo el apoyo necesario. Cada uno de los valores y principios, palabras y consejos me han convertido en una persona fuerte, perseverante, agradecida y a creer en mis capacidades. Gracias por reafirmarme que el amor de la familia siempre será lo más importante y tener muy sólidas las bases de nuestro hogar han hecho que podamos sobrellevar cualquier situación que en nuestros caminos puedan aparecer.

A mi compañero de vida gracias por su amor, apoyo incondicional, paciencia y comprensión en momentos de frustración y desanimo cuando parecía que nada salía como quería. Sin su amor y respaldo esto no hubiese sido posible. A mi pequeña Eimy, mi tesoro, gracias por ser mi inspiración constante y recordarme que estar enfocada es lo que realmente importaba.

Finalmente, en esta tesis queda demostrado todo mi compromiso, entrega y dedicación por todo lo que hice, es por eso por lo que cuando la lean, sientan la plena satisfacción y orgullo, simplemente ustedes se merecen este logro y muchos más.

Tabla de contenido

Resumen.....	11
Abstract.....	12
Introducción	13
Capítulo I. Problema	14
1.1. Planteamiento del problema	14
1.2. Justificación.....	15
1.3. Objetivos	16
1.3.1. Objetivo General	16
1.3.2. Objetivos específicos	16
Capítulo II: Marco teórico o referentes conceptuales	17
2.1. Antecedentes	17
2.2. Bases legales	19
Capítulo III: Metodología	20
3.1. Fase 1: Caracterización fisicoquímica de las aguas residuales hospitalarias.	20
3.1.1. Actividad 1. Visita de campo.....	20
3.1.2. Actividad 2. Muestreo de calidad de agua	20
3.1.3. Actividad 3. Análisis de parámetros fisicoquímicos.....	22
3.1.4. Actividad 4. Cuantificación de contaminantes emergentes	23
3.1.5. Actividad 5. Análisis de datos con la normativa.....	24
3.2. Fase 2: Diseñar un sistema de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal a escala piloto para la remoción de contaminantes emergentes farmacéuticos.	24
3.2.1. Actividad 1. Revisión documental.....	25
3.2.2. Actividad 2. Dimensionar el sistema de humedales construidos.....	27
3.2.3. Actividad 3. Construcción y acondicionamiento de del montaje experimental.....	28
3.3. Fase 3: Determinar la eficiencia del humedal construido en la remoción de los contaminantes emergentes farmacéuticos	28
3.3.1. Actividad 1. Preparación del agua residual sintética	28
3.3.2. Actividad 2. Operación y seguimiento del desempeño del sistema de humedales construidos.....	29
3.3.3. Actividad 3. Eficiencia de remoción.....	30

Capítulo IV. Resultados y Discusión	32
4.1. Fase 1: Caracterizar fisicoquímicamente las aguas residuales hospitalarias.....	32
4.1.1. Actividad 1. Área de estudio.....	32
4.1.2. Actividad 2. Resultados del monitoreo del efluente	33
4.1.3. Actividad 3. Resultados de los parámetros fisicoquímicos	33
4.1.4. Actividad 4. Cuantificación de los contaminantes emergentes	32
4.1.5. Actividad 5. Comparativa de los datos registrados con la normativa.....	35
4.2. Fase 2: Diseño de un sistema de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal a escala piloto para la remoción de contaminantes emergentes farmacéuticos.....	38
4.2.1. Actividad 1. Resultados de la revisión documental.....	38
4.2.2. Actividad 2. Dimensionamiento del sistema de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal.....	47
4.2.3. Actividad 3. Construcción y acondicionamiento de del montaje experimental.....	52
4.3. Fase 3: Determinación de la eficiencia del humedal construido en la remoción de contaminantes emergentes farmacéuticos.	55
4.3.1. Actividad 1. Preparación del agua residual sintética	55
4.3.2. Actividad 2. Operación y seguimiento del desempeño del sistema de humedales construidos.....	58
4.3.3. Actividad 3. Análisis de los resultados sobre la remoción del acetaminofén en los distintos humedales	77
Capitulo V. Conclusiones y Recomendaciones	83
5.1 Conclusiones	83
5.2 Recomendaciones.....	84
Referencias.....	85
Anexos	97

Lista de Figuras

Figura 1 Ubicación Hospital Susana López de Valencia en el municipio de Popayán	32
Figura 2 Registros del monitoreo de caudales	33
Figura 3 Diagrama PRISMA	39
Figura 4 Distribución de artículos incluidos según Tecnología	40
Figura 5 Distribución geográfica de los artículos	42
Figura 6 Distribución de los artículos según el tipo de AR	43
Figura 7 Eficiencia de remoción de CE reportada	45
Figura 8 Limitaciones identificadas	46
Figura 9 Macrófitas seleccionadas para el sistema de humedales construidos.....	52
Figura 10 Montaje del sistema de HCFSSH a escala piloto	54
Figura 11 Variación temporal de la turbidez en el efluente de HCFSSH.....	59
Figura 12 Variación temporal de la temperatura en el efluente de HCFSSH.....	61
Figura 13 Variación temporal del pH en el efluente de HCFSSH.....	63
Figura 14 Comportamiento de la DBO ₅ en el efluente de HCFSSH	65
Figura 15 Comportamiento temporal de la DQO en el efluente de HCFSSH.....	68
Figura 16 Comportamiento de los Sólidos Totales en el efluente de HCFSSH	71
Figura 17 Comportamiento de los Sólidos Disueltos Totales en el efluente de HCFSSH	73
Figura 18 Comportamiento de los SST en el efluente de HCFSSH	76
Figura 19 Remoción de acetaminofén por cada humedal.....	78

Listade Tablas

Tabla 1 Marco normativo vigente en Colombia	19
Tabla 2 Métodos utilizados para la medición de parámetros fisicoquímicos en aguas residuales	22
Tabla 3 Equipos utilizados para la cuantificación de los CEF en el laboratorio de la Universidad Industrial de Santander	23
Tabla 4 Secuencia metodológica para el Mapeo Sistemático	26
Tabla 5 Definición de ítems para hacer la revisión documental	27
Tabla 6 Componentes del agua residual sintética según la ISO 11733 modificada	29
Tabla 7 Caracterización de Parámetros Fisicoquímicos de las ARH	30
Tabla 8 Cuantificación de los CEF en ARH	33
Tabla 9 Dimensiones y criterios para el sistema de humedales construidos a escala real	48
Tabla 10 Dimensiones y criterios para el sistema de humedales construidos a escala piloto.....	49
Tabla 11 Parámetros del agua residual sintética de entrada.....	57
Tabla 12 Prueba de Kruskal-Wallis para la remoción de acetaminofén	80
Tabla 13 Comparaciones múltiples post hoc (DSCF) para remoción de acetaminofén	81

Lista de anexos

Anexo 1 Registros de Temperatura	97
Anexo 2 Registros de Temperatura	98
Anexo 2 Registros de pH.....	99
Anexo 3 Registros de DBO ₅	100
Anexo 4 Registros de DQO	101
Anexo 5 Registros de Sólidos Totales	102
Anexo 6 Registros de Sólidos Disueltos Totales.....	103
Anexo 7 Registros de Sólidos Suspendidos Totales.....	104
Anexo 8 Registros de eficiencia de remoción para acetaminofén	105

Resumen

La contaminación ambiental es una variable crítica la cual ha persistido desde muchos años atrás, desencadenando diversas problemáticas a nivel regional y mundial, generando riesgos tanto a la salud como al medio ambiente. La degradación progresiva de los componentes ambientales, como el suelo, aire y agua se han perjudicado por la existencia de contaminantes emergentes farmacéuticos (CEF) en las aguas residuales (AR), los cuales generan una contaminación directa al recurso hídrico. Estos CEF son sustancias que muy poco son reguladas y monitoreadas, debido a su baja biodegradabilidad, se convierten en agentes persistentes en el ambiente, lo que hace necesario implementar alternativas efectivas para su eliminación. En este contexto, el presente trabajo tiene un enfoque experimental cuantitativo en aras de hacer una evaluación de la eficiencia de un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal (HC-FSSH) en la remoción de CEF presentes en solución acuosa. Para esto se implementaron tres fases: la primera conformada por una caracterización fisicoquímica de las aguas residuales hospitalarias (ARH); seguidamente, diseño y adecuación del humedal a escala piloto; y, por último, puesto en marcha y seguimiento del sistema para determinar la eficiencia de remoción de CEF.

Con respecto a la caracterización fisicoquímica del agua residual hospitalaria se obtuvieron valores notables en los parámetros: DBO₅, DQO y SST, con concentraciones de 342 mg/L $\pm$ 96,2; 817 mg/L $\pm$ 705,8; 335 mg/L $\pm$ 239, en el orden anteriormente mencionados. De igual manera, los medicamentos identificados por su uso constante fueron la doxiciclina y acetaminofén.

Con relación al sistema de HC-FSSH brindan una alternativa viable, eficiente y ecológica para el tratamiento de efluentes hospitalarios con detección de CEF. Durante el periodo de evaluación los sistemas presentaron eficiencias de remoción de acetaminofén comprendidas entre 79.7% y 80.4%. Se destacándose los tratamientos de (*Sansevieria Trifasciata* y Mixto) como los sistemas con un buen desempeño.

Palabras clave: Contaminación Ambiental, Acetaminofén, Contaminantes Emergentes Farmacéuticos, Biorremediación, Humedales Construidos.

Abstract

Environmental pollution is a critical issue that has persisted for many years, triggering various problems at the regional and global levels and posing risks to both human health and the environment. The progressive degradation of environmental components—such as soil, air, and water—has been exacerbated by the presence of emerging pharmaceutical contaminants (EPCs) in wastewater (WW), which directly pollute water resources. These EPCs are substances that are rarely regulated or monitored; due to their low biodegradability, they become persistent agents in the environment, making it necessary to implement effective alternatives for their removal. In this context, this study takes a quantitative experimental approach to evaluate the efficiency of a constructed wetland with horizontal subsurface flow (HC-FSSH) in removing EPCs present in aqueous solution. To this end, three phases were implemented: the first consisted of a physicochemical characterization of hospital wastewater (HW); followed by the design and adaptation of the wetland on a pilot scale; and, finally, the commissioning and monitoring of the system to determine the efficiency of CEF removal.

Regarding the physicochemical characterization of hospital wastewater, notable values were obtained for the following parameters: BOD₅, COD, and TSS, with concentrations of 342 mg/L $\pm$ 96.2; 817 mg/L $\pm$ 705.8; and 335 mg/L $\pm$ 239, in that order. Similarly, the medications identified due to their frequent use were doxycycline and acetaminophen.

Regarding the constructed wetland system with horizontal subsurface flow, it provides a sustainable and low-cost alternative for the treatment of hospital effluents containing CEF. During the evaluation period, the systems exhibited acetaminophen removal efficiencies ranging from 79.7% to 80.4%, with the treatments using *Sansevieria Trifasciata* and a Mixed system standing out as the best-performing systems.

Keywords: Environmental Pollution, Acetaminophen, Emerging Pharmaceutical Contaminants, Bioremediation, Constructed Wetlands.

Introducción

Los contaminantes emergentes (CE) son sustancias químicas poco conocidas que implican un riesgo para el bienestar humano y un impacto crítico sobre el equilibrio de los ecosistemas [1]. Estos compuestos han sido detectados ampliamente en efluentes agrícolas, industriales como hospitalarios, y comprenden una extensa variedad de sustancias, incluyendo productos farmacéuticos, químicos, productos de cuidado personal y medicamentos. Los CE son liberados al medio ambiente a través de las heces y orina humana y animal, los desechos de tipo farmacéutico llegan constantemente a las PTAR, donde no siempre son eliminados de manera efectiva [2], [3].

Dentro del grupo de contaminantes no regulados, los contaminantes emergentes farmacéuticos (CEF) como el acetaminofén o paracetamol generan una gran preocupación debido a su alto consumo y su descarga constante al medio ambiente. El acetaminofén es un analgésico con más uso a nivel mundial con dosis que se liberan sin metabolizar entre 2-5%. Aunque se considera de baja toxicidad, la exposición a bajas concentraciones en el agua se ha asociado a consecuencias adversas, incluyendo la resistencia a los antibióticos y la alteración del sistema endocrino, hepatotoxicidad y desequilibrio celular en organismos acuáticos por la falta de antioxidantes en el cuerpo que ayudan a neutralizarlos [4], [5]. En los humanos, la existencia de CEF en redes de suministro desencadenan efectos a largo plazo, incluyendo la disrupción hormonal, indirectamente la resistencia microbiana [6].

Por otro lado, las PTAR convencionales se diseñaron para remover materia orgánica, sólidos y patógenos, pero no son óptimas para depurar CE tan persistentes como el acetaminofén. Como resultado, estos compuestos pasan por procesos de lodos activados con eficiencias de remoción entre 20-80% siendo vertidos continuamente a cuerpos de agua [7], [8].

Para abordar este problema, se han consultado tecnologías avanzadas como la adsorción, POA y la degradación biológica [9], [10]. En este aspecto, los humedales construidos se presentan como una alternativa ecoeficiente para la restauración de la calidad hídrica contaminada con CEF [11], [12], [13]. Estos sistemas naturales pueden retener nutrientes a través de macrófitas, filtrar partículas implementando distintos tamaños de granulometría y depurar el agua, mejorando su calidad.

Capítulo I. Problema

1.1. Planteamiento del problema

El agua es la fuente principal para mantener el equilibrio natural y supervivencia de todos los organismos, logrando así un crecimiento a nivel socioeconómico, sectorial, ambiental, entre otros aspectos. Sin embargo, su contaminación es un problema global que afecta la calidad del ambiente, generada en primera instancia por la descarga de efluentes que no han recibido ningún tratamiento previo para la depuración [14]. Los CE generan desasosiego en lo ambiental creando un daño extenso en la salud de las personas y en los ecosistemas [15]. Estos contaminantes, que contienen medicamentos, químicos y productos de higiene personal liberados al ambiente a través de las excretas humana y animal [16]. Especialmente, los efluentes hospitalarios contienen una concentración mayor de CE de tipo farmacéutico, los cuales poseen un conjunto diverso de características químicas capaces de incidir en los ecosistemas acuáticos, generando así afectaciones e impactos negativos a sí mismos [17], [18]

En Colombia particularmente preocupa esta situación sobre los CE, debido a que tienen diferente composición a concentraciones muy bajas, dificultando así su regulación y monitoreo [19]. A pesar de que se han realizado algunos estudios sobre la presencia de estos CE en el medio ambiente, aún no existe un marco normativo que decrete los límites máximos permisibles para su descarga al medio ambiente. En consecuencia, los CE demuestran una persistencia en todas las fases del ciclo hidrológico que son una de las principales fuentes de contaminación en los cuerpos de agua al realizarse una inadecuada disposición final [20]. Por esa razón, fue relevante hacer una investigación orientada en primera instancia determinar el consumo de medicamentos y así saber qué tipo de contaminantes se pueden hallar en el vertimiento, mencionando lo anterior es indispensable saber en qué concentraciones están los CE. En última instancia, se desarrollará en el punto de vertimiento una caracterización de los compuestos fisicoquímicos presentes en las ARH.

Por eso el presente trabajo de CE pretende aportar al desarrollo de tecnologías optimizadas y de alta eficiencia aplicadas en ARH. Para eso se realiza el diseño, implementación y seguimiento de un sistema de Humedal construido de Flujo Horizontal Subsuperficial a escala piloto, con el propósito de obtener resultados que determinen su eficiencia en la remoción de CEF. Esto facilitará proponer una solución ecoeficiente y de fácil acceso para la depuración de aguas residuales, especialmente de centros hospitalarios.

1.2. Justificación

Gran parte de los contaminantes emergentes (CE) son catalogados como sustancias químicas de diversa naturaleza cuya presencia en el ambiente no ha sido regulada en su totalidad ni comprendida a nivel mundial. Estos abarcan fármacos, compuestos químicos industriales y artículos de aseo personal [21]. Su presencia en los distintos factores ecológicos representan una problemática de alta relevancia, debido a sus posibles afectaciones a la salud pública y al medio ambiente [16], [22].

Dentro de esta categoría, los contaminantes emergentes farmacéuticos (CEF) consumidos por los seres humanos no son completamente metabolizados, siendo liberados a través de excreciones en forma de compuestos activos. Estos residuos ingresan diariamente a los sistemas de alcantarillado y, posteriormente llegan a las PTAR, donde los procesos tradicionales no siempre garantizan su total depuración. Como consecuencia, los contaminantes emergentes pueden persistir y acumularse en cuerpos de agua superficiales y subterráneos [20].

Sin embargo, los tratamientos convencionales para aguas residuales no están altamente diseñados para obtener una eficiencia en la eliminación de los CE. Varios estudios informan que las tecnologías tradicionales obtienen eficiencias entre el 30% y 60% en la depuración de estos contaminantes emergentes, conllevando a que sean muy persistentes en el ambiente [23]. Esta posición desencadena riesgos en relación con efectos eco toxicológicos como alteraciones en el sistema endocrino, nervioso, inmunidad bacteriana y bioacumulación en el ambiente, comprometiendo tanto la salud ambiental como la humana [24], [25].

En el momento, los CE son la fuente principal de contaminación para el entorno, asimismo se han detectado en distintos efluentes tanto agrícolas, industriales como hospitalarios. Las ARH se conforman puntualmente de contaminantes emergentes farmacéuticos, a causa de una alta concentración y diversidad de medicamentos implementados en los centros hospitalarios. Por consiguiente, es fundamental hacer una adecuada caracterización fisicoquímica del efluente en el punto de vertimiento tomando como caso de estudio el Hospital Susana López de Valencia, con el fin de obtener un diagnóstico integral de la calidad del efluente, se evaluará el consumo de medicamentos en la institución, con el fin de identificar los compuestos potencialmente presentes, se determinarán sus concentraciones y por último, proponer una alternativa que brinden un óptimo tratamiento particularmente en países en desarrollo.

Respecto a esta situación, los humedales construidos son una posible opción de depuración optima y de fácil implementación para el manejo de aguas residuales. Estos sistemas, basados en mecanismos físicos, biológicos naturales y químicos, han reflejado un alto porcentaje en la remoción de distintos contaminantes, implicando compuestos farmacéuticos, brindando una restauración del recurso hídrico y la protección de los sistemas acuáticos [26], [27].

A partir de este análisis, la presente investigación nota la importancia de implementar un mapeo sistemático para conocer cuáles son los métodos convencionales más usados en el tratamiento de aguas residuales hospitalarias (ARH), y a su vez estimar que tan efectivas son para eliminar CEF y las posibles limitaciones de dichos tratamientos convencionales. También se plantea el diseño conceptual, implementación y monitoreo continuo de un sistema de HC-FSSH a escala piloto, con el propósito de evaluar su efectividad en la remoción de micro contaminantes, lo que facilitará crear información trascendental para el desarrollo de mejoras sostenibles.

Finalmente, esta investigación aportará a la protección del recurso hídrico y al fortalecimiento de estrategias de tratamiento en el campo de la Ingeniería Ambiental y Sanitaria, generando conocimiento aplicable que contribuya a la mitigación de los impactos ambientales relacionados a los CE.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo General

- Evaluar la eficiencia de un Humedal construido de Flujo Subsuperficial horizontal a escala piloto en la remoción de contaminantes emergentes farmacéuticos presentes en solución acuosa.

1.3.2. Objetivos específicos

- Caracterizar fisicoquímicamente las aguas residuales hospitalarias.
- Diseñar un sistema de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal a escala piloto para la remoción de contaminantes emergentes farmacéuticos.
- Determinar la eficiencia del humedal construido en la remoción de los contaminantes emergentes farmacéuticos.

Capítulo II: Marco teórico o referentes conceptuales

2.1. Antecedentes

La OMS define como agua contaminada aquella que ha presentado cambios en su composición de modo que no complete los requisitos para la utilidad la cual estaba destinada inicialmente [28]. En este aspecto, la disponibilidad del recurso hídrico es clave principal para la existencia, la salud, el bienestar humano, y elemento infaltable para llevar a cabo un sinnúmero de actividades que aporten al equilibrio de los ecosistemas. La baja calidad de este recurso involucra no solo la sostenibilidad del medio ambiente, sino también la disponibilidad de agua apta para consumo [29].

Actualmente, las técnicas de investigación han permitido identificar una nueva categoría de contaminantes denominados contaminantes emergentes (CE), los cuales derivan una amplia gama de compuestos químicos presentes en bajas concentraciones, pero con suficiente capacidad de crear un deterioro ecológico y sanitario [29]. Dentro de este grupo, los productos de tipo farmacéuticos representan una de las principales fuentes de preocupación debido a que muchos de estos CEF contienen concentraciones muy bajas que no se degradan tan fácilmente logrando así una persistencia en el ambiente y la bioacumulación continua en cuerpos receptores de agua.

Los compuestos farmacéuticos se integran a los cuerpos de agua luego de la ingesta y posteriormente a través de la excreción humana y animal, ya que gran parte no es completamente metabolizada [4]. Estos desechos, en forma de compuestos activos o metabolitos, llegan a las PTAR, donde los métodos tradicionales no logran su depuración total ya que su enfoque primeramente se centra en la remoción de contaminantes orgánicos, nutrientes y contaminantes regulados por la normatividad vigente. Como resultado, han sido detectados en diferentes fuentes hídricas y redes de agua potable, generando afectaciones en el sistema endocrino, toxicidad en organismos acuáticos y el desarrollo de resistencia bacteriana [30], [31], [32].

De manera general, las PTAR trabajan por medio de etapas que implican un tratamiento preliminar o primario, enfocado en la separación de sólidos; un tratamiento secundario, donde sucede la degradación biológica mediante procesos bacterianos; y, en algunos casos, etapas terciarias como la desinfección y el uso de biosólidos para la obtención del efluente final [33].

Las vías primarias de introducción de fármacos incluyen las aguas residuales de tipo domésticas, hospitalarias, industriales y veterinarias, las cuales, en muchos casos, son vertidas sin darles un manejo adecuado en cuerpos de agua [30], [34]. Para lograr su respectivo análisis, se emplean diferentes métodos como la espectrofotometría UV-Vis y la cromatografía líquida de alta eficiencia (HPLC), que logren la detección y cuantificación de estos compuestos en diferentes matrices receptoras [35].

Frente a esta problemática, los humedales construidos han surgido como una solución de bajo impacto para el manejo y depuración de aguas residuales, debido a su capacidad para eliminar contaminantes con ayuda de mecanismos físicos, químicos y biológicos. En estos sistemas, las macrófitas son esenciales en la absorción, transformación y degradación de contaminantes, facilitando además la actividad microbiana en el sustrato.

Con relación a lo anterior, algunos estudios han estudiado el uso de especies como *Cyperus Papyrus* en humedales construidos. Un estudio ejecutado por integrantes de la Universidad de Antioquia evaluó la remoción de ibuprofeno (IBP) en humedales de flujo subterráneo, implementaron 3 humedales, uno sin tratamiento y los otros dos plantados con Papiro Enano comúnmente conocido. Evidenciando que los sistemas con macrófitas presentaron mayores porcentajes de remoción en comparación con el humedal sin vegetación, con valores entre 55%, 84% y 49% dependiendo de la concentración del contaminante [36]. Estos resultados recalcan el desempeño que aporta la fitorremediación en la mejora de los procesos de tratamiento.

De manera complementaria, en la Reserva Forestal “El Malmo” (Boyacá), se implementaron humedales artificiales con *Cyperus Papyrus* y *Schoenoplectus Californicus* para tratar aguas residuales de origen doméstico en áreas rurales. Con esta alternativa los resultados mostraron reducciones significativas en coliformes totales y fecales de 98,5% y 88% respectivamente. Así como disminuciones en parámetros como DBO₅, DQO. En cuanto a sólidos suspendidos totales, se evidenció la efectividad de estos sistemas como tratamiento secundario [37].

Adicionalmente, investigaciones internacionales han reportado el uso de *Cyperus Papyrus* en humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal, destacando su habilidad para remover materia orgánica, nutrientes y ciertos contaminantes emergentes, lo que refuerza su potencial como especie adecuada en sistemas de tratamiento natural [38], [39].

Por otra parte, aunque la especie *Sansevieria Trifasciata* ha sido estudiada por su capacidad de fitorremediación en suelos, su aplicación en humedales construidos es limitada en la literatura científica. Esto evidencia una carencia de investigación y una oportunidad para analizar su posible uso en sistemas alternativos de tratamiento de AR.

2.2. Bases legales

La Tabla 1 contiene políticas nacionales e internacionales que reglamentan una adecuada gestión en el manejo de las aguas residuales en Colombia, fijando los lineamientos adecuados para la calidad en los vertimientos puntuales. Actualmente, a nivel internacional los CE no se han catalogado como un riesgo al medio ambiente, mientras tanto la Unión Europea ha hecho una lista de sustancias peligrosas con la presencia de 33 sustancias que no incluyen los productos farmacéuticos lo que significa que al momento no se encuentran dentro de un plan de vigilancia.

Es muy carente la regulación de los CE, debido a su desconocimiento de los efectos y complicaciones, además que no se cuenta un listado de los componentes químicos existentes en una muestra, por condicionantes analíticas [40].

Tabla 1

Marco normativo vigente en Colombia

Ley / decreto / resolución	Contenido	
0631 del 2015	Fija los parámetros y los límites máximos permisibles para descargar aguas residuales de forma puntual a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público.	[41]
La directiva 2013/39/UE	Regulación de los contaminantes emergentes en la Unión Europea.	[42]
ISO 11733 del 2004	Establece los lineamientos para la preparación del agua residual sintética. Sirve como referente para evaluar la eficiencia de sistemas biológicos en el tratamiento de aguas residuales.	[43]

Nota. Elaboración propia en base a la normativa citada.

Capítulo III: Metodología

La investigación se estructuró en dos etapas complementarias. La primera se realizó en el Hospital Susana López de Valencia, en el municipio de Popayán, donde se reconoció la red de alcantarillado y depuración, puntos de muestreo y la caracterización fisicoquímica del efluente proveniente del hospital, con el propósito de establecer parámetros de referencia para el desarrollo experimental. La segunda etapa se desarrolló en el laboratorio de Ciencias Ambientales de la Corporación Universitaria Autónoma del Cauca, donde se implementó, acondicionó y operó un HC-FSSH a escala piloto. Para ello, se implementó un diseño metodológico que integró tres fases que son las encargadas de llevar a cabo la ejecución de cada objetivo específico nombrado anteriormente. Por lo tanto, son relacionadas de la siguiente manera:

3.1.Fase 1: Caracterización fisicoquímica de las aguas residuales hospitalarias.

3.1.1. Actividad 1. Visita de campo

Para el desarrollo de esta actividad se realizó una visita de campo en el Hospital Susana López de Valencia, con el propósito de reconocer el área de estudio, su entorno y condiciones, así como identificar los puntos accesibles para el desarrollo del monitoreo y muestreos de calidad de agua residual vertida por la institución. Para ello se hizo uso de herramienta como: GPS y planos hidrosanitarios de la empresa.

3.1.2. Actividad 2. Muestreo de calidad de agua

Se implementó un muestreo en un lapso de 10 días en un periodo de 12 horas con intervalos de 1 hora de medición en el punto de descarga final del Hospital Susana López de Valencia debido a que la generación de contaminantes está relacionada a la jornada laboral diurna. Además, implementando este muestreo permitió saber la carga contaminante real, utilizando adecuadamente los EPP y equipos de campo, teniéndose en cuenta las instrucciones para toma de muestras de aguas residuales que contempla el IDEAM [44]. Se realizó la toma de muestras simples, donde cada hora se midió el caudal y se recolectó un volumen de 1000 ml del efluente, el cual se almacenó en frascos de plástico con capacidad de 1 litro, previamente esterilizados.

En esta jornada se monitoreó el caudal utilizando el método del correntómetro para ello se usó un flujómetro marca HACH, de esta manera se obtuvo los valores de la velocidad del agua,

asimismo, con un flexómetro se halló la altura de la lámina de agua, con los valores obtenidos se calculó el caudal, utilizando las ecuaciones 1 y 2.

$$\theta = 2\cos^{-1}\left(1 - \frac{2y}{D}\right) \quad \text{Ecuación (1)}$$

$$A = \frac{D^2}{8} \left(\frac{\theta - \sin\theta}{\sin\theta} \right) \quad \text{Ecuación (2)}$$

$$Q = V * A \quad \text{Ecuación (3)}$$

Donde:

θ : Ángulo Teta

D : Diámetro (m)

y : Altura (m)

A : Área de la sección (m^2)

V : Velocidad del flujo (m/s)

Teniendo previamente rotulados y llenos los frascos, se procedió a almacenarlas en una nevera de icopor con bolsas refrigerantes a 4°C para una correcta conservación hasta completar la última muestra. Posteriormente se hicieron los respectivos cálculos de las alícuotas para la elaboración de una muestra compuesta, implementando la ecuación 4 [45].

$$V_a = \frac{V_t * Q_i}{Q_p * n} \quad \text{Ecuación (4)}$$

Donde:

V_a : Volumen de la alícuota (mL)

V_t : Volumen total de la muestra compuesta (mL)

Q_i : Caudal inicial (m^3/s)

Q_p : Promedio del caudal (m^3/s)

n : Número de alícuotas

Se hizo una caracterización de aguas residuales hospitalarias para determinar cuáles eran las condiciones iniciales del vertimiento por medio de la medición de diferentes parámetros fisicoquímicos como: Demanda Química Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Potencial de Hidrógeno (pH), Turbidez, Conductividad, Oxígeno Disuelto (OD), Sólidos Totales (ST), Sólidos Disueltos Totales (SDT), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Acidez,

Alcalinidad y Temperatura.

3.1.3. Actividad 3. Análisis de parámetros fisicoquímicos

En la tabla 2, se muestran los parámetros a medir de forma *in situ* que fueron pH, oxígeno disuelto (mg/L), temperatura superficial del agua (°C) y la turbidez (NTU). A diferencia de los parámetros que se midieron de forma *ex situ* fueron: ST, SDT, conductividad, acidez, alcalinidad, DBO₅ y DQO, se determinaron con lo estipulado en Standard Methods [46]. Todos los análisis fisicoquímicos, tanto *in situ* como *ex situ*, fueron realizados por triplicado para cada muestra, este procedimiento se implementó para asegurar la precisión y repetibilidad de los resultados. Adicionalmente, se muestran los métodos y equipos que fueron empleados para su respectivo análisis de las muestras compuestas recolectadas, las cuales se estudiaron en la sede de laboratorios de Ciencias Ambientales de la Corporación Universitaria Autónoma del Cauca.

Tabla 2

Métodos utilizados para la medición de parámetros fisicoquímicos en aguas residuales

Nº	Parámetro	Método	Equipo
1	Sólidos Totales (ST)	APHA 2540B	Gravimétrico
2	Sólidos Disueltos Totales (SDT)	APHA 2540C	Gravimétrico
3	Sólidos Suspendedos Totales (SST)	APHA 2540D	Gravimétrico
4	Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	APHA 5220D	Respirométrico/ Espectrofotómetro NANOCOLOR-VIS-II macherey-nagel
5	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	APHA 5220D	Colorimétrico/ Espectrofotómetro NANOCOLOR-VIS-II macherey-nagel
6	Turbidez	APHA 2130B	Turbidímetro 2100Q HACH
7	Conductividad	APHA 2510B	Conductímetro portátil HANNA HI8633
8	pH	APHA 4500-H:2	Multímetro portátil HQ40D HACH
9	Acidez	APHA 2310B	Titulación volumétrica
10	Alcalinidad	APHA 2320B	Titulación volumétrica

Nota. Elaboración propia

3.1.4. Actividad 4. Cuantificación de contaminantes emergentes

En la Tabla 3 se expone el equipo que se usó para lograr una cuantificación de los medicamentos en las muestras enviadas a la Universidad Industrial de Santander.

Tabla 3

Equipos utilizados para la cuantificación de los CEF en el laboratorio de la Universidad Industrial de Santander

Medicamento	Método	Equipo
Acetaminofén	Cromatografía	UHPLC-ESI+-ORBITRAP-HRMS
Doxiciclina	Cromatografía	UHPLC-ESI+-ORBITRAP-HRMS
Dopamina	Cromatografía	UHPLC-ESI+-ORBITRAP-HRMS

Nota. Elaboración propia

Para llevar a cabo esta actividad, se realizó la toma de muestras en el área elegida antes del punto de vertimiento del centro hospitalario. Las muestras se almacenaron en frascos esterilizados como se ha mencionado anteriormente y fueron transportadas bajo control de la temperatura que en este caso debían estar a 6° para impedir la rápida degradación o posibles alteraciones de los compuestos farmacéuticos existentes. El implementar un medio de conservación apto fue vital para lograr una estabilidad en las muestras hasta llegar al laboratorio externo de la Universidad Industrial de Santander para su debido análisis y de tal manera determinar los contaminantes emergentes.

La respectiva cuantificación se hizo por Cromatografía Líquida de alta eficiencia acoplado a un detector de masas (HPLC/MS). Este método brinda una alta sensibilidad, alta resolución y un límite bajo de detección (LOD), permitiendo la identificación de contaminantes presentes en concentraciones [47]. La ejecución de este equipo fue muy importante respecto a su capacidad para clasificar e identificar un grupo diverso de compuestos farmacéuticos, con la resolución suficiente para obtener las diferencias de moléculas químicamente parecidas [48]. La espectrometría de masas acoplada a HPLC facilita, además, la identificación de los contaminantes mediante masa/carga (m/z), lo que permite la caracterización estructural y cuantificación precisa de los analitos.

Para tener una correcta cuantificación, se partió de la disponibilidad de patrones de referencia certificados y se crearon las curvas de calibración específicas para cada uno de los

compuestos. La disponibilidad de estos patrones y la elaboración adecuada de las curvas de calibración son determinantes para el número de contaminantes que pueden ser identificados y cuantificados. Por último, los datos fueron analizados con software especializado, teniendo en cuenta el límite de cuantificación, la linealidad y la reproducibilidad del método, garantizando que los datos obtenidos den cumplimiento a los requisitos analíticos [49].

3.1.5. Actividad 5. Análisis de datos con la normativa

A partir de los resultados hallados en los análisis fisicoquímicos de las muestras del efluente hospitalario, se hizo una comparación de los parámetros medidos, contrastándolos con los valores máximos permitidos que estipula la Resolución 0631 de 2015, la cual regula los vertimientos y su posible reutilización. Esta normativa contempla parámetros como la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), Demanda Química de Oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST) [41].

La comparación permitió determinar el cumplimiento de los máximos permitidos estipulados con la normatividad para una adecuada disposición del vertimiento o para un posible reúso del recurso hídrico. Asimismo, se identificaron posibles desviaciones en aquellos parámetros que superaron los valores establecidos. Este análisis fue esencial para evaluar la calidad del efluente y su impacto sobre los cuerpos de agua, garantizando el cumplimiento de la normativa ambiental vigente.

3.2. Fase 2: Diseñar un sistema de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal a escala piloto para la remoción de contaminantes emergentes farmacéuticos.

Para dar el cumplimiento al objetivo específico de diseño se desarrolló una metodología secuencial. Primeramente se llevó a cabo un mapeo sistemático teniendo como base todos los métodos aprobados por Taoufik et al. y Petersen et al. [50], [51]. En aras de poder identificar las tecnologías convencionales más usadas para el tratamiento de ARH. En segundo lugar, se realizó una visita al Hospital Susana López de Valencia, donde se realizó un muestreo en el efluente de la entidad para medir los parámetros fisicoquímicos y cuantificar los contaminantes emergentes farmacéuticos según Standard Methods e IDEAM [44], [46]. Esta caracterización hizo posible establecer las cargas contaminantes reales del efluente y calidad del vertimiento según la

normatividad nacional 0631 del 2015 [41].

Posteriormente, ante la variabilidad de la carga contaminante detallada en el muestreo real y limitaciones logísticas para trasladar el ARH al sitio experimental, se tomó la decisión de hacer una simulación de agua residual sintética dopada con un fármaco modelo, ajustando la concentración al valor máximo reportado en el muestreo, con el fin de simular el escenario más crítico descrito por Verlicch [52]. Esta agua residual sintética fue caracterizada bajo los mismos protocolos para definir las cargas de entrada al sistema de humedales a escala piloto.

Después de haber obtenido los resultados de la caracterización de la solución acuosa, se procedió al dimensionamiento de los sistemas de humedales aplicando el modelo $k-C$ propuesto por Kadlec y Wallace [53], determinando el área superficial necesitada, el TRH y la profundidad del lecho. Este diseño se planteó para evaluar el efecto de las macrófitas en la remoción del fármaco.

Por último, se seleccionó el material filtrante en dos capas. Las especies de macrófitas se eligieron por su potencial de fitorremediación.

3.2.1. Actividad 1. Revisión documental

Con el fin de definir una línea base de desempeño de las tecnologías convencionales para aguas residuales hospitalarias (ARH) y tener los criterios técnicos para el diseño de un HC-FSSH propuesto se desarrolló un mapeo sistemático de literatura científica. Este análisis facilitó identificar las tecnologías convencionales de tratamiento más comunes a nivel mundial, documentar sus procesos más típicos, recolectar las eficiencias de remoción reportadas para compuestos farmacéuticos, estimar las concentraciones residuales que se pretendían a la entrada de un sistema de humedales construidos [54].

El proceso de metodología se adaptó de la estructura de Petersen [51]. Para eso se tuvieron en cuenta 5 pasos en donde se consideró primeramente la definición del objetivo del mapeo sistemático, preguntas de orientación, pautas para la inclusión y exclusión, palabras claves con relación al objetivo y por último el periodo de búsqueda como se refleja en la Tabla 4.

Asimismo, se construyeron las ecuaciones de búsqueda con descriptores como sistema de tratamiento de agua residual, contaminantes emergentes farmacéutico, tecnología convencional, efluente hospitalario, y se ejecutó la busque en base de datos como ScienceDirect, para el periodo

de 2015-2025.

Seguidamente se hará la extracción y mapeo de datos utilizando la herramienta ofimática de Excel. Registrando para cada estudio: país, tecnología evaluada, contaminante condiciones operacionales, porcentaje de remoción y limitaciones. Los datos provenientes de este mapeo brindo el soporte necesario para justificar la selección del HSSF frente a tecnologías convencionales, establecer las expectativas del desempeño del humedal a escala piloto, lo que finalmente permitió comparar la eficiencia experimental obtenida en la remoción del fármaco modelo [51].

Tabla 4

Secuencia metodológica para el Mapeo Sistemático

Ítem	Detalle
Objetivo	Identificar las tecnologías convencionales para tratamiento de aguas residuales hospitalarias.
Pregunta	¿Cuáles son las tecnologías convencionales más usadas en el tratamiento de aguas residuales hospitalarias?
Pautas de inclusión y exclusión	Inclusión:
	● Artículos de investigación ● Publicaciones desde el año ● Libros resultados de investigación ● Open Access
	Exclusión:
	● Informes técnicos ● Tesis ● Guías o manuales ● Artículos de investigación sin publicación ● Access Pay
Palabras claves	Aguas hospitalarias, PTAR, contaminantes emergentes, tecnología convencional
Periodo de búsqueda	Desde el 2015 al 2025

Nota. Elaboración propia

Se crearon unas ecuaciones de búsqueda utilizando los operadores boléanos y las palabras claves definidas en la Tabla 4. Asimismo, se definieron las bases de datos donde se halló la información y se especificaron las categorías de análisis para la revisión documental. Enseguida, se llevó a cabo las búsquedas de los artículos con ayuda de las diferentes ecuaciones en las bases

de datos "ScienceDirect", contemplando un periodo investigativo desde el año 2015 hasta 2025.

Tabla 5

Definición de ítems para hacer la revisión documental

Ítem	Detalle
Ecuaciones de búsqueda	• (Aguas residuales hospitalarias OR efluente hospitalario) AND (Planta de tratamiento de agua residual OR Sistema de tratamiento de agua residual) AND (Tecnología convencional OR Sistemas convencionales). • (Efluente hospitalario OR vertimiento hospitalario) AND Tratamiento convencional AND contaminantes emergentes farmacéuticos.
Definiciones de bases de datos	Science Direct
Categorías de análisis	• Tecnologías • Eficiencia en DBO/DQO/SST • Países • Limitaciones/problemas reportados • CEF analizados

Nota. Elaboración propia

3.2.2. Actividad 2. Dimensionar el sistema de humedales construidos

En esta actividad se contempló el diseño de un sistema de humedales de flujo subsuperficial horizontal, para el tratamiento de un contaminante emergente detectado en el efluente hospitalario. Este diseño fue guiado con los lineamientos establecidos por la Agencia de Protección Ambiental [55]. Durante esta etapa, para la selección de las macrófitas se hizo una revisión de artículos estructurada en tres fases. Primero, se hizo una búsqueda en las bases de datos Scopus, ScienceDirect y Google Scholar, implementando la ecuación: (constructed wetlands OR HSSF) AND (macrophytes OR plants) AND (pharmaceutical removal OR Acetaminophen) AND (tropical OR Colombia) entre un periodo comprendido del 2015-2025.

Segundo, se determinaron los criterios de inclusión: especies vegetales que fueran reportadas con buena capacidad de fitorremediación de compuestos farmacéuticos, tolerancia a las condiciones de flujo subsuperficial, diferencias de carga orgánica, disponibilidad local en el municipio de Popayán – Cauca, la facilidad de cultivo y mantenimiento [56], [57]. En lo último se

seleccionaron las especies evaluando la eficiencia de remoción de acetaminofén y adaptación en climas templados.

3.2.3. Actividad 3. Construcción y acondicionamiento de del montaje experimental

El montaje experimental se basó en cuatro sistemas de humedales contruidos de flujo subsuperficial horizontal a escala piloto, elaborados en recipientes plásticos y un lecho filtrante de granito blanco de diferente granulometría previamente lavado para remover las impurezas [53]. Los sistemas se ubicaron en el Laboratorio de Ciencias Ambientales de la Corporación Universitaria Autónoma del Cauca bajo condiciones de temperatura ambiente. Adicional a eso se configuro un humedal de control sin plantas alimentado únicamente por un tanque de distribución individual y el segundo tanque de distribución abasteció agua simulada a los tres sistemas vegetados con las macrófitas seleccionadas luego de la revisión de artículos quedando el ultimo combinado de ambas especies [13].

3.3. Fase 3: Determinar la eficiencia del humedal construido en la remoción de los contaminantes emergentes farmacéuticos

3.3.1. Actividad 1. Preparación del agua residual sintética

El implementar una matriz simulada en la presente investigación obedeció a la necesidad de disponer con un afluente con una composición controlada y estable, que permitiera evaluar el desempeño de los humedales contruidos en la remoción de micro contaminantes y materia orgánica. Si bien el estudio se enfoca en el tratamiento de ARH, el uso de aguas sintéticas es una práctica experimental aprobada para escala piloto, debido a que reduce la variabilidad intrínseca de la composición del ARH real, permite la dosificación precisa del contaminante elegido y asegura condiciones operativas homogéneas durante el periodo de seguimiento del sistema [43], [58].

Para la preparación se adoptó la norma ISO 11733:2004 modificada como se ilustra en la Tabla 6, buscando reproducir las características fisicoquímicas comunes de un ARH. Como contaminante modelo se empleó el acetaminofén, debido a su presencia en efluentes hospitalarios y su clasificación como contaminante emergente de interés [52], [58].

Considerando que los efluentes hospitalarios reportan variables de DBO₅ de 200-600 mg/L

y DQO de 400-1200 mg/L además de nitrógeno y fósforo dependiendo el nivel de complejidad del centro de salud y sus labores. Por lo tanto, el agua residual sintética se diseñó para generar una carga orgánica dentro de estos rangos, específicamente $DBO_5 = 336$ mg/L y $DQO = 460$ mg/L, garantizando condiciones representativas para evaluar el potencial de remoción de los humedales construidos [58], [59].

Una vez preparada la solución acuosa, fue caracterizada mediante Standard Methods [46], determinando DBO_5 , DQO, pH, ST, SDT, SST y Turbidez. Esto permitió verificar que los parámetros se encontraban dentro de los rangos teóricos calculados, asegurando que la simulación sea adecuada para un ARH en términos de carga orgánica y nutricional.

Los componentes utilizados para la elaboración del agua residual sintética, junto con sus concentraciones, se detallan en la Tabla 6.

Tabla 6

Componentes del agua residual sintética según la ISO 11733 modificada

Compuesto	Cantidad (mg/L)
Leche en polvo sin grasa	2700
Almidón soluble	1300
Acetato de sodio	800
Extracto de levadura	200
Cloruro de amonio	760
Urea	430
Fosfato de potasio monobásico	440

Nota. Elaboración propia [43]

3.3.2. Actividad 2. Operación y seguimiento del desempeño del sistema de humedales construidos

Todos los humedales operaron con un caudal y un TRH calculado según Kadlec y Wallace [53]. Luego de ser plantados los sistemas de humedales construidos con las macrófitas seleccionadas, se implementó un periodo de aclimatación de treinta días abasteciendo los sistemas continuamente con agua residual sintética sin presencia del fármaco. Este procedimiento se realizó para favorecer el desarrollo radicular, la colonización microbiana del medio granular y la estabilización de los procesos previos a la exposición al contaminante elegido, siguiendo las

recomendaciones de Vymazal y Brix [56], [60].

Durante la aclimatación se realizaron podas moderadas a las especies vegetales para mantener su porte y evitar sombreado excesivo de las unidades piloto. Una vez finalizada la aclimatación, se inició la fase de operación en un lapso de 60 días, en la cual los cuatro sistemas de humedales funcionaron en flujo continuo y un tiempo de retención hidráulica calculado de la manera anteriormente mencionado, utilizando agua residual sintética dopada con una concentración del fármaco elegido [53].

El seguimiento del funcionamiento y calidad de agua se realizó con frecuencias de medición cada 4 días, tomando como referencia sitios de muestreo a la entrada y salida de cada sistema. Las muestras fueron tomadas y almacenadas en frascos de plástico estéril y se analizaron dentro de las 24 horas. Los parámetros fisicoquímicos DBO₅, DQO, ST, SDT, SST, pH, Temperatura y Turbidez se determinaron conforme a los métodos descritos en la Fase 1 y establecidos en Standard Methods [46].

Para la cuantificación del fármaco por espectrofotometría UV-Vis se empleó la longitud de onda de máxima absorbancia, determinada mediante un barrido espectral entre 220-270 nm con solución estándar. La curva de calibración se construyó a partir de soluciones patrón del fármaco preparadas en el rango de trabajo del método. Las muestras se clarificaron para eliminar interferencias por material particulado y se leyeron por triplicado a la longitud de onda establecida. Se registró el valor promedio de las tres replicas y su desviación estándar.

Por último, se consideró la comparación del cumplimiento con la Resolución 0631 de 2015, normatividad que regula los parámetros fisicoquímicos de vertimientos de aguas residuales[41].

3.3.3. Actividad 3. Eficiencia de remoción

Para realizar la determinación de la eficiencia de remoción de la planta piloto, se consideraron los resultados del análisis fisicoquímico obtenido en el procedimiento y monitoreo de la calidad del agua en el sistema de humedales. Se tuvo en cuenta las concentraciones de los parámetros de salida, y se calcularon a través de la ecuación 5.

$$ER = \frac{C_o - C_f}{C_o} * 100$$

Ecuación (5)

Donde:

ER: Eficiencia de remoción (%)

C_o : Concentración de entrada al sistema ($mg.L^{-1}$)

C_f : Concentración de salida al sistema ($mg.L^{-1}$)

Asimismo, los resultados obtenidos en el decurso del estudio fueron analizados estadísticamente en el software de Origin Pro, para ello, se consideró una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis y comparación por pares de tratamientos con el método de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner (DWCF) con significancia del 95% [61].

Capítulo IV. Resultados y Discusión

4.1. Fase 1: Caracterizar fisicoquímicamente las aguas residuales hospitalarias.

4.1.1. Actividad 1. Área de estudio

El Hospital Susana López de Valencia se encuentra ubicado al sur de la ciudad de Popayán, Departamento del Cauca, (Calle 15 N° #17 A- 196). El punto de muestreo del agua residual hospitalaria se localizó en la caja de inspección del sistema interno de alcantarillado del centro de salud, que finalmente la descarga del efluente se hace directamente al río Ejido. Las coordenadas geográficas del punto de monitoreo son: (2°26'09.74" N; 76°37'09.80" O), a una altura de 1727 m.s.n.m. cómo se presenta en la (Figura 1).

Figura 1

Ubicación Hospital Susana López de Valencia en el municipio de Popayán



Nota. Elaboración propia utilizando Google Earth

4.1.2. Actividad 2. Resultados del monitoreo del efluente

Para realizar el muestreo se procedió a monitorear el caudal de las aguas residuales hospitalarias (ARH) en un periodo de 12 horas con una temporalidad de 3 días (Figura 2). Con el fin de obtener exactitud al momento de leer los datos, las mediciones se llevaron a cabo cada hora en triplicado. Para lograr la caracterización se utilizó el método del correntómetro implementando el flujómetro HACH para estimar la velocidad del flujo, asimismo con un flexómetro se midió la lámina de agua para hallar el caudal.

Los datos registrados después del monitoreo fue parte importante para extraer el volumen necesario de las alícuotas en cada punto de muestreo. Estas alícuotas facilitaron la recolección de la cantidad exacta de agua en los diferentes tiempos y así obtener la muestra compuesta.

Figura 2

Registros del monitoreo de caudales

DÍA 1			DÍA 2			DÍA 3		
HORA	CAUDAL (m3/s)	ALICUOTA	HORA	CAUDAL (m3/s)	ALICUOTA	HORA	CAUDAL (m3/s)	ALICUOTA
8:00:00 a. m.	0,016	391,5	8:00:00 p. m.	0,007	183,5	8:00:00 a. m.	0,012	319,3
9:00:00 a. m.	0,015	368,9	9:00:00 p. m.	0,007	177,4	9:00:00 a. m.	0,009	234,6
10:00:00 a. m.	0,022	535,4	10:00:00 p. m.	0,022	554,6	10:00:00 a. m.	0,014	360,2
11:00:00 a. m.	0,019	464,9	11:00:00 p. m.	0,028	703,7	11:00:00 a. m.	0,013	330,2
12:00:00 p. m.	0,010	253,6	12:00:00 a. m.	0,010	262,7	12:00:00 p. m.	0,009	240,2
1:00:00 p. m.	0,012	299,7	1:00:00 a. m.	0,012	310,4	1:00:00 p. m.	0,013	337,9
2:00:00 p. m.	0,012	281,8	2:00:00 a. m.	0,019	484,8	2:00:00 p. m.	0,012	320,5
3:00:00 p. m.	0,011	269,7	3:00:00 a. m.	0,011	279,4	3:00:00 p. m.	0,023	606,6
4:00:00 p. m.	0,014	334,3	4:00:00 a. m.	0,012	311,7	4:00:00 p. m.	0,018	461,6
5:00:00 p. m.	0,014	351,1	5:00:00 a. m.	0,006	148,9	5:00:00 p. m.	0,005	131,3
6:00:00 p. m.	0,011	269,7	6:00:00 a. m.	0,012	310,4	6:00:00 p. m.	0,009	223,5
7:00:00 p. m.	0,007	179,2	7:00:00 a. m.	0,015	372,5	7:00:00 p. m.	0,021	534,2
	0,056	1362		0,056	1411		0,056	1451

Nota. Elaboración propia

4.1.3. Actividad 3. Resultados de los parámetros fisicoquímicos

Se llevó a cabo el muestreo durante 10 días para medir los parámetros anteriormente mencionados para el estudio. Los resultados se consolidaron en la Tabla 7, indicando el promedio y la desviación estándar para cada una de las variables caracterizadas. Para asegurar la confiabilidad de los datos, se hizo 3 veces la repetibilidad con cada uno de los parámetros, y así obtener un análisis más seguro y representativo.

Tabla 7*Caracterización de Parámetros Fisicoquímicos de las ARH*

Parámetro	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	Promedio Global
Turbiedad (NTU)	113 ±25	99 ±7	72 ±6	123±8	210±41	87±9	217±42	154±17	165±27	218±51	146 ±55,4
ST (mg. L⁻¹)	560±134	640±260	473±173.1	360±69,3	646±83,3	420±110	511±90	533±91	500±80	666±128	531 ± 145
SDT (mg. L⁻¹)	307±133	471±168	319±109	167±91	386±143	305±48	297±67	408±175	150±60	384±108	319± 101
SST (mg. L⁻¹)	253±50	169±23	157±72	173±56	260±121	115±90	214±77	125±83	350±95	282±52	212± 74,9
Conductividad (μS_{cm})	793±4,6	1008±28	1768±13	1409±21	2933±15	3897±489	3417±10	3273±15	3352±33	2933±6	2478 ± 112
OD (mg. L⁻¹)	4,92±0,03	4,91±0,06	5,26±0,03	6,25±0,02	4,92±0,02	4,87±0,05	5,46±0,04	5,42±0,02	4,58±0,02	6,03±0,02	5,3 ± 0,5
DBO₅ (mg. L⁻¹)	320	430	260	190	460	410	450	350	220	330	342 ± 96
DQO (mg. L⁻¹)	531±183	700±187	411±47	786±82	2753±137	493±42	1008±8	593±52	378±36	518±23	817 ± 706
pH	8,45±0,04	8,43±0,04	8,26±0,03	8,5±0,02	5,99±0,01	7,44±0,04	6,18±0,01	6,67±0,31	8,05±0,02	7,67±0,02	7,6 ± 1,0
Alcalinidad (mg CaCO₃ l⁻¹)	0,29±0,05	0,36±0,02	0,24±0,02	0,40±0,03	12,4±2,48	15,7±2,14	12,6±2,75	12,98±2,48	19,8±3,22	13,1±2,67	8,8 ± 6,6
Acidez (mg CaCO₃ l⁻¹)	1,91±1,31	2,49±1,31	1,82±0,16	1,84±0,19	5,33±2,24	6,13±1,62	5,47±2,47	18,7±0,64	22,5±0,31	21,8±0,42	8,8 ± 8,2
Temperatura (°C)	22,1±0,7	21,6±0,55	21,6±0,82	24,4±7,93	22,1±0,70	21,6±1,01	22,6±1,03	22,8±1,46	21,9±0,91	24,5±7,1	22,5 ±1,1

Nota. Elaboración propia

Los datos reportados en la Tabla 7 evidencian una variabilidad de los parámetros físicoquímicos en el efluente del centro hospitalario durante el tiempo de muestreo. Esta inestabilidad se puede presentar debido a la dinámica de las ARH, donde la composición cambia según las actividades que se desarrollen dentro del hospital, como también el uso intensivo de productos de limpieza [62]. En primera instancia, la turbiedad tuvo una gran diferencia significativa entre valores referentes al día 3 con 71,8 NTU y 218 NTU en el día 10. Reflejando cambios en la carga de sólidos y material particulado.

Los SST tuvieron un máximo de 350 mg/L en el día 9, indicando una alta concentración de materiales suspendidos en el agua, asociándose a picos de descarga de residuos de curaciones, sangre, tejidos y precipitados de fármacos; igualmente las actividades de laboratorio, radiología aportan sólidos inorgánicos y a las variaciones en el caudal del hospital debido a las horas pico de atención médica [63]. La conductividad eléctrica registró su pico más alto el día 6 con 3897 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lo que sugiere una alta presencia de iones y sales disueltas. En cuanto al oxígeno disuelto se mostró su máximo de 6,25 mg/L el día 4, demostrando que estos parámetros con el pH pueden variar por uso masivo de desinfectantes clorados, orina y fluidos corporales [64]. Sin embargo, los indicadores de carga orgánica revelan alta contaminación en el agua dado que la DBO_5 alcanzó un registro de 460 mg/L y la DQO 2753 mg/L, presentándose una alteración a causa de fármacos no metabolizados que se excretan por orina y heces que son difícilmente biodegradables, restos de alimentos y sangre [62].

El pH varió en el transcurso del muestreo, alcanzando el valor más alto en el día 4 con un valor de 8,5. Esta variabilidad puede presentarse por la descarga intermitente de soluciones ácidas o alcalinas usadas en la limpieza y esterilización. Tanto la alcalinidad como la acidez tuvieron picos muy altos en el día 9 con 19,8 mg/L y 21,8 mg/L CaCO_3 respectivamente, indicando la existencia de sales minerales y carbonatos. Finalmente, la temperatura del agua permaneció estable, oscilando en un promedio de 24,5 °C.

Adicionalmente, se calculó el índice de biodegradabilidad DBO_5/DQO a partir de los promedios globales reportados en la Tabla 7, obteniendo un valor de 0,42. Este resultado indica que el ARH del centro de salud se clasifica como moderadamente biodegradable, partiendo de lo estipulado por Metcalf y Eddy, quienes establecen que los valores entre 0.4 y 0.6 son característicos de aguas residuales susceptibles a tratamiento biológico convencional. Por otro lado, la elevada desviación estándar de DQO (817 ± 706 mg/L) evidencia un gran cambio en la

carga orgánica recalcitrante, atribuible a la descarga intermitente de fármacos no metabolizados, desinfectantes y productos de limpieza con una baja biodegradabilidad [65].

Estudios confirman que la calidad del efluente hospitalarios es muy cambiante y esto está relacionado a la carga orgánica, presencia de compuestos químicos y factores internos del hospital. En Colombia hay investigaciones que evidencian que las aguas hospitalarias continuamente tienen presencia de acetaminofén, diclofenaco, azitromicina en concentraciones de $\mu\text{g/L}$, desinfectantes y productos de aseo generan un riesgo para la salud humana y entornos acuáticos si no se les da un manejo adecuado [58], [62], [63], [64]. Por eso, es fundamental que a estos efluentes se les dé un tratamiento adecuado antes de su descarga, junto con un monitoreo continuo que garantice el cumplimiento de la normatividad vigente y reduzca de tal manera los impactos ambientales [41].

4.1.4. Actividad 4. Cuantificación de los contaminantes emergentes

La Tabla 8 presenta la cuantificación de los contaminantes emergentes farmacéuticos encontrados en las muestras compuestas del agua residual hospitalaria. La selección de los tres contaminantes emergentes farmacéuticos (CEF) para la presente investigación se fundamentó en los resultados de un barrido analítico previo realizado por el Laboratorio de Cromatografía de la Universidad Industrial de Santander sobre las muestras compuestas del efluente del Hospital Susana López de Valencia. El barrido analítico se hizo mediante UHPLC-ESI+-ORBITRAP-HRMS, lo cual permitió identificar y confirmar la presencia de estos tres compuestos como los de mayor señal cromatográfica y frecuencia de detección en el efluente estudiado. Además, se presentan tres grupos de alto consumo hospitalario como: analgésicos, antibióticos y catecolaminas, con efectos eco toxicológicos documentados.

Tabla 8*Cuantificación de los CEF en ARH*

Muestra	Acetaminofén (µg/L)	Doxiciclina (µg/L)	Dopamina (µg/L)
1	39,31	6,3	<0,8
2	42,29	9,9	<0,8
3	14,06	5,1	<0,8
4	10,2	55,2	<0,8
5	22,35	4	<0,8
6	42,29	9,9	<0,8
7	14,06	5,1	<0,8
8	10,2	55,2	<0,8
9	0,01	0,1	<0,8
10	0,01	0,1	<0,8
Promedio	19,48 ±16,44	15,09 ±21,40	<0.80

Nota. Elaboración propia

Los resultados muestran la presencia dominante del acetaminofén y doxiciclina en las muestras analizadas, por otro lado, la dopamina obtuvo concentraciones muy bajas al límite de detección por el método implementado. Estudios previos han clasificado a los establecimientos de salud como la principal fuente de contaminación farmacéutica a causa de la liberación de dichos compuestos al ambiente debido a la excreción parcial de medicamentos y la baja eficiencia que brindan las tecnologías convencionales para el tratamiento de remoción en este tipo de CEF.

El acetaminofén obtuvo concentraciones entre 10,2 y 42,29 µg/L en varias de las muestras, con un promedio de 19,48 ± 16,44 µg/L, indicando una gran diferencia significativa debido al uso clínico de medicamentos, horarios de descarga. Por otro lado, las muestras 9 y 10 fueron las concentraciones inferiores al valor límite de cuantificación con 0,01 µg/L, relacionándose esto con procesos de degradación biológica o una mínima presencia del compuesto en el transcurso del muestro. La presencia constante de acetaminofén tiene relación con un estudio realizado por estudiantes de la Universidad Libre de Colombia, quienes describen este fármaco como uno de los contaminantes emergentes más presentes en las aguas residuales debido a su uso como antipirético y analgésico. Aunque una parte del compuesto puede degradarse, el restante puede persistir en los cuerpos de agua por su descarga constante [66].

Por el contrario, la doxiciclina registró concentraciones entre 4 y 55,2 µg/L, con un

promedio de $15,09 \pm 21,40 \mu\text{g/L}$. Con estos datos se refleja que hay una gran diferencia significativa, señalando que se pudieron presentar descargas intermitentes del efluente o cambios en el uso de este compuesto dentro del hospital. Con respecto a las concentraciones más altas fueron las muestras 4 y 8 con un valor de $(55,2 \mu\text{g/L})$ indicando un alto consumo o una degradación deficiente del compuesto en el sistema de tratamiento. Las altas concentraciones de estos fármacos en las aguas residuales son más elevadas que las aguas domésticas desencadenando problemáticas tanto para el medio ambiente como la vida acuática [67]. De igual manera, en Colombia hay estudios que han reportado la presencia de antibióticos y analgésicos en ARH enfatizando en las dificultades ambientales asociadas al desarrollo de resistencia bacteriana y alteraciones en el medio ambiente [62].

A diferencia de la dopamina se mantuvo por debajo del límite de detección ($<0,8 \mu\text{g/L}$) esto podría deberse a una ligera degradación química y biológica de este compuesto en cuerpos receptores de agua, como también a un bajo uso en comparación a otros fármacos. Dentro de la gama de los fármacos hay algunos que tienen una mínima persistencia ambiental por procesos de biodegradación, fotólisis y oxidación, condicionando su detección en matrices ambientales [68]. Es por eso por lo que se debe destacar la necesidad de implementar estrategias con tratamientos muy eficientes, como fotocátalisis, tratamientos biológicos complementarios y entre otros más, con el propósito de obtener una mejora en la remoción de estos contaminantes antes de su respectiva descarga.

A partir de los resultados de la Tabla 8, se evidencia que el acetaminofén y doxiciclina son los CEF que contienen una mayor concentración en el efluente hospitalario. Aun así, para la fase dos y tres de la investigación se eligió el acetaminofén como contaminante modelo. Dado que este analgésico es uno de los 10 fármacos más presenciados en los efluentes hospitalarios a nivel mundial. En la literatura científica Verlicchi reporta rangos de $1.8\text{-}189 \mu\text{g/L}$ en Europa [52]. A nivel nacional, hay autores como Botero Coy que encontraron $4.5\text{-}67.3 \mu\text{g/L}$ y Peña Guzmán hasta $124 \mu\text{g/L}$ en Bogotá. Los valores de $10.2\text{-}42.29 \mu\text{g/L}$ hallados en esta investigación son consistentes con la literatura, confirmando su omnipresencia [32], [68].

Asimismo, el acetaminofén presenta afectaciones significativas para la salud pública, aunque presente una toxicidad aguda, su presencia persiste en el ciclo del agua generando una gran preocupación. Efectivamente, Stackberg, Furlong y Meyer lo detectaron a $0.025 \mu\text{g/L}$ en agua

potable de Estados Unidos, y la Organización Mundial de la Salud lo clasifica en la lista de fármacos prioritarios debido a su potencial de N-acetil-p-benzoquinoneimina. Los riesgos para los ecosistemas acuáticos son relevantes. Estudios como el de Parolini, reportaron estrés oxidativo en especies como *Dreissena Polymorpha* con 0.5 µg/L y alteraciones en el comportamiento en *Daphnia magna* a 5 µg/L [69]. En relación con este contexto, la concentración máxima de 42.29 µg/L reportada en esta investigación supera la concentración Prevista Sin Efecto (PNEC) con 5.6 µg/L establecido por la Agencia Europea de Medicamentos, lo que indica un riesgo ecológico alto para los cuerpos receptores de agua.

Por otro lado, el acetaminofén implica un riesgo ambiental de forma indirecta, debido a que la cloración del agua forma resultantes como 1,4-benzoquinona y cloro-acetaminofén, cuya toxicidad es superior a la del compuesto original. La descarga constante hace que sea persistente indefinidamente en el medio ambiente, no por sus propiedades naturales sino por su exposición continua [70]. Con relación a su biodegradabilidad, el acetaminofén se cataloga como fácilmente biodegradable según la prueba OECD 301, con más de 60% de degradación en 28 días en condiciones aerobias. Sin embargo, esta degradación se ve afectada en ARH por la existencia de antibióticos como la doxiciclina y el exceso de cargas de desinfectantes [71], su persistencia en el efluente se explica debido a su alta biodegradabilidad teórica.

Con respecto a la remoción de este fármaco, las plantas de tratamientos convencionales con lodos activados logran eficiencias entre 80-99% [72]; pese a eso, en aguas hospitalarias sin pretratamiento la eficiencia reduce a un 30-60% debido a la inhibición de biomasa y la fluctuación de las cargas de choque [52]. Vale la pena mencionar que el acetaminofén no solo es presenciado en ARH, sino que también se han detectado en otras clases de aguas a nivel mundial. En distintas investigaciones se ha cuantificado este fármaco, por ejemplo, Gros reportó las concentraciones entre (0.01-4.8 µg/L) en aguas superficiales en España, Barnes registró (0.006-1.9 µg/L) en aguas subterráneas de Estados Unidos, y (0.0006 µg/L) en agua potable en Alemania. A nivel nacional, el acetaminofén ha sido identificado en el río Bogotá en concentraciones de 0.5 a 12.3 µg/L, evidenciando su capacidad de transporte entre componentes ambientales [73], [74].

4.1.5. Actividad 5. Comparativa de los datos registrados con la normativa

Los datos obtenidos de la caracterización fisicoquímica reflejados en la Tabla 7,

demonstraron que las aguas residuales del Hospital Susana López de Valencia contenían una carga contaminante relevante, evidenciando el nivel de complejidad que crean los efluentes derivados de las actividades asistenciales y servicios dentro del establecimiento de salud. Al realizar la comparación de los datos hallados con los valores máximos permisibles que establece la Resolución 0631 de 2015 para vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales en Colombia, se determinó que algunos de los parámetros presentaban altas concentraciones las cuales pueden representar un riesgo ambiental si son vertidos de manera inadecuada.

La turbiedad presentó un promedio de $146 \pm 55,4$ NTU. Aunque la normatividad colombiana no ha establecido los límites específicos para este parámetro en vertimientos, los resultados muestran presencia de material coloidal y particulado. Niveles altos puede interferir con procesos de desinfección y facilitar la protección de microorganismo patógenos[41]. Según OMS señala que este parámetro refleja indirectamente la presencia de sólidos y microorganismos, debido a que niveles muy altos afectan la seguridad sanitaria del agua. En este sentido, el material particulado de los efluentes hospitalarios facilita el transporte de bacterias, virus y protozoos en cuerpos de agua [75], [76].

En cuanto a los Sólidos Totales (ST) y los Sólidos Disueltos Totales (SDT), arrojaron promedios de 531 ± 145 mg/L y 319 ± 101 mg/L, respectivamente. Este parámetro tampoco tiene constituido los criterios de control prioritario dentro de la resolución 0631 de 2015, estas concentraciones pueden generar un deterioro en la calidad del agua receptora y restringiendo alternativas viables para su reutilización.

Respecto a los Sólidos Suspendidos Totales (SST) tuvo un promedio de $212 \pm 74,9$ mg/L. Este parámetro superó el valor máximo permisible de 50 mg/L determinado por la normativa para áreas de vertimiento [41], lo que indica que las partículas suspendidas pueden crear procesos de sedimentación y aumento en la turbidez, alteran la fotosíntesis de organismos acuáticos conllevando a una colmatación en sistemas lenticos. Asimismo, los sólidos suspendidos facilitan la absorción y el transporte de compuestos farmacéuticos, microorganismos patógenos, contribuyendo a la dispersión ambiental [75], [77].

La conductividad presentó un promedio de 2478 ± 112 μ S/cm, este comportamiento puede derivarse de una alta concentración de iones relacionados al uso de desinfectantes, detergentes, soluciones salinas y algunos reactivos de laboratorio. Aunque la normatividad colombiana no tiene establecido el valor máximo permisible, la conductividad es muy importante para indicar la

mineralización de las ARH. Los valores elevados de conductividad pueden generar una limitante en el potencial de reutilización de agua tratada y afectar organismos acuáticos con sensibilidad a las alteraciones osmáticas. Investigaciones señalan que la alta conductividad es un rasgo frecuente de este tipo de efluente debido a la gama tan amplia que hay de sustancias empleadas en los servicios médicos y del laboratorio [75], [78].

Los valores promedios del Oxígeno Disuelto (OD) fueron de $5,3 \pm 0,5$ mg/L. Esto sugiere que, en el lapso del muestreo, existía oxígeno en el agua residual; sin embargo, la carga orgánica reportada de DBO₅ y DQO podría indicar una rápida disminución del oxígeno en condición de vertimiento afectando la calidad del agua [64].

En términos de la DBO₅ el valor del promedio global fue de 342 ± 96 mg/L. Estos registros muestran una cifra superior al valor máximo permisible de 150 mg/L establecido por la resolución 0632 de 2015. De forma similar la DQO tuvo un promedio global de 817 ± 706 mg/L. La fluctuación entre los puntos de muestreo marca una diferencia en las actividades llevadas a cabo en cada área hospitalaria y la composición de residuos líquidos generados. Estos valores elevados exceden lo establecido por la normativa con un límite máximo permisible de 200 mg/L [41].

Estos resultados se atribuyen a una importante carga de materia orgánica biodegradable y no biodegradable existente en el efluente hospitalario. El vertimiento directo de estas aguas en cuerpos receptores genera un agotamiento acelerado del oxígeno disuelto por la actividad microbiana, generando así ambientes con déficit de oxígeno que relacionan la supervivencia de organismos acuáticos como peces, macroinvertebrados y demás. Adicionalmente, la relación DBO₅/DQO de 0.42 hallada indica la biodegradabilidad moderada, puesto que el tratamiento biológico es una opción viable. Sin embargo, la presencia de compuestos farmacéuticos y patógenos resulta necesario acoplar tratamientos complementarios o diseñar sistemas híbridos que aseguren una depuración completa. Cabe destacar que investigaciones previas han documentado que los humedales construidos alcanzan eficiencias de remoción de materia orgánica cercanas al 76%, siendo tecnologías apropiadas y sostenibles para efluentes hospitalarios [79].

Por otra parte, el promedio de $7,6 \pm 1,0$ para el pH sí se encontró dentro del rango permitido por la Resolución 0631 de 2015 (6,0 – 9,0 unidades de pH) para vertimientos a cuerpos receptores de agua superficiales. Esto indica que los datos registrados en el tiempo de muestreo no estiman problemas significativos de alcalinidad como de acidez. Respecto a los parámetros de alcalinidad y acidez la fluctuación entre los puntos de muestreo fue notables, esto hace referencia a las

diferentes actividades realizadas por el hospital. Este comportamiento puede estar relacionado con la gama de sustancias empleadas en los procedimientos médicos, laboratorios clínicos, entre otros [64].

Finalmente, los resultados demuestran que las ARH contienen concentraciones altas de materia orgánica y sólidos suspendidos, con varios parámetros que sobrepasan los valores máximos permisibles para un vertimiento seguro. Aunque los valores de temperatura y pH estuvieron dentro de los rangos establecidos, los registros elevados de DBO₅, DQO, SST y conductividad confirman el incumplimiento con la normatividad, es necesario gestionar e implementar sistemas de tratamiento eficientes que aporten una reducción en la carga contaminante antes de la disposición final al medio ambiente, en conformidad con los criterios establecidos por la Resolución 0631 de 2015 y la gestión integrada de los recursos hídricos [41].

4.2. Fase 2: Diseño de un sistema de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal a escala piloto para la remoción de contaminantes emergentes farmacéuticos.

4.2.1. Actividad 1. Resultados de la revisión documental

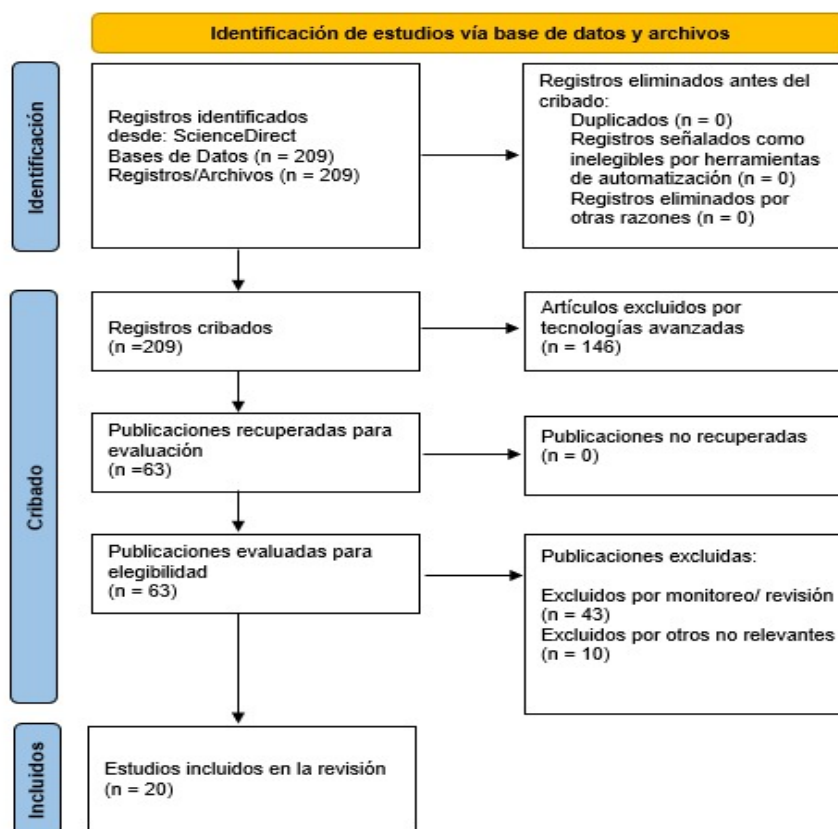
La revisión documental se realizó teniendo en cuenta un intervalo de tiempo comprendido entre el 2015-2025 donde se logró identificar inicialmente 209 artículos que primeramente tuvieran una relación con los tratamientos convencionales de aguas residuales hospitalarias. Posteriormente se aplicaron los criterios de inclusión y exclusión para tener en cuenta, sin embargo, la mayoría de las publicaciones recuperadas no cumplían con el propósito establecido en esta investigación, dado que esta fracción de documentos se enfocaban principalmente en el uso de las tecnologías avanzadas de tratamiento, por otro lado, se descartaron estudios que no reportaban el desempeño de sistemas de tratamiento y las revisiones bibliográficas sin información experimental.

La selección de estudios incluidos para la revisión final fueron únicamente 20 artículos equivalente al 10%, fueron considerados apropiados puesto que si cumplieron con los criterios establecidos. Mientras, el 90% corresponde a las publicaciones depuradas al no cumplir con las condiciones establecidas. Al analizar este resultado tan bajo, se evidencia que en la actualidad hay una brecha que limita la disponibilidad de investigaciones con un enfoque exclusivo en tecnologías convencionales para el tratamiento de aguas residuales hospitalarias, a diferencia de la cantidad de

estudios existentes sobre las tecnologías avanzadas de remoción de micro contaminantes. La información obtenida se mostrará en la Figura 3.

Figura 3

Diagrama PRISMA



Nota. Elaboración propia

Adicionalmente este desempeño refleja una tendencia internacional a mejorar los tratamientos biológicos comunes a través del aporte de membranas y demás procesos que complementen. No obstante, también revela la poca investigación que hay sobre tecnologías económicamente accesibles y de fácil aplicación, en especial en países desarrollados, donde las opciones como los humedales podrían brindar alternativas sostenibles. Este panorama fue documentado por Nazlabadi et al. (2021), quienes explican que esta investigación en aguas residuales se centra en mecanismos innovadores y la optimización de tecnologías avanzadas, con menor atención a los sistemas biológicos convencionales [80].

La elevada tasa de exclusión de estudios representa un hallazgo muy relevante de esta

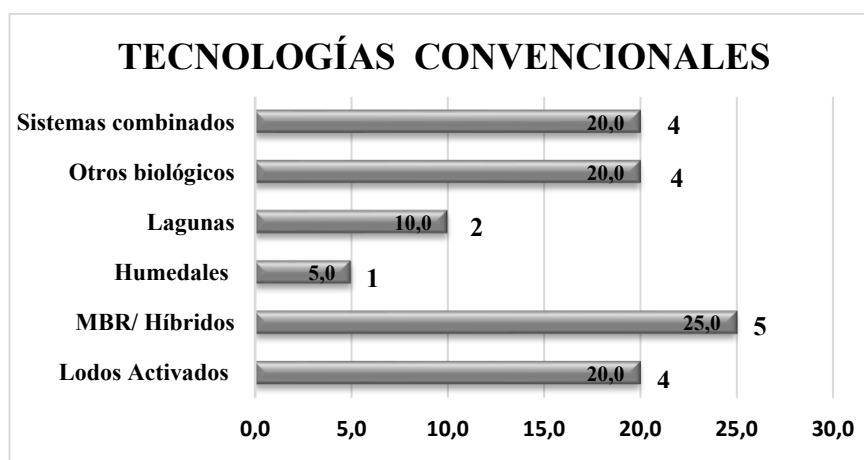
revisión, mostrando un vacío de información referente a la eficiencia de los tratamientos convencionales con relación a los contaminantes emergentes en vertimientos hospitalarios. Esta situación indica que es fundamental generar investigación sobre tecnologías de fácil operación y económicas en latino América donde hay poco presupuesto [80], [81].

- ***Tecnologías convencionales***

En la Figura 4 se observa que los artículos reflejan un dominio en sistemas híbridos y biorreactores de membrana (MBR), estos datos representan el 25% de las publicaciones elegidas. Igualmente, los lodos activados junto a sistemas combinados y otros biológicos obtuvieron el segundo lugar arrojando un 20% para cada uno, mientras que las tecnologías convencionales como las lagunas de estabilización y humedales artificiales obtuvieron la menor representación con el 10% y el 5%, respectivamente.

Figura 4

Distribución de artículos incluidos según Tecnología



Nota. Elaboración propia

En la literatura revisada, los Biorremediadores de Membrana (MBR) fue la tecnología más documentada. Su incidencia se explica porque integran procesos biológicos de degradación con la separación física a través de membranas, obteniendo eficiencias mayores en la eliminación de materia orgánica y en algunos contaminantes emergentes [82].

También los sistemas de lodos activados fueron otra tecnología frecuente en los artículos analizados, puesto que siguen siendo el tratamiento convencional más usado en las PTAR de los municipios y hospitales. Sin embargo, varias investigaciones señalan deficiencias importantes en

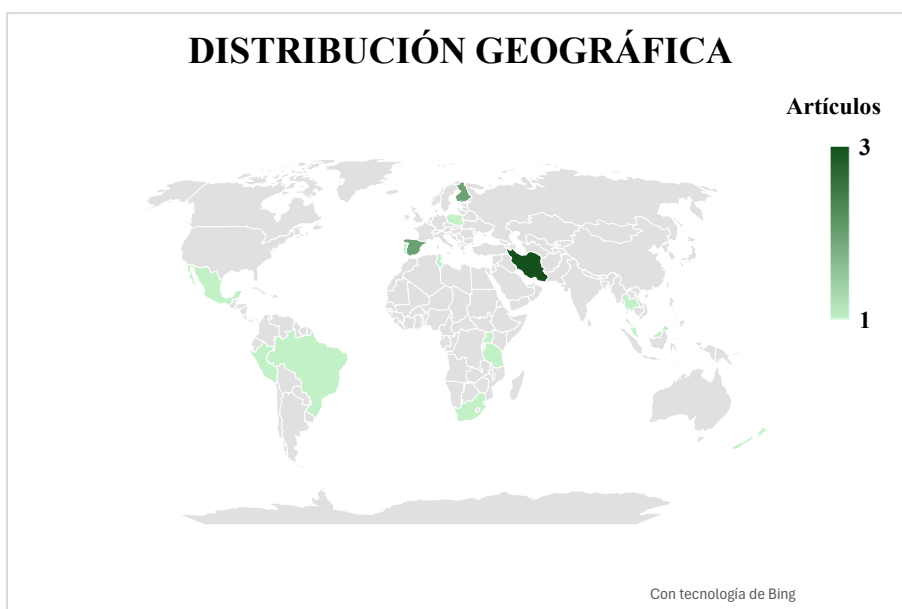
la remoción total de compuestos farmacéuticos y genes de resistencia antibiótica [83], [84].

Por otro lado, se encontraron pocos estudios sobre humedales construidos, lo que indica la necesidad de generar un mayor conocimiento acerca de estas tecnologías naturales. Aunque los humedales son una alternativa sostenible para remover nutrientes, materia orgánica y algunos fármacos, la evidencia de su rendimiento en efluentes hospitalarios reales sigue siendo muy limitada [85].

- ***Distribución geográfica***

La Figura 5 presenta la distribución geográfica de los artículos incluidos en el mapeo sistemático. Se observó que la mayoría de las investigaciones se desarrollaron en Europa con siete investigaciones como en Portugal, Croacia, Finlandia, España, Polonia, entre otros. Por otra parte, África aportó cuatro estudios realizados en Uganda, Tanzania, Sudáfrica y Túnez. En Asia se identificaron cinco investigaciones desarrolladas principalmente en Malasia, Tailandia, Irán y China. En contraste, América Latina presentó únicamente tres estudios, mientras que Oceanía estuvo representada por un solo estudio realizado en Nueva Zelanda.

Dicha distribución refleja que el conocimiento científico se concentra en regiones con una buena infraestructura investigativa y acceso a tecnologías, sobresaliendo en Europa y Asia. En cambio, la poca participación de América Latina y Oceanía revela vacíos sobre el rendimiento de tecnologías bajo condiciones climáticas, económicas y operativas de estos territorios. Esta brecha resulta significativa para los Humedales Construidos, ya que representan una alternativa de bajo costo, gasto energético reducido y operación sencilla, aunque se dispone de una mínima evidencia sobre su efectividad en ARH y eliminación de CE en zonas tropicales y subtropicales. Por consiguiente, es necesario fortalecer la investigación que aporte evidencia local sobre la viabilidad técnica, ambiental y económica de estas tecnologías [54], [56], [86].

Figura 5*Distribución geográfica de los artículos**Nota.* Elaboración propia

El análisis geográfico de los artículos incluidos reveló una participación desigual a nivel mundial, con una concentración mayor en Europa, Asia y África, por el contrario, la insuficiente participación se presentó en América Latina. Esta desigualdad representa las brechas de investigación sobre tratamiento de efluentes hospitalarios con técnicas convencionales e híbridas, pues los países con más recursos e infraestructura reportan más estudios sobre el tema [52], [87].

Entre los artículos seleccionados se encontraron trabajos realizados en: Portugal, España, Tailandia, Uganda, Tanzania y Sudáfrica. Que Europa tenga tantas investigaciones se explica porque lleva mucho tiempo fortaleciendo sus políticas para controlar los contaminantes emergentes y monitorear el medio ambiente durante las últimas décadas lo que ha promovido la evaluación de tecnologías para remover fármacos de vertimientos hospitalarios. Además, las normas ambientales han conllevado a buscar alternativas que mitiguen el impacto de compuestos farmacéuticos en cuerpos receptores de agua [52].

Por otra parte, las investigaciones de Tanzania, Uganda y Sudáfrica muestran la preocupación creciente en África por los impactos sanitarios y ambientales generados por verter efluentes hospitalarios sin su previo tratamiento. En países en desarrollo donde el saneamiento es limitado y faltan plantas de tratamiento hospitalarias ha surgido el interés por investigar más sobre

tecnologías convencionales económicas y fáciles de operar. Por eso hay interés reciente en sistemas biológicos, lagunas y humedales construidos como soluciones viables a problemas de bajos recursos [88].

Los estudios de Asia muestran una orientación hacia tecnologías mejoradas o sistemas híbridos, destacando los biorreactores de membrana (MBR) y tratamientos combinados. Esta tendencia concuerda con Lofrano (2013), quienes indican que Asia ha aumentado considerablemente las investigaciones en contaminantes emergentes por el mayor uso de medicamentos y la contaminación del recurso hídrico [89].

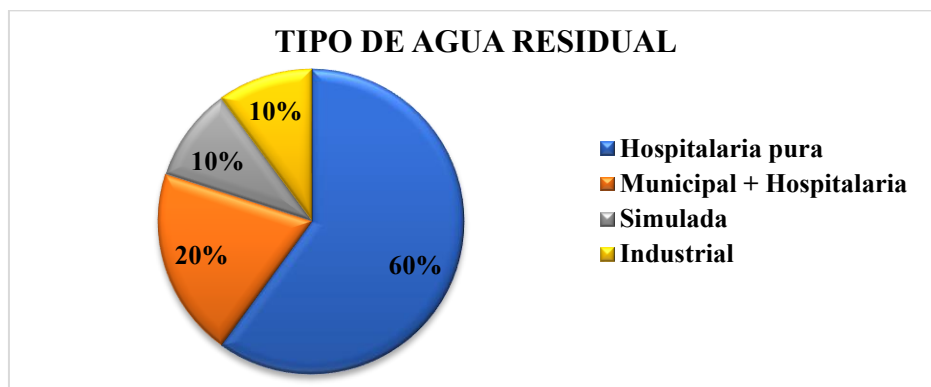
Finalmente, la participación limitada de América Latina es un resultado clave de este mapeo sistemático. Pese a que esta región comparte problemáticas asociadas a la descarga de efluentes hospitalarios y CEF, hay muy poca investigación sobre tratamientos convencionales para tratar ARH. Esta falta de información muestra la urgencia de fortalecer el enfoque investigativo, sobre todo donde la infraestructura sanitaria es deficiente y los tratamientos convencionales son la única opción [90].

- ***Agua residual reportada***

En esta categoría se muestra el tipo de agua residual evaluada en los artículos incluidos. El 60% de las investigaciones se enfocó en efluentes hospitalarios puros, seguido de un 20% que analizó mezclas de agua municipal más hospitalaria. Los estudios con agua simulada e industrial obtuvieron 10% para cada uno.

Figura 6

Distribución de los artículos según el tipo de AR



Nota. Elaboración propia

Gran parte de las investigaciones trabajaron con agua hospitalaria pura correspondiente al 60%, lo que incrementa la confiabilidad de los hallazgos al reflejar condiciones operativas reales. Estos efluentes hospitalarios puros presentan una alta variabilidad en su composición fisicoquímica y microbiológica debido al uso de fármacos, desinfectantes y demás. En los estudios revisados, la DQO reportada osciló entre 400-1200 mg/L, la DBO₅ entre 150-600 mg/L y los SST 100-400 mg/L [85], [91], [92], [93]. Estos valores sobrepasan las cargas comunes de agua residual doméstica, donde DQO varía entre 250-600 mg/L, DBO₅ entre 110-350 mg/L y los SST 120-350 mg/L [65].

El agua municipal + hospitalaria refleja la dilución del vertimiento hospitalario con agua residual de viviendas, servicios urbanos, condición operativa de los centros de salud conectados a redes EMCALI. Esta mezcla disminuyó la DQO a 350-800 mg/L, aunque incrementó los SST por aporte de aguas grises y negras [94], [95].

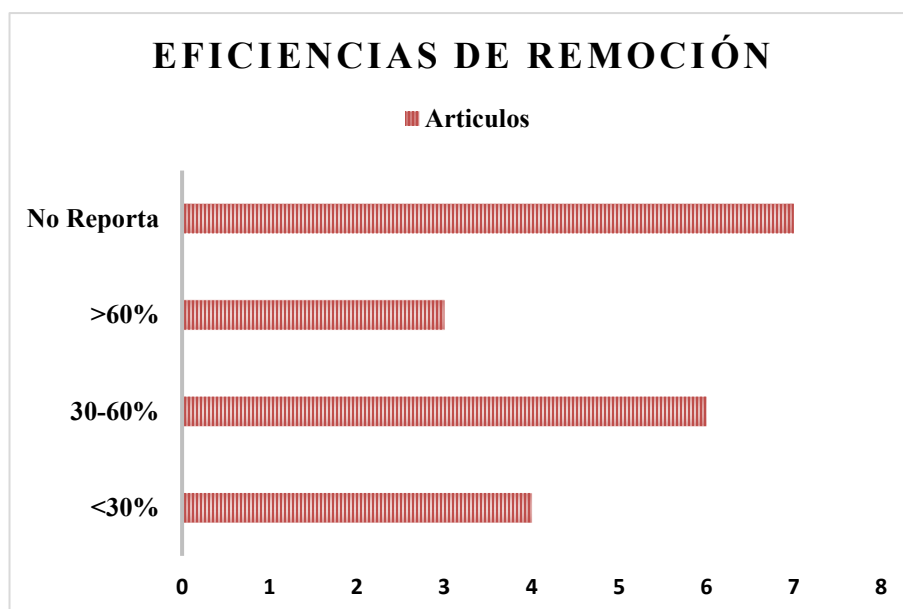
El uso de agua simulada en 10% de las investigaciones permitió evaluar tecnologías bajo condiciones controladas con peptona, glucosa y fármacos específicos. Sin embargo, estas aguas incluyen una complejidad microbiológica real, la cual incluye microorganismos patógenos y genes a la resistencia antimicrobiana presentes en ARH [96].

Los vertimientos hospitalarios traen muchos contaminantes emergentes como antibióticos, analgésicos, antiinflamatorios, entre otros contrastes, cuya presencia puede comprometer significativamente el rendimiento de las plantas biológicas tradicionales [91],[92].

El predominio de estudios con agua hospitalaria real refleja la preocupación a nivel mundial por el daño ambiental que causan los efluentes hospitalarios mal tratados. Los riesgos incluyen toxicidad al recurso hídrico, problemas hormonales en especies acuáticas y propagación de genes con resistencia antibiótica [99], [100].

- ***Eficiencia de remoción de CE***

En la figura 7 se ilustra la eficiencia de remoción de contaminantes emergentes reportada en los artículos incluidos. Dicho esto, hay siete investigaciones que no reportaron valores de eficiencia, mientras que 6 estudios alcanzaron remociones entre 30-60%, 4 estudios registraron eficiencias menores al 30%, y solo 3 investigaciones superaron el 60% de remoción.

Figura 7*Eficiencia de remoción de CE reportada**Nota.* Elaboración propia

Estos resultados muestran un problema grave en los estudios de agua hospitalaria debido a que la ausencia de datos cuantitativos estandarizados sobre cuánto se eliminan los CE. El 35% de 20 artículos revisados, siete no reportaron porcentajes de eficiencia, correspondiendo a trabajos dirigidos en la caracterización, monitoreo o análisis de riesgo. Sin esos registros impide realizar una comparación objetiva entre tecnologías y decidir cual tratamiento es mejor[52].

La segunda subcategoría correspondió a eficiencias entre 30 y 60%, acogiendo el 30% de los estudios. Este rango se asocia primeramente con sistemas biológicos como lodos activados, aireación extendida y unos sistemas híbridos. El problema es que estas plantas fueron diseñadas para remover materia orgánica y sólidos, mas no medicamentos. Por eso varios autores han evidenciado la capacidad limitada para remover fármacos puesto que la complejidad estructural de las moléculas y la baja susceptibilidad a procesos biológicos tradicionales [101], [102].

Por otro lado, los estudios con remociones inferiores al 30% corresponden al 20% del total que confirman que varios de los fármacos pasan por las plantas de tratamiento sin lograr una depuración. Este comportamiento ha justificado sobre todo a antibióticos, antiinflamatorios y medicamentos de uso diario cuya biodegradación es lenta o en ocasiones incompleta. Como resultado, estos compuestos alcanzan cuerpos receptores de agua y pueden causar efectos eco

toxicológicos y favorecer la resistencia de bacterias a los antibióticos [103], [104].

Solo tres estudios (15%) reportaron eficiencias por encima del 60%, asociadas en primera instancia a los sistemas mejorados como MBR, lodos granulares aerobios o sistemas híbridos. El mejor funcionamiento de estas tecnologías se explica por tener tiempos mayores de retención celular, alta concentración de biomasa y mejor contacto entre contaminantes y microorganismos [6], [105]. Pero aun así hay autores que dicen que los procesos biológicos por si solos no tiene la capacidad de eliminar todos los contaminantes emergentes y por este motivo deben implementar tratamientos complementarios.

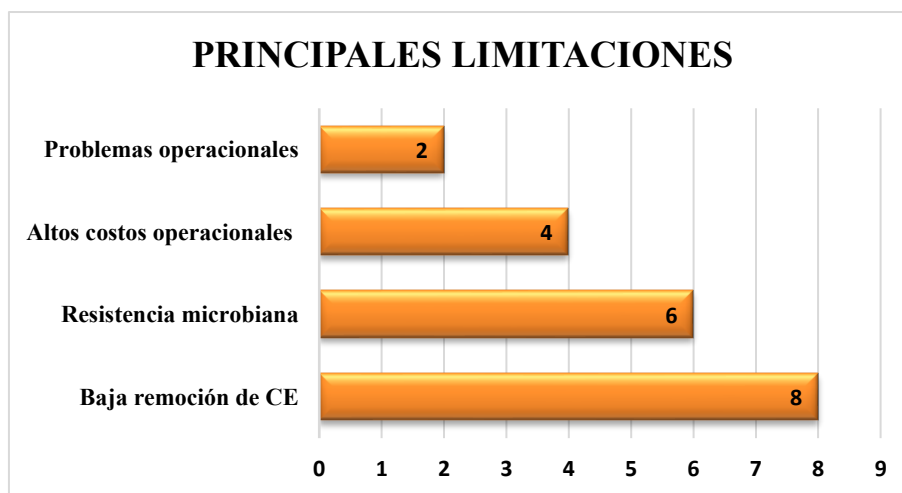
Por otro lado, se ve que la mayoría de los estudios solo detectan y monitorean los CE, pero muy pocas evalúan a profundidad si las tecnologías convencionales los eliminan. Esta brecha es crítica en países en desarrollo, donde los sistemas biológicos comunes son los que predominan y la adopción de tecnologías más avanzadas están limitadas por costos y operación [88].

- ***Limitaciones identificadas***

Las limitaciones identificadas en la literatura sobre tratamiento de efluentes hospitalarios se presentan en la Figura 8. Predominó la baja remoción de contaminantes emergentes con 8 estudios, seguida de resistencia microbiana (6), altos costos operacionales (4) y problemas operacionales (2).

Figura 8

Limitaciones identificadas



Nota. Elaboración propia

La problemática más grande que reportan los estudios es la poca capacidad de los sistemas convencionales para eliminar completamente los contaminantes emergentes de efluentes hospitalarios. Esto coincide con Khumalo et al. (2023) quienes explican que muchos de los medicamentos poseen estructuras químicas recalcitrantes y poco susceptibles a los tratamientos a los tratamientos biológicos más implementados [98].

Los lodos activados presentaron un desempeño satisfactorio para remover MO, pero son poco eficientes con antibióticos, antiinflamatorios y otros fármacos. Estudios de muestran que muchos de estos CE son persistentes en el efluente tratado después del tratamiento biológico [83], [106].

Otra limitante fue el elevado costo de las tecnologías avanzadas como MBR. Aunque estos sistemas logran un valor elevado en porcentajes de remoción, demandan una alta inversión y tienen problemas operacionales como ensuciamiento de membranas (fouling), lo que hace que mantenerlos y operarlos se más costoso [82], [107].

4.2.2. Actividad 2. Dimensionamiento del sistema de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal

La estimación teórica del sistema de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal se hizo con el fin de definir las condiciones de diseño necesarias para un tratamiento eficiente de aguas residuales hospitalarias a escala real como se muestra en la tabla. Para esto, se emplearon los criterios como las ecuaciones establecidas por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), el diseño determinó parámetros importantes para la calidad del afluente y efluente, profundidad, porosidad del medio filtrante, área superficial requerida, la carga orgánica aplicada, dimensiones geométricas y el comportamiento hidráulico que se realizan dentro del sistema de humedales [55].

Tabla 9*Dimensiones y criterios para el sistema de humedales construidos a escala real*

Criterio	Descripción
Condiciones existentes	$DBO_5 = 470 \text{ mg/L}$
	$SST = 424 \text{ mg/L}$
	$T^\circ = 23,8^\circ\text{C} \rightarrow 24^\circ\text{C}$
Calidad deseada	$DBO_5 = 100 \text{ mg/L}$
	$SST = 40 \text{ mg/L}$
Profundidad	$0,25 \text{ m (pp)} \quad 0,45 \text{ m} = d$
Porosidad de la estructura	$n = 0,35$ (uso de plantas)
Proporción Largo-Ancho	4:1
Área superficial	$508,51 \text{ m}^2$
Caudal promedio	$328,32 \text{ m}^3/\text{día}$
K_t	2,61
Ancho	$15,94 \text{ m}$
Largo	$31,88 \text{ m}$
S	1,4 %
Flujo hidráulico	$21357,42 \text{ m}^3/\text{día}$

Nota. Elaboración propia

Pese a que el dimensionamiento teórico estimó la necesidad de un humedal aproximadamente de $508,51 \text{ m}^2$, esta investigación se desarrolló a escala piloto dentro de las instalaciones del laboratorio de Ciencias Ambientales de la Corporación Universitaria Autónoma del Cauca. Así, se construyeron humedales que permitieron evaluar la eficiencia de remoción de acetaminofén como contaminante emergente seleccionado anteriormente. A continuación, en la Tabla 10 se presentan las dimensiones y criterios operacionales para el sistema de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal.

Tabla 10*Dimensiones y criterios para el sistema de humedales construidos a escala piloto*

Criterio	Descripción
Caudal	$2,77 \text{ L. día}^{-1} \rightarrow 2,77 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{día}$
Largo	0,33 m
Ancho	0,28 m
Altura	0,12 m
TRH	4 días
Volumen lecho de soporte	Grava fina
	Grava gruesa
Macrófitas	<i>Cyperus Papyrus</i> y <i>Sansevieria Trifasciata</i>

Nota. Elaboración propia

Con relación a lo anterior, la adaptación experimental del sistema de humedales construidos no se hizo a escala real sino a escala piloto, teniendo en cuenta las limitaciones de espacio físico y mantener en control la calidad del agua. En este sentido se implementaron 4 humedales en recipientes con dimensiones de 0,33m de largo, 0,28 m de ancho y 0,12m de altura, teniendo un volumen de lecho de soporte de $0,011088 \text{ m}^3$. Estas dimensiones propiciaron los procesos físicos, hidráulicos, químicos y biológicos que se llevan a cabo en humedales de mayor escala, manteniendo la relación entre volumen útil, caudal aplicado y TRH.

El volumen de lecho de soporte resultó determinante para garantizar el TRH del sistema y optimizar el contacto del agua residual con los microorganismos del sustrato y las raíces de las macrófitas. El material granular cumple con una doble función que además de actuar como soporte físico para las plantas, proporciona área superficial para el desarrollo de biopelículas microbianas, las cuales intervienen de forma significativa en la remoción de materia orgánica y contaminantes emergentes [13], [108]

Este sistema operó con un caudal promedio de $2,77 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{día}$ lo que equivale aproximadamente a 2,77 L/día. Este dato se eligió en aras de mantener las condiciones de flujo lento dentro de los humedales, asegurando la interacción prolongada entre el agua residual y los mecanismos de tratamiento presentes en el sistema. La reducción del caudal disminuye la

velocidad a través del material granular, evitando cortocircuitos hidráulicos y permitiendo que el agua se distribuya de forma equilibrada en todo el lecho filtrante. Como indica Kadlec y Wallace, la regulación del caudal es un factor importante tanto en el diseño como operación de los humedales construidos, ya que incide de forma directa en la remoción de contaminantes emergentes [108].

En cuanto al tiempo de retención hidráulico (TRH), se determinó un valor de 4 días para los 3 humedales. Este tiempo permitió que el agua residual estuviera dentro del sistema en un periodo suficiente para que se desarrollaran los procesos de sedimentación, adsorción, absorción vegetal, degradación microbiana y la transformación química de los contaminantes presentes. Estudios realizados reportan que TRH entre 3 a 7 días son suficientes para brindar unas condiciones favorables para la remoción de nutrientes, materia orgánica y fármacos en humedales de flujo subsuperficial [13], [39]. El TRH seleccionado se considera adecuado para optimizar la degradación progresiva del acetaminofén en el agua residual sintética evaluada.

- ***Revisión de artículos para la selección de las macrófitas***

La selección de las macrófitas es un factor determinante en la eficiencia de los humedales construidos para tratamiento de efluentes hospitalarios. Dado que las plantas deben soportar cargas orgánicas, presencia de fármacos y variaciones de caudal, además de favorecer condiciones aerobias para lograr una degradación de contaminantes emergentes. En esta revisión de artículos se analizó el desempeño reportado en DQO, DBO y compuestos farmacéuticos bajo condiciones similares.

Con *Cyperus Papyrus* hay varios estudios que lo respaldan. Por ejemplo, Cervantes implementó humedales de flujo horizontal con esta especie usando agua preparada en laboratorio para simular un efluente hospitalario. Cuando le adicionaron Ibuprofeno, el humedal con esta especie logró remover hasta el 84%, mientras que el tratamiento que no contenía plantas solo logró el 51% [36]. La razón es que el sistema radicular del papiro es bien tupido: eso da más espacio para que se adhieran los microorganismos que degradan los fármacos, y además expulsan oxígeno que ayuda a que no se preserven las bacterias buenas. En otro trabajo, Abou-Elela lo usaron con agua municipal y, dándole 4 días de retención, alcanzaron 87% de remoción en DBO, 86% en DQO y 80% en SST. La especie de *Cyperus Papyrus* soportó cargas altas de DQO en un rango de 400 y 1200 mg/L que uno ve en agua de hospital pura, y hasta ayudó a aumentar el Oxígeno Disuelto en 2.01 mg/L comparado con el humedal sin plantas [38].

Asimismo, la especie *Cyperus Papyrus* muestra características favorables asociadas a el rápido crecimiento, alta producción de biomasa y su extenso desarrollo radicular. Estas cualidades aumentan el microbiota superficial y facilitan la transferencia de oxígeno hasta la rizosfera, realizando procesos aerobios que ayudan a la degradación de contaminantes orgánicos y farmacéuticos [56], [60]. Igualmente, la red radicular tan extensa crea una buena interacción entre el agua residual sintética y sus microorganismos, mejorando los procesos de filtración y adsorción.

La *Sansevieria Trifasciata* se implementó por otra razón: esta planta trabaja de noche. Como tiene metabolismo Ácido de las Crasuláceas (CAM), abre sus estomas cuando no hay sol y expulsa oxígeno al suelo, lo que mantiene el humedal activo continuamente. En México ya la han usado en humedales comunitarios y les ha ido bien. En el estudio de Méndez-Mendoza reportaron 93% de remoción en DQO, 93% en Amonio y 91% en Nitrógeno Total en sistemas que tenían Lengua de suegra [109]. En estudio de Zamora también la utilizaron en mezclas con otras ornamentales y lograron 90% en DQO y 72% en Fósforo total. Fuera de eso, es una planta con alta adaptabilidad: a la poca luz y no pide mucho mantenimiento, algo clave si uno piensa en un sistema descentralizado que no va a tener operario todo el día [110].

En contraste, *Sansevieria Trifasciata* se destaca por su alta resistencia fisiológica frente a los factores ecológicos y por su fácil adaptación a diversos tipos de sustratos. Aunque su uso en humedales construidos ha sido muy limitado comparado con otras macrófitas tradicionales, investigaciones recientes recalcan la capacidad que posee para desarrollar procesos de Fito extracción y estabilización de contaminantes por sus raíces robustas y a su resistencia en ambientes con carga contaminante moderada [111]. Dichas propiedades justifican su inclusión como alternativa de uso para sistemas de tratamiento descentralizados.

Implementar las dos especies juntas tiene sentido porque se complementan. El *Cyperus Papyrus* es el que más raíces tiene y se lleva mejor con los fármacos, pero baja su actividad en la noche. En ese momento entra la *Sansevieria Trifasciata* a mantener el oxígeno. Adicionalmente, ambas macrófitas son de fácil acceso en viveros y jardines de la región aportando una ventaja para futuras aplicaciones a sistemas de tratamiento en humedales a escala real.

De igual manera el sistema Mixto se realizó con el fin de experimentar ambas especies juntas y aprovechar las ventajas complementarias de cada macrófitas. Al momento de hacer una combinación de diferentes sistemas radiculares puede incrementar la variabilidad del medio biológico, lo que potencia el desarrollo de biopelículas más diversas. Esta diversidad se asocia a

una mejora en la estabilidad del sistema de humedales y la respuesta a cambios del agua residual sintética [112].

Figura 9

Macrófitas seleccionadas para el sistema de humedales construidos



Cyperus Papyrus



Sansevieria Trifasciata

Nota. Elaboración propia

4.2.3. Actividad 3. Construcción y acondicionamiento de del montaje experimental

Una vez definidas las condiciones hidráulicas de diseño y seleccionadas las macrófitas, se procedió a la construcción. Los sistemas empleados durante la etapa experimental fueron cuatro humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal empleando recipientes de plástico con dimensiones de 0,33 m de largo, 0,28 m de ancho y 0,12 m de altura a escala piloto. El montaje fue instalado en el laboratorio de Ciencias Ambientales de la Uniautónoma del Cauca, con una temperatura promedio de 19-23°C. las dimensiones y el esquema del montaje se presenta en la Figura 10. El lecho de soporte utilizado tuvo un peso total de 8 kg para cada humedal, conformado por una estructura de 6,8 kg de granito blanco grueso y 1,2 kg de gravilla de granito blanco fino, lo que representa una relación granulométrica de 85% y 15%, respectivamente. La granulometría del material fue: grueso de 10-20 mm, mientras que el fino entre 3-6 mm.

Antes de su disposición, todo el material de medio filtrante se les realizó su respectivo lavado varias veces con agua limpia y al final con agua destilada con el fin de eliminar partículas finas, impurezas o polvo que facilitaran la colmatación rápida del sistema o en efecto alterar la porosidad del lecho. Esta actividad es importante dentro de la construcción de humedales de flujo

subsuperficial, debido a que contribuye a que se presente una distribución uniforme del flujo a través del medio granular. Por otro lado, la combinación de partículas de diferentes diámetros permitió contemplar una estructura porosa estable, con la capacidad de brindar un buen soporte mecánico a las macrófitas y, al mismo tiempo aumentar el área superficial disponible para el desarrollo de biopelículas puesto que realizan un trabajo fundamental en el proceso de degradación de la materia orgánica y de CEF por medio de la adsorción, biodegradación y transformación bioquímica.

El sistema de humedales contruidos se contempló de la siguiente manera: El primero representó el tratamiento de control, estructurado únicamente por lecho filtrante y recargado por medio de un tanque de distribución independiente con el fin de evaluar la capacidad de remoción atribuible únicamente al sustrato. Luego se realizó el segundo tanque de distribución, el cual recargo a tres humedales vegetados; uno sembrado con *Sansevieria Trifasciata*, otro con *Cyperus Papyrus* y el último mixto combinando ambas especies de macrófitas. Esta conformación hizo posible el poder comparar el comportamiento individual y combinado de las especies vegetales sobre la eliminación del acetaminofén presente en el agua residual sintética. La elección de estas especies estuvo relacionada con la disponibilidad local de la ciudad de Popayán, ubicada en el departamento del Cauca, las condiciones climáticas templadas, con temperaturas que oscilan entre los 19-23°C.

Respecto al componente vegetal, las especies de macrófitas *Sansevieria Trifasciata* y *Cyperus Papyrus* fueron acondicionadas previo a la siembra. Tanto los tallos como las raíces se lavaron con agua potable hasta remover todo el sustrato adherido y al final se les dio un enjuague con agua destilada, reduciendo el riesgo de que hubiese presencia de materia orgánica, agentes biológicos, entre otros que pudieran interferir con la remoción del fármaco. Posterior a la siembra, las macrófitas fueron sometidas a un periodo de aclimatación de 30 días, con el fin de favorecer el desarrollo radicular y la adaptación del medio granular antes de iniciar la alimentación con el analgésico. Esta fase se dividió en dos etapas:

Durante los primeros 15 días, los 4 humedales trabajaron únicamente con la preparación de agua residual sintética sin el acetaminofén inyectable, con un caudal de $2.77 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{día}$ y un TRH de 4 días. Este periodo permitió evaluar la adaptación de las macrófitas *Sansevieria Trifasciata* y *Cyperus Papyrus* al medio granular y a las condiciones hidráulicas. Se observó que *C. Papyrus* tuvo nuevos brotes de espiguillas a partir del día 8, comportamiento relacionado con

lo reportado por Cervantes para esta especie en HSSF con fármacos [36]. Mientras que *S. Trifasciata* mantuvo su apariencia si evidencia de clorosis, lo que indicó buena adaptación al medio granular, coincidiendo con lo documentado por Zamora y Calheiros respecto a su alta capacidad de resistencia fisiológica en medios granulares [113].

En los siguientes 15 días, se mantuvo la misma configuración hidráulica, pero se inició con la alimentación con el agua residual sintética incorporando el acetaminofén como el fármaco modelo a una concentración de 20 mg/L. Al finalizar los 30 días, los sistemas plantados presentaron sistema radicular más cobertura radicular más consolidada y sin indicios de marchitez, condición importante para poder iniciar la fase experimental de evaluación de remoción.

Por otra parte, el periodo de aclimatación es importante para diferenciar la remoción atribuible a procesos físicos del medio filtrante, de aquella actividad biológica de las especies vegetales y su sistema rizosférico, de tal manera evitando el sobreestimar la eficiencia durante el arranque del sistema, del mismo modo como lo plantea Abou-Elela para *C. Papyrus* en condiciones de estrés [38], [114].

Figura 10

Montaje del sistema de HCFSSH a escala piloto



Nota. Elaboración propia a través de Ideal House

4.3. Fase 3: Determinación de la eficiencia del humedal construido en la remoción de contaminantes emergentes farmacéuticos.

4.3.1. Actividad 1. Preparación del agua residual sintética

La preparación del agua residual sintética forma parte fundamental dentro del tiempo de operación para garantizar un control en las condiciones experimentales durante la evaluación de la eficiencia del sistema de humedales construidos en la remoción de contaminantes emergentes farmacéuticos. En función de esto, se emplearon los datos de composición establecidos por la norma ISO 11733/2004 modificada, la cual determina una estructura de compuestos orgánicos e inorgánicos para simular las características fisicoquímicas de un agua residual con una carga orgánica respectiva [43].

La composición del agua de alimentación presentó por cada 20 L lo siguiente: 2700 mg de leche en polvo sin grasa, 1300 mg de almidón soluble, 800 mg de acetato de sodio, 200 mg de extracto de levadura, 760 mg de cloruro de amonio, 430 mg de urea y 440 mg de Fosfato de potasio monobásico. Además, el agua residual fue dopada con 20 mg/L de acetaminofén inyectable como contaminante emergente de interés. La elección de estos componentes permitió crear una solución acuosa con presencia de materia orgánica biodegradable, nutrientes fosforados y nitrogenados, así como un compuesto farmacéutico que se ha detectado constantemente tanto en aguas residuales hospitalarias como domésticas [43].

La leche en polvo sin grasa y el almidón fueron los componentes que brindaron una gran parte de carbono orgánico biodegradable, asemejando la presencia de grasas, proteínas y carbohidratos existentes en las aguas residuales reales. Estos componentes estimulan el crecimiento de microorganismos heterotróficos encargados de la degradación biológica. Mientras que, el acetato de sodio aportó una fuente de carbono que fue asimilada de forma positiva por los microorganismos, manteniendo una actividad metabólica idónea durante el funcionamiento de los humedales [65].

Por otro lado, el extracto de levadura aporta vitaminas, micronutrientes y compuestos de tipo orgánicos esenciales para el desarrollo microbiano. Por su parte, el cloruro de amonio y la urea fueron claves para generar nitrógeno de una forma favorable. Al agregar fosfato de potasio monobásico garantizó el aporte de fósforo, manteniendo un balance nutricional bueno para realizar los procesos biológicos y obtener una réplica con las condiciones típicas de aguas residuales reales,

siendo los componentes una parte primordial para el desarrollo de biopelículas responsables de la correcta degradación [65].

Además, la decisión de añadir acetaminofén partió desde la necesidad de evaluar el comportamiento de uno de los fármacos que a nivel mundial es altamente consumido y detectado en vertimientos de tipo hospitalarios y domésticos. Este compuesto se cataloga como contaminante emergente por su presencia constante en cuerpos de agua superficiales y a ser una amenaza para los sistemas convencionales de tratamiento ya que no siempre obtienen su depuración completa [115]. Al momento de agregar el medicamento se pudo evaluar la capacidad del sistema de humedales construidos para crear los procesos de absorción, adsorción vegetal y degradación limitado por criterios experimentales.

Por último, se utilizó agua destilada con el fin de reducir las interferencias de las sales, compuestos o microorganismos presentes en las aguas naturales. De tal manera que algún cambio generado en los parámetros fisicoquímicos y posteriormente en la concentración del acetaminofén se puede atribuir a la actividad de los humedales construidos y no a factores del exterior con relación a la calidad inicial del agua.

Al momento de tener preparada el agua residual sintética dopada con acetaminofén se procedió a tomar los parámetros fisicoquímicos para tener un valor de referencia antes de que empezara el tiempo de funcionamiento por 60 días.

A continuación, en la Tabla 11 se presentan los parámetros fisicoquímicos del agua residual sintética. La caracterización inicial evidenció las condiciones típicas de un agua residual hospitalaria de carga media-alta, según lo reportado en la ISO 11733:2004 para ensayos de biodegradabilidad. La concentración de acetaminofén inyectable en el afluente fue de 20 mg/L, valor seleccionado para la simulación de descarga elevada en efluentes hospitalarios [116].

Tabla 11*Parámetros del agua residual sintética de entrada*

VALORES AGUA RESIDUAL SINTÉTICA ISO 11733 (POMA)	
ENTRADA	
Criterio	Descripción
Temperatura T°	25,1± 0,7
Turbidez (NTU)	53,3 ± 1,4
Potencial de Hidrógeno (pH)	6,39 ± 0,0
Sólidos Totales mg/L (ST)	418,7 ± 8,3
Sólidos Disueltos Totales mg/L (SDT)	332 ± 8,0
Sólidos Suspendidos Totales mg/L (SST)	86,7 ± 6,1
Demanda Química de Oxígeno mg/L O₂ (DQO)	460 ± 7,8
Demanda Bioquímica de Oxígeno mg/L O₂ (DBO)	336,3 ± 2,5

Nota. Elaboración propia

En los resultados se registró una DBO₅ de 336,3 ± 2,5 mg/L y una DQO de 460 ± 7,8 mg/L obteniendo una DBO₅/DQO de 0,73. Este valor representa una alta biodegradabilidad del efluente, condición favorable para el tratamiento de humedales construidos [65]. Al momento de agregar los 20 mg/L de acetaminofén inyectable no detuvo la biodegradabilidad inicial, lo que se relaciona con un estudio llevado a cabo por Zhang, quienes evidenciaron que concentraciones hasta 50 mg/L de acetaminofén no generan toxicidad aguda para las comunidades microbianas en los humedales durante la fase de arranque [117].

Por otro lado, los Sólidos Suspendidos Totales (SST) con 86,7 ± 6,1 y la turbidez de 53,3 ± 1,4 NTU clasifican en el rango establecido para efluentes hospitalarios reales (50-150 mg/L de SST) [52]. Estos registros son aceptables para humedales construidos, dado que cargas >200 mg/L de Sólidos Suspendidos Totales incrementan la amenaza de colmatación del medio granular [53]. La cantidad de Sólidos disueltos totales 332 ± 8,0 mg/L representó el 79% de los ST, el comportamiento proveniente de las aguas sintéticas.

En cuanto al pH de 6,39 ± 0,0 se mantuvo en un rango neutro ligeramente ácido, siendo viable para desarrollar la actividad microbiana y el crecimiento de las macrófitas *C. Papyrus* y *S. Trifasciata*, estas especies pueden tolerar pH oscilando entre 5,5 y 7,5 [113]. Igualmente, la

temperatura $25,1 \pm 0,7$ °C favorece la degradación biológica y la transformación del acetaminofén, ya que temperaturas entre 20-30°C aumentan la tasa metabólica de las biopelículas en las raíces [13].

Cabe mencionar que los valores de DBO₅ y DQO si clasifican el efluente como ARH con una concentración media-alta, relacionándose con el estudio de Verlicchi donde reportaron rangos entre 300-600 mg/L para DQO para centros de salud que no tiene ningún tratamiento primario. La concentración de acetaminofén (20 mg/L) están por arriba de los valores comunes de 1,2-200 µg/L para efluentes reales [116], dicha concentración fue elegida para evaluar la resistencia del sistema ante alteraciones causadas por el analgésico y garantizar la detección analítica. Por otro lado, las desviaciones estándar de esos parámetros confirman la estabilidad del agua residual sintética durante el periodo de operación.

4.3.2. Actividad 2. Operación y seguimiento del desempeño del sistema de humedales construidos

En aras de evaluar el desempeño hidráulico y la eficiencia del sistema de humedales construidos frente al agua residual sintética dopada con acetaminofén, se hizo el seguimiento constante de los parámetros fisicoquímicos de calidad del agua. Se midió turbidez, temperatura, pH, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Totales (ST), Sólidos Disueltos Totales (SDT) y Sólidos Suspendidos Totales (SST). El análisis de estas variables permitió comprobar la estabilidad del sistema durante el lapso de operación, comprender los procesos físicos, químicos y biológicos que inciden en la remoción de contaminantes, y corroborar si las condiciones favorecen la actividad microbiana y la remoción del acetaminofén.

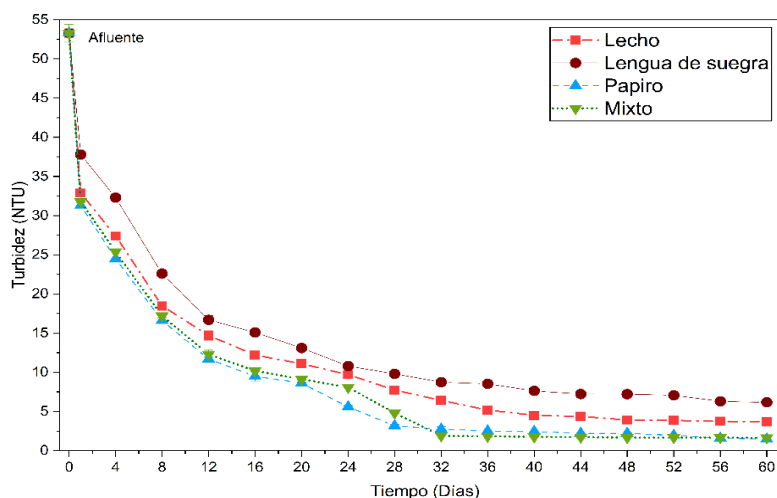
- ***Turbidez***

La turbiedad del agua residual sintética fue determinada durante el tiempo experimental utilizando un turbidímetro portátil HACH 2100Q, arrojando los datos en unidades nefelométricas de turbidez (NTU) como se ilustra en la Figura 11. Este parámetro determina la presencia de partículas suspendidas en el agua, las cuales pueden estar conformadas por materia orgánica, microorganismos y diferentes compuestos insolubles. Cuando se implementa un sistema de humedales, esta variable es muy relevante puesto que permite evaluar la capacidad del medio

filtrante y procesos biológicos para retener y remover los sólidos presentes en el afluente [56].

Figura 11

Variación temporal de la turbidez en el efluente de HCFSSH



Nota. Elaboración propia a través de Origin Pro

La Figura 11 presenta los datos registrados de la variación temporal de la turbidez en el efluente de los cuatro tratamientos evaluados en un lapso de 60 días de operación. Es importante mencionar que el sistema de humedales contó con dos tanques de distribución: el Tanque 1 suministró únicamente al tratamiento de control (Lecho sin macrófitas), mientras que el Tanque 2 abasteció el afluente a los 3 humedales vegetados: *Sansevieria Trifasciata* (Lengua de suegra), otro con *Cyperus Papyrus* (Papiro enano) y mixto (Lengua de suegra + Papiro enano). Ambos tanques fueron recargados con una turbidez inicial de $53,3 \pm 1,10$ NTU.

Durante los primeros 8 días se mostró una rápida remoción en todos los sistemas. El lecho sin plantar registró 18,5 NTU equivalente al 65,3%, mientras que los humedales plantados con *S. Trifasciata*, *C. Papyrus* y el sistema mixto obtuvieron 22,6, 16,6 y 17,2 NTU alcanzando remociones de 57,6%, 68,8% y 67,7%, respectivamente. Esta fase inicial se puede relacionar primeramente a las actividades físicas como la sedimentación de partículas de mayor tamaño y filtración ejercidas por el medio granular del lecho, el cual actúa como un filtro natural que retiene partículas en suspensión, ayudando a la clarificación del agua [60]. Este comportamiento coincide con un estudio realizado en Brasil, donde estudiantes evidenciaron la importancia del material filtrante para obtener remociones superiores al 95% de sólidos [118].

A partir del día 8, los cuatro tratamientos empezaron a mostrar diferencias entre ellos. Los humedales plantados con *C. Papyrus* y mixto presentaron una tendencia de forma descendente, alcanzando datos inferiores con 2,8 NTU y 1,9 NTU en el día 32, con eficiencias de remoción de 94,8% y 96,4%, respectivamente. En contraste, el lecho sin macrófitas y *S. Trifasciata* arrojaron 6,4 NTU y 8,8 NTU en el mismo día de muestreo, reflejando eficiencias de 88% y 83,5%. En esta fase II hay una estabilidad en los procesos biológicos que se realizan en la rizosfera. Las raíces de estas macrófitas crean superficies que ayudan a que las partículas en suspensión puedan adherirse y queden retenidas, favoreciendo la estructura del suelo que se sedimentan al fondo de los humedales. Asimismo, la función de los microorganismos presentes en las raíces ayuda a la degradación de materia orgánica presente en los sólidos. Este comportamiento puede estar ligado al proceso de maduración del sistema de humedales construidos, donde la unión o solidez del biofilm microbiano y el desarrollo rizosférico de las macrófitas aumentan la capacidad de transformación de los sólidos suspendidos [53].

Posteriormente la disminución de la turbiedad se presentó gradualmente en el periodo final de operación de 60 días, alcanzando valores finales de Lecho 3,7 NTU (93,1%), *S. Trifasciata* 6,2 NTU (88,4%), *C. Papyrus* 1,55 NTU (97,2%) y Mixto 1,6 NTU (97,0%). La alta efectividad de *C. Papyrus* en comparación con *S. Trifasciata* se puede asociar al óptimo desarrollo radicular y una buena oxigenación de las raíces, lo cual favorece la formación de biopelículas aerobias encargadas de la mineralización de sólidos orgánicos. Estos resultados coinciden con Charris y Osorio, quienes determinaron que especies vegetales como *Cyperus Papyrus* (Papiro enano) tienen una gran capacidad de remoción en comparación con otras especies locales [119].

A su vez es notorio el desempeño que realizó el tratamiento mixto logrando una igualdad con el sistema de Papiro enano desde el día 32 en adelante, lo que sugiere un crecimiento del sistema radicular más denso entre las especies que contribuyen a lograr una estabilidad al humedal sin perjudicar la eficiencia. Varios estudios han reportado que la formación de las raíces influye positivamente en la eficiencia de remoción de sólidos y materia orgánica favoreciendo la reducción de la velocidad del flujo y promueve procesos de sedimentación y filtración como se ha mencionado anteriormente [112]. Por otro lado, el tratamiento de control con solo material granular (lecho) alcanzó una eficiencia semejante (93,1%), demostrando con este resultado que el sustrato por sí solo representa una parte crítica en la retención de sólidos. Sin embargo, la utilidad de diferentes macrófitas aporta una estabilidad a largo plazo en la operación del sistema de

humedales, particularmente en la carga hidráulica y orgánica; también la literatura científica asegura que se pueden obtener remociones entre el 20-60% mayores en sistemas plantados [120].

Desde el día 28, los efluentes de *Cyperus Papyrus* y mixto presentaron 1,5 NTU y 1,6 NTU siendo valores inferiores a 5 NTU, esto da cumplimiento a los lineamientos de la OMS para el agua de reúso y las condiciones de la EPA para riego de cultivos de consumo directo que pide una turbidez <2 NTU. La estabilidad del sistema de humedales en el día 32 coincide con el estudio realizado por Zamora, donde los humedales con *Cyperus Papyrus* alcanzaron un estado estable en 3-4 semanas de funcionamiento.

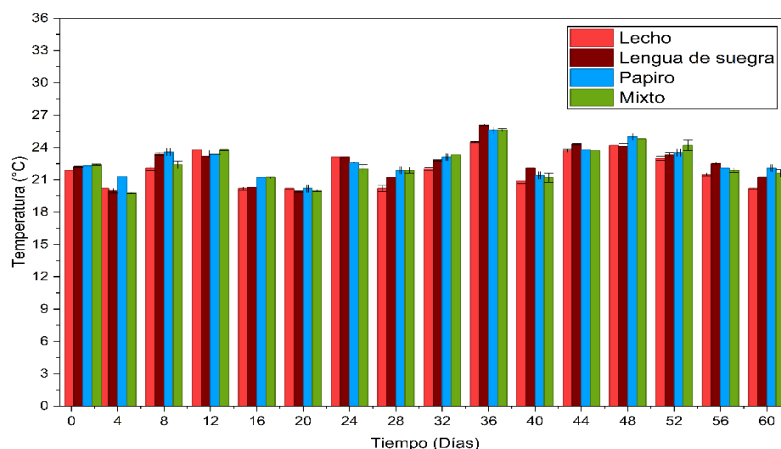
Finalmente es importante reportar que, en la Resolución 0631 de 2015 no se encuentra estipulado el valor máximo permisible para la turbidez en vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficiales, este parámetro complementa la calidad del efluente. La disminución que se pudo estimar refleja una remoción de partículas suspendidas lo que genera una reducción en otros parámetros asociados.

● *Temperatura*

La temperatura también es un parámetro físico importante en los tratamientos biológicos, debido a que se involucra directamente en la actividad metabólica de los microorganismos encargados de la degradación de la materia orgánica y los diferentes contaminantes presentes en el agua residual [53].

Figura 12

Variación temporal de la temperatura en el efluente de HCFSSH



Nota. Elaboración propia a través de Origin Pro

En esta investigación el agua residual sintética preparada arrojó una temperatura inicial de $25,1 \pm 0,68$ °C en la entrada de ambos tanques de distribución con ayuda del multímetro portátil HQ40D, valor de referencia para realizar el adecuado seguimiento de la variabilidad térmica de los tratamientos contruidos durante la etapa experimental de 60 días. La temperatura en los efluentes de los cuatro humedales osciló entre 19,8 y 26,1 °C durante los 60 días de funcionamiento. Esta variación de 6,3°C se puede atribuir a la actividad metabólica de las plantas y la biopelícula en el sistema rizosférico, así como con factores ambientales con respecto al montaje, como la temperatura ambiente del laboratorio [13]. A pesar de esas variaciones entre tratamientos, no se evidenciaron siendo muy mínimas y no evidenciaron diferencias significativas, es decir que el comportamiento térmico similar bajo las mismas condiciones de operación.

Se detectaron tres picos térmicos en los días 12, 36 y 48. En el día 12 los humedales presentaron datos entre 23,2 y 23,8 °C relacionados a un aumento de la temperatura durante esa semana de muestreo. El tratamiento con *S. Trifasciata* registró un valor máximo analizado en el día 36 de 26,1 °C, seguida de *C. Papyrus* y mixto con 25,6 °C, y Lecho con 24,5 °C. El último incremento se notó en el día 48, con registros de 24,2-25,0 °C, estos valores fueron incrementados de manera unánime en los cuatro tratamientos, incluyendo el Lecho (control) operado con un tanque individual, dicho lo anterior se confirma que las fluctuaciones corresponden a las condiciones climáticas externas y no a una repercusión proveniente de las especies vegetales o de los tanques de distribución.

La temperatura mínima se detectó en el día 4 respecto al sistema Mixto con 19,8 °C, mientras que el Lecho y *S. Trifasciata* registraron sus valores mínimos en el día 20 con 20,2 °C y 19,9 °C, respectivamente. Al final del periodo experimental (día 60) los efluentes lograron estabilizarse en 20,2 °C para Lecho, 21,2°C para *Sansevieria Trifasciata*, 22,1 °C para *Cyperus Papyrus* y 21,6 para Mixto. El aumento térmico del humedal plantado de *C. Papyrus* corresponde a la menor incidencia directa de la radiación solar sobre la columna de agua, este fenómeno fue reportado por Stefanakis en humedales con alta densidad vegetal [121].

Con respecto a los rangos térmicos registrados entre 19,8-26,1 °C se mantienen dentro de lo favorable para el desarrollo de la actividad microbiana encargada de la degradación de materia orgánica y la nitrificación. Los autores mencionan que las temperaturas obtenidas entre 20-30 °C benefician la acción biológica y mecanismos de remoción en humedales contruidos, facilitando tener una eficiencia en el tratamiento de AR [53], [56]. Por lo tanto, esto muestra que la

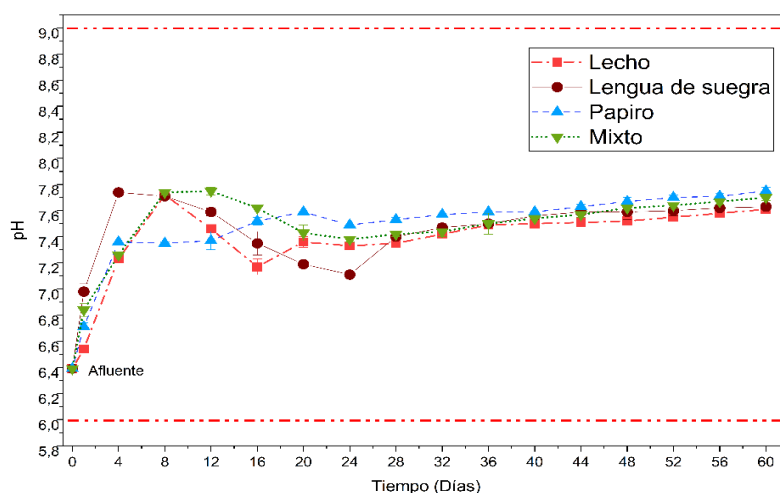
temperatura no presenta una limitante en los diversos procesos biológicos en ninguno de los tratamientos evaluados y mantiene una mayor capacidad de moderar su comportamiento frente a las variaciones diurnas. Además, al realizar la comparación con la Resolución 0631 de 2015 establece para vertimientos a cuerpos de agua superficiales una temperatura con un máximo permisible de 40 °C, valor que es elevado a los registros que arrojaron los tratamientos, indicando que estos efluentes no ocasionan un riesgo de contaminación.

• pH

La variación temporal del pH en los efluentes de los cuatro humedales se presenta en la Figura 13. Este parámetro es muy útil en el monitoreo de sistemas biológicos, debido a que se relaciona directamente con la actividad microbiana, la nitrificación y los distintos procesos que facilitan la transformación de contaminantes existentes en las aguas residuales [53]. Adicionalmente, el seguimiento de la temperatura permite corroborar la estabilidad de los tratamientos y el límite máximo permisible para vertimientos.

Figura 13

Variación temporal del pH en el efluente de HCFSSH



Nota. La línea roja punteada indica el valor máximo permitido de 6,00 a 9,00 establecido en la Resolución 0631 de 2015 para vertimientos de actividades de atención a la salud humana. Elaboración propia a través de Origin Pro

El valor de referencia que presentó el agua residual sintética en el afluente fue de un pH 6.39, su medición se hizo en la entrada del tanque de distribución utilizando un pH-metro, esta

variable fue analizada con el propósito de evaluar el progreso en los distintos humedales construidos durante los 60 días de operación.

Los resultados obtenidos de cada uno de los tratamientos reflejaron una tendencia gradualmente ascendente del pH con respecto al dato inicial como se muestra en la Figura 13. En los primeros 8 días se llevó a cabo la fase de acondicionamiento donde se registró un incremento de pH de manera rápida puesto que en estos días el Lecho (control) mostró un aumento a 7.72, mientras que *Sansevieria Trifasciata*, 7.71, *Cyperus Papyrus* 7.35 y para el Mixto 7.74. Lo que sugiere que este incremento corresponde a la disolución de carbonatos presentes en el material filtrante actuando como buffer natural. Este comportamiento coincide con estudios donde indican que los sustratos calcáreos presentes en humedales de flujo subsuperficiales aumentan el potencial de hidrógeno del afluente en el tiempo de iniciación por intercambio iónico $\text{Ca}^{2+}/\text{H}^+$ [122]. El humedal vegetado con *S. Trifasciata* mostró el valor máximo de 7.74 en el día 4, esto debió relacionarse a la liberación de exudados radiculares de tipo alcalinas.

Posteriormente los muestreos realizados entre el día 8-28 se pudo notar una transición donde se realiza el proceso de acidificación en los cuatro tratamientos. El lecho descendió de 7.72 a 7.35, *Sansevieria Trifasciata* de 7.71 a 7.40, el Mixto de 7.74 a 7.42, en cambio *C. Papyrus* tuvo una estabilidad alrededor de 7.35 y 7.53. Esta disminución se relaciona con el desarrollo del proceso de nitrificación en la rizosfera, esta actividad consume alcalinidad y libera H^+ : $\text{NH}_4 + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$. La mínima caída del pH en *Cyperus Papyrus* se presentó en el día 24 con un valor de 7.49, relacionándose a la mayor capacidad de buffer que tiene su sistema rizosférico debido a su alta tasa de oxigenación radicular [123].

Después en los días 28-60 se consiguió una regulación y un comportamiento estable con registros entre 7.40 y 7.75. Posteriormente, en el día 60 el pH se estabilizó en un rango alcalino, donde los valores finales fueron: Lecho 7.61 ± 0.02 , *Sansevieria Trifasciata*, 7.63 ± 0.02 , *Cyperus Papyrus* 7.75 ± 0.03 y Mixto 7.70 ± 0.02 . las desviaciones estándar ≤ 0.08 aseguran una alta estabilidad en el muestreo. Igualmente, la estabilización del pH en valores comprendidos entre 7.4 y 7.8 favorecen el tratamiento biológico, puesto que los microorganismos encargados del proceso de degradación de materia orgánica y contaminantes emergentes (CE) son óptimos al presentar una actividad cercana a la neutralidad. Por eso los métodos biológicos de tratamiento de AR se desarrollan apropiadamente en intervalos de pH entre 6.5 y 8.5 ya que es óptimo para bacterias nitrificantes como *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, por lo que los valores registrados durante el tiempo

experimental muestran que hubo las condiciones adecuadas para la actividad microbiana y para los procedimientos de remoción del acetaminofén [65].

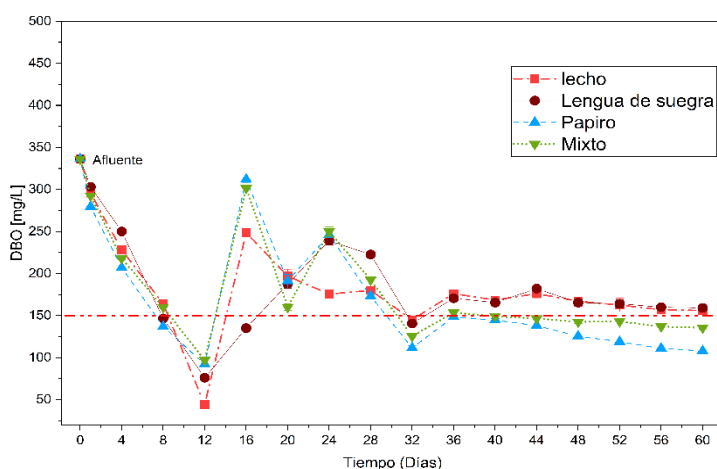
Finalmente, al realizar la correcta comparación con la norma nacional, la Resolución 0631 de 2015 determina que los vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficiales deben tener un rango de pH entre 6.0 y 9.0 como se indica en la Figura 7 con líneas punteadas de color rojo. Los efluentes de los cuatro sistemas se mantuvieron dentro de este intervalo, lo cual quiere decir que cumplieron con este criterio de calidad y no presenta algún riesgo para el medio receptor.

• *Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)*

En la Figura 14 se muestra el comportamiento de la concentración de DBO₅ en el efluente de los humedales construidos. La DBO₅ es el parámetro que representa que cantidad de oxígeno necesitan los microorganismos para poder oxidar la materia orgánica biodegradable que existe en las aguas residuales [64]. Esta variable hace parte de los indicadores de carga contaminante y la remoción es el reflejo de la eficiencia después de los tratamientos biológicos en el sistema de humedales construidos. El método que se utilizó fue Respirométrico haciendo un triplicado por cada tratamiento, y se hizo la lectura de los resultados en el Espectrofotómetro NANOCOLOR-VIS-II macherey-nagel.

Figura 14

Comportamiento de la DBO₅ en el efluente de HCFSSH



Nota. La línea roja punteada indica el valor máximo permisible de 150 mg/L establecido en la Resolución 0631 de 2015 para vertimientos de actividades de atención a la salud humana. Elaboración propia a través de Origin Pro.

En esta investigación, el agua residual sintética dopada con acetaminofén obtuvo una concentración inicial de $336,3 \pm 2,50$ mg/L con respecto al afluente de entrada en ambos tanques de distribución (día 0) en un periodo de 60 días, este valor clasifica el agua simulada como de carga orgánica media-alta, características de efluentes hospitalarios [65]. En los primeros 12 días se presentó el arranque del sistema donde se evidenció una ligera remoción en todos los sistemas. El Lecho (control) tuvo 44,0 mg/L alcanzando el (87%) de remoción, *Sansevieria Trifasciata* 76,0 mg/L (77%), *Cyperus Papyrus* 92,0 mg/L (73%) y Mixto 97,0 mg/L (71%). Este comportamiento se atribuye a un predominio de mecanismos fisicoquímicos sobre los biológicos. El Lecho sin macrófitas redujo su competencia por sustrato en la rizosfera, logrando que la biopelícula adherida al medio granular degrada rápidamente la DBO₅ [53]. Los sistemas vegetados presentaron un tiempo de adaptación de 4 a 8 días (*lag*), debido al estrés generado por el trasplante de las macrófitas y al tiempo necesario para que desarrollaran la biopelícula en la rizosfera [13]. Hay estudios donde reportan que el *lag* puede durar de 10-15 días en especies vegetales hasta alcanzar remociones de >70% en DBO₅ [124].

Seguidamente, los muestreos entre los días 12-28 se presentó un aumento atípico de la DBO₅ en los cuatro tratamientos, con valores máximos al día 24: 197,0 mg/L en Lecho, 231,0 mg/L en *Sansevieria Trifasciata*, 212,0 mg/L en *Cyperus Papyrus* y 230,0 mg/L en Mixto. Debido a esto las eficiencias disminuyeron a 41%, 31%, 37% y 32%, respectivamente. Analizando esta variable precisamente donde se evidenció un pico respecto al día 24, se puede asociar al documento dirigido por Ávila donde tratan efluentes hospitalarios en humedales presentaron concentraciones de 250-350 mg/L, quienes registraron aumentos hasta de 80 mg/L entre las semanas 2 y 4 atribuidos al desprendimiento masivo de biofilm, liberación de compuestos orgánicos adheridos en el material granular de la fase inicial y la transformación de material particulado en biodegradables [39]. Actividades similares han sido reportadas en el tiempo de maduración en humedales subsuperficiales, en particular cuando se implementan sistemas a escala experimental y con macrófitas en proceso de adaptación [53]. De igual forma, Saeed & Sun reportaron caídas de eficiencia del 85% al 40% en sistemas con *Canna indica* durante la maduración del lecho, por liberación de material celular [125].

El mayor impacto se presentó en *Sansevieria Trifasciata* se explica por su baja capacidad de transporte de oxígeno a la rizosfera, cuantificada en <0.002 g O₂/m²·d por Armstrong frente a $0.5-5$ g O₂/m²·d en *Cyperus Papyrus* [60]. Esto favorece micro zonas anaerobias y acumulación de

materia orgánica particulada. Además, la presencia del acetaminofén en 20 mg/L pudo potenciar la lisis celular, por eso en la literatura Vasiliadou demostraron que 10 mg/L de acetaminofén reduce en un 35% la actividad de bacterias heterótrofas en lodos activados, incrementando la DBO₅ soluble por liberación de material citoplasmático.

A partir del día 32 se presentó una estabilidad biológica, haciendo que los humedales recuperaran su capacidad de remoción y después del día 32 consiguieron un estado estable. Las concentraciones finales de DBO₅ correspondientes al día 60 fueron: Lecho $156,0 \pm 2.00$ mg/L, *Sansevieria Trifasciata* $159,0 \pm 0.50$ mg/L, *Cyperus Papyrus* $108,0 \pm 1.00$ mg/L y Mixto $135,5 \pm 0.50$ mg/L. Las eficiencias finales fueron de 54%, 53%, 68% y 60% en el orden anteriormente mencionado, estos resultados indican que el tratamiento con la macrófitas *Cyperus Papyrus* presentó el mejor desempeño para la remoción de DBO₅. Este comportamiento se relaciona en primer lugar por su estructura radicular que posiblemente generó mayor área disponible para la creación de biopelículas lo que podría explicar las mejores eficiencias con respecto a los demás sistemas. La literatura dice que la rizosfera aporta superficies adicionales para el desarrollo de biopelículas y ayuda a la transferencia de oxígeno hasta zonas necesarias del medio granular, generando procesos aerobios que aumentan la degradación de compuestos orgánicos [60]. También hay un estudio realizado por Kyambadde con la misma especie en cargas 250 mg/L. la superioridad del papiro se relaciona a su morfología radicular fasciculada, que genera entre 3-4 veces mayor área superficial que *Phragmites* y transfiere hasta $5 \text{ O}_2/\text{m}^2\cdot\text{d}$ a la rizosfera, favoreciendo la degradación aeróbica [60], [123].

Los sistemas de Lecho y *Sansevieria Trifasciata* mostraron comportamientos parecidos y no obtuvieron diferencias estadísticas $p > 0.05$. La eficiencia de 53% y 54% del Lecho es consistente con el 50-58% reportado por García señalando que para humedales subsuperficiales sin plantas con DBO₅ afluente de 320mg/L, confirmando que el medio filtrante por sí solo sí sostiene remoción significativa [15]. El bajo aporte de la Lengua de suegra coincide con Calheiros, quienes concluyeron que especies con raíces muy cortas <15 cm, como *Sansevieria Trifasciata* contribuyen <5% a la remoción total de DBO₅, evidenciando que esta especie aporta mínimamente a la remoción de DBO₅ debido a que sus raíces son superficiales, demasiado cortas generando una saturación ligera en el sistema [113].

Con respecto a la Resolución 0631 de 2015 solamente dos de cuatro tratamientos cumplieron con el valor máximo permisible para vertimientos hospitalarios de 150 mg/L para

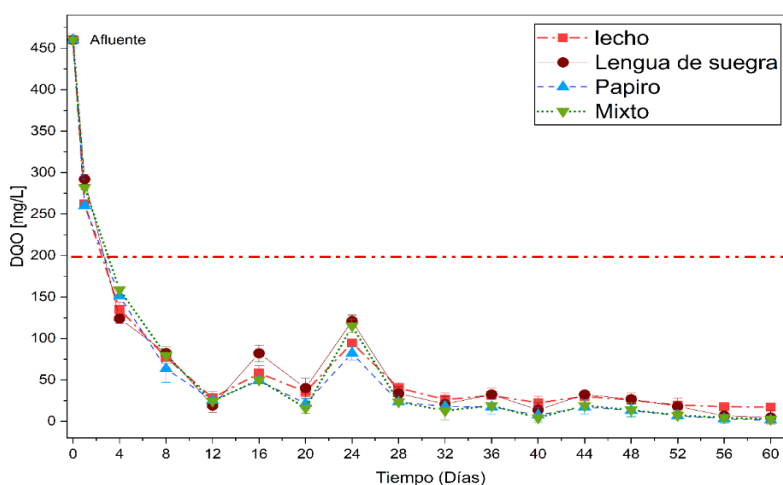
DBO₅ como ilustra la Figura 8 con líneas punteadas de color rojo. En el día 24 hubo un incumplimiento por parte de todos los humedales porque todos superaron el valor máximo, con picos de 197,0 a 231,0 mg/L relacionado con el desprendimiento de biopelículas en el estado de maduración del medio granular. Por otro lado, los sistemas vegetados por *Cyperus Papyrus* y Mixto mostraron un cumplimiento parcial manteniendo concentraciones bajo 150 mg/L de forma consistente [41].

- ***Demanda Química de Oxígeno (DQO)***

El comportamiento temporal de la DQO en el efluente de los humedales se presenta en la Figura 15. Este parámetro fisicoquímico se realiza para cuantificar la cantidad sustancias oxidables que puede existir en el agua residual, teniendo en cuenta la parte biodegradable y no biodegradable [65], este indicador relaciona el desempeño de los humedales construidos puesto que interactúan procesos de tipo físicos, químicos y biológicos. Esta variable facilita la estimación de carga contaminante y evaluar que tan eficientes son los tratamientos en la remoción de compuestos orgánicos presentes en el afluente. La DQO se realiza con el método Colorimétrico, posteriormente las mediciones se hicieron con el Espectrofotómetro NANOCOLOR-VIS-II macherey-nagel.

Figura 15

Comportamiento temporal de la DQO en el efluente de HCFSSH



Nota. La línea roja punteada indica el valor máximo permitido de 150 mg/L establecido en la Resolución 0631 de 2015 para vertimientos de actividades de atención a la salud humana. Elaboración propia a través de Origin Pro

Para el análisis de esta variable se tuvo en cuenta el valor inicial con una concentración de $460,0 \pm 7,8$ mg/L, este dato se midió en la entrada del tanque de distribución. Esto se hizo como referencia para determinar el desempeño de los humedales construidos en una etapa experimental de 60 días. Como se ilustra en la Figura 15, en los primeros 12 días todos los sistemas reflejaron una remoción considerable de DQO. En el día de 12, las concentraciones redujeron a 28,0 mg/L en Lecho, 19,0 mg/L en *Sansevieria Trifasciata*, 25,3 mg/L en *Cyperus Papyrus* y 24,5 mg/L en Mixto, obteniendo remociones de 93.9%, 95.9%, 94.5% y 94.7% en el orden mencionado. En esta fase inicial se puede relacionar la ligera reducción del parámetro con la alta capacidad que tienen los humedales para retener y transformar la carga orgánica presentes en el agua residual sintética llevando a cabo procesos como la filtración de sólidos suspendidos en el lecho filtrante, la sedimentación y adsorción de compuestos orgánicos sobre la superficie del medio granular [53]. La rápida eficiencia obtenida al inicio concuerda con un estudio realizado por Vymazal, el cual reporta remociones de DQO >90% en las primeras dos semanas por retención física, antes de que se realice la maduración de las biopelículas [122].

En el intervalo de 12- 28 días se presentaron dos picos de aumento en la DQO. El primero en el día 16, donde los valores de aumento fueron de 58,0 mg/L para el Lecho, 82,0 mg/L para Lengua de suegra, 49,2 mg/L para Papiro y 50,0 mg/L para Mixto. El segundo pico, se presentó en el día 24 con registros de 70.5, 121.0, 82.0 y 115.0 mg/L. las eficiencias descendieron hasta 73,7% en *Sansevieria Trifasciata*. Relacionándose al desprendimiento cíclico de biomasa del medio granular y la liberación de materia orgánica intracelular durante la adaptación microbiana [53]. Por otro lado, en el día 24 se pudo notar que el pico de los cuatro tratamientos tuvo un comportamiento simultáneo entre ellos, incluyendo el tratamiento de control, lo cual se descarta una alteración del tanque de distribución es decir que se atribuye a la actividad biológica de los humedales.

Después del día 24, los humedales lograron una estabilidad con una tendencia constante. A diferencia del día 60, las concentraciones finales de DQO fueron: Lecho $16,9 \pm 3.0$ mg/L, *Sansevieria Trifasciata* $4,7 \pm 8.0$ mg/L, *Cyperus Papyrus* $1,4 \pm 1.0$ mg/L y Mixto $2,5 \pm 4.0$ mg/L. Con remociones de eficiencias del 96.3%, 99.0%, 99.7% y 99.4% respectivamente.

Los humedales con *Cyperus Papyrus* y el Mixto fueron los dos sistemas que obtuvieron las remociones más altas y unas desviaciones más bajas de 1.0 y 4.0 mg/L. Refiriéndose a una elevada transferencia de oxígeno de *C. Papyrus* a su estructura radicular, con unos valores

reportados entre 5-12 $\text{O}_2/\text{m}^2\cdot\text{d}$ [60], lo que beneficia la oxigenación de los compuestos orgánicos recalcitrantes que no se eliminan con la DBO_5 . El Lecho logró un 96.3% demostrando que la grava por sí sola también remueve gran parte de DQO por medio de los procesos de adsorción y filtración. Sin embargo, el Papiro aumentó en un 3.4% de diferencia en la eficiencia. De tal manera que el *Cyperus Papyrus* se destaca aún mejor con el 99.7% en comparación con el 96.3% del Lecho (control).

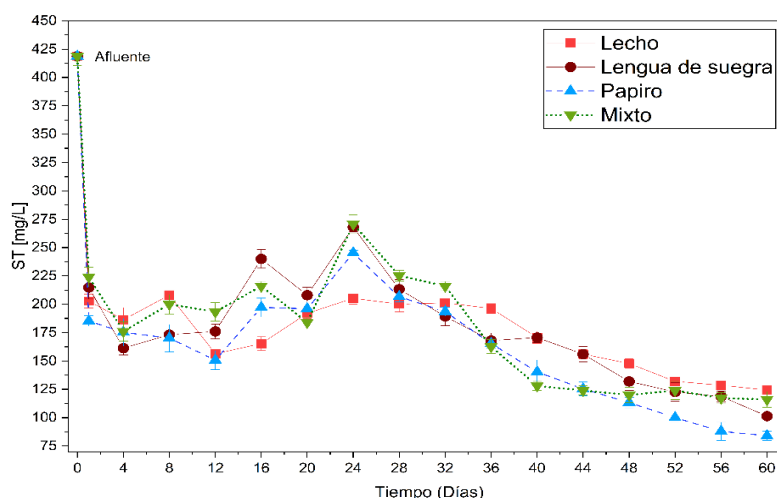
Con relación a la normatividad de Colombia, la Resolución 0631 de 2015 establece para las diferentes áreas productivas un valor máximo permisible de 200 mg/L para vertimientos a cuerpos de agua superficiales. Los resultados de esta investigación muestran que desde el día 4 de ejecución, todos los humedales presentaron concentraciones por debajo de este valor y se mantuvieron durante la fase experimental. Esto demuestra que los sistemas de humedales contruidos tienen la capacidad de generar efluentes con una buena calidad que están por encima de los estándares [41].

- ***Sólidos Totales (ST)***

El comportamiento de los Sólidos Totales en el efluente de los HC-FSSH se presenta en la Figura 16. Este parámetro es la suma de sólidos suspendidos y disueltos de tipo orgánicos e inorgánicos presentes en el agua residual. Para los ST se implementó el método gravimétrico, haciendo un triplicado de muestras por cada uno de los tratamientos. Los valores medidos son del residuo sobrante después de evaporar las muestras del agua residual sintética dopada con acetaminofén a una temperatura de 105 °C [46]. Las mediciones se hicieron por medio de la balanza analítica y en unidades de mg.

Figura 16

Comportamiento de los Sólidos Totales en el efluente de HCFSSH



Nota. Elaboración propia a través de Origin Pro

El afluente ingresó a los tanques de distribución con una concentración de 418.7 ± 8.3 mg/L en el día 0. Al principio en el día 1 se evidenció una disminución notoria de ST en todos los sistemas. Las concentraciones bajaron a 202.7 mg/L para Lecho, 214.7 mg/L para *S. Trifasciata*, 185.3 mg/L para *C. Papyrus* y 224.0 mg/L para Mixto, de hecho, con eficiencias de 52%, 49%, 56% y 47%, en el orden mencionado. Ahora bien, en el día 4 el humedal conformado por lecho alcanzó una remoción del 72% (186,4 mg/L), destacando su mejor eficiencia durante la fase inicial. Eso quiere decir que se desarrolló la filtración mecánica y la intersección de sólidos con la grava donde los sólidos con mayor tamaño y la vegetación interactúan con el agua para retener contaminantes, siendo elemento importante de remoción de ST en humedales subsuperficiales [53]. La remoción obtenida en las primeras 96 horas es coherente con lo señalado en una investigación hecha por Vymazal, donde reporta eficiencias <50% para SST por retención física antes que se cree la placa de biopelículas [56].

Es importante considerar los aumentos cíclicos en la concentración de ST entre los días 8-28. Notablemente hay un pico elevado en el día 24, donde *S. Trifasciata* tuvo 268.0 mg/L y Mixto con 270.7 mg/L representando caídas de remoción con un 36% y 35% en el orden dado. Por el contrario, *C. Papyrus* subió a 245,3 mg/L con una remoción de 41% y Lecho (control) a 205.3 mg/L con 51%. Se explica que el incremento uniformemente en los cuatro tratamientos se asocia

al desprendimiento de biofilm, suspensión de sólidos ya acumulados y posteriormente la liberación de materia orgánica particulada por la biomasa microbiana [124]. Evidentemente se puede concluir que los picos de ST mostrados en la figura 16 coinciden con las gráficas de DQO y DBO₅, reiterando una vez más que esto se debe a la maduración biológica del sistema durante el arranque.

El análisis precedente desde los días 32-60 se pudo notar que todos los humedales reflejaron una tendencia estable de forma descendente. En el último día de operación del sistema las concentraciones finales de ST fueron: Lecho 124.3 ± 2.3 mg/L, *Sansevieria Trifasciata* 101.3 ± 2.3 mg/L, *Cyperus Papyrus* 84.0 ± 4.0 mg/L y Mixto 116.0 ± 6.9 g/L. Sus respectivas eficiencias de remoción fueron de 70%, 76%, 80% y 72%.

El *Cyperus Papyrus* fue el humedal con mayor eficiencia logrando un 80% de remoción con el efluente más bajo de 84.0 mg/L. Esto se atribuye a la buena estructura radicular que trabaja como un filtro fino, aportando un aumento en la superficie de adsorción y estabiliza el medio granular evitando la resuspensión de sólidos. *Sansevieria Trifasciata* en particular logró un 76% de remoción a pesar de que su sistema radicular es muy superficial y poco profundo, pero aun así superó al tratamiento Mixto con 72%. En último lugar en Lecho sin plantar removió el 70%, confirmando que el trabajo desempeñado por el medio granular aporta una gran parte de remoción de ST. Sin embargo, las macrófitas mejoraron la calidad del agua demostrando que el Papiro enano redujo los ST en 40.3 mg/L con respecto al Lecho.

Teniendo en cuenta que la Resolución 0631 de 2015 hasta el momento no ha establecido un límite máximo para esta variable. Pero considerando que los SST representan en un 30-50% de los ST en aguas residuales. La remoción de Sólidos Totales fue menor que la DQO y DBO₅, teniendo en cuenta que una parte significativa de los ST corresponden a sólidos disueltos inorgánicos que no son capaces de removerse con la implementación de procesos biológicos ni filtración convencional [53].

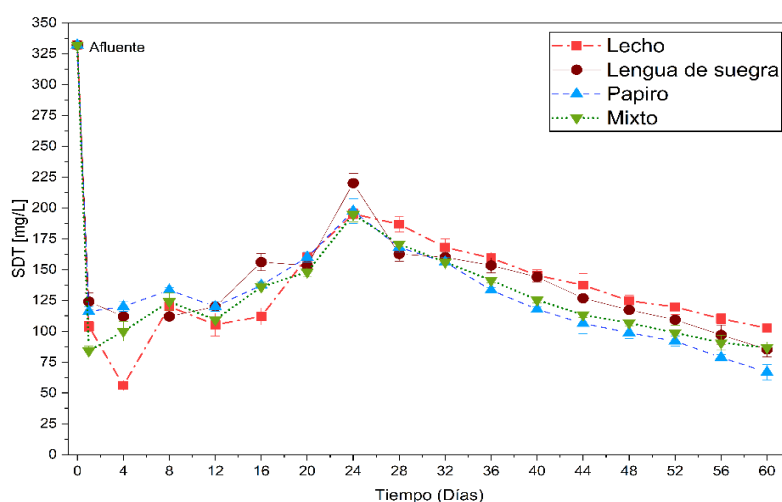
- ***Sólidos Disueltos Totales (SDT)***

La Figura 17 refleja el comportamiento de los Sólidos Disueltos Totales en los sistemas de tratamiento con humedales. Al realizar los SDT se comprenden las sales como: potasio, magnesio, calcio, sodio, bicarbonatos, sulfatos y cloruros y la materia orgánica soluble. Este parámetro es una parte de sólidos que están presentes en las aguas residuales. Para los SDT se implementó el método gravimétrico, haciendo un triplicado de muestras por cada uno de los tratamientos, pasando

una cantidad moderada del efluente por un filtro de 2,0 μm y posteriormente se obtiene un residuo previo a la evaporación de esta por una temperatura de 180 $^{\circ}\text{C}$ [46]. Las mediciones se hicieron por medio de la balanza analítica y en unidades de mg. A diferencia de los SST los SDT no se remueven por sedimentación o filtración sino por mecanismos como adsorción en el lecho filtrante, precipitación química y la adaptación de las macrófitas y finalmente por la transformación microbiana.

Figura 17

Comportamiento de los Sólidos Disueltos Totales en el efluente de HCFSSH



Nota. La línea roja punteada indica el valor máximo permitido de 150 mg/L establecido en la Resolución 0631 de 2015 para vertimientos de actividades de atención a la salud humana. Elaboración propia a través de Origin Pro

La concentración inicial del afluente de SDT fue de 332.0 ± 5.0 mg/L en el día 0, tomando este valor como referencia durante la etapa experimental que duró 60 días, al tener este dato se clasifica como agua de salinidad media [65]. Durante los primeros 4 días de operar el sistema, correspondiente a la fase de arranque del sistema se observó una disminución ligera de SDT en los cuatro tratamientos. Esto sugiere que la reducción inicial tuvo que ver con procesos como la adsorción de iones en el sustrato y precipitación de carbonatos, favorecida por el aumento del pH registrado en este tiempo. Las concentraciones disminuyeron a 104.0 mg/L en Lecho, 124.0 mg/L para *S. Trifasciata*, 116.0 mg/L para *C. Papyrus* y 84.0 mg/L para Mixto, con eficiencias de 69%, 63%, 65% y 75% de forma respectiva. Además, en el día 4 registró su mínimo con 56.0 mg/L

(83% en remoción), destacándose como el más eficiente hasta esa fase. Se trata de la adsorción de iones en la grava y la precipitación de carbonatos y fosfatos por el comportamiento del pH en el lecho.

Por lo que se refiere al segundo momento de la operación es que entre los días 8-28 hubo aumentos en la concentración de SDT. El pico más relevante sucedió en el día 24 con registros de 195.2 mg/L en Lecho, 220.0 mg/L para *S. Trifasciata*, 197.3 mg/L para *C. Papyrus* y 194.7 mg/L para Mixto como se muestra en la Figura 11, es por ello por lo que las eficiencias decayeron a 34% en Lengua de suegra y 41% para Papiro. En este sentido se comprende que se presentó una saturación de los lugares de adsorción del medio granular y la liberación de sales por mineralización de la materia orgánica y el desprendimiento de biofilm [124]. La liberación de SDT coincide con los parámetros de DQO y ST, esto se debe a la maduración tanto biológica como química del sistema de humedales construidos. En este lapso la materia orgánica compleja se transforma en compuestos simples que mantienen por un tiempo en solución, incrementando las concentraciones de los sólidos disueltos.

Después del día 32, se da la última fase de estabilización donde se manifiesta una asimilación y remoción sostenida mostrando una tendencia descendente. Al final las concentraciones reportadas de SDT fueron de la siguiente manera Lecho 102.5 ± 2.3 mg/L, *Sansevieria Trifasciata* 85.3 ± 6.1 mg/L, *Cyperus Papyrus* 66.7 ± 6.1 mg/L y Mixto 86.7 ± 4.6 g/L. Logrando eficiencias de remoción de 69%, 74%, 80% y 74%.

Ahora bien, *Cyperus Papyrus* fue el tratamiento más apropiado para conseguir una eficiencia con respecto a SDT aportando un 80% de remoción, logrando un efluente de 66.7mg/L. Esta ventaja se puede relacionar con el alto nivel de evapotranspiración y absorción de nutrientes disueltos de *C. Papyrus*, que puede extraer entre 0.5-2.0 g N/m²·d y cationes de Ca²⁺, Mg²⁺ y K⁺ [60]. el sistema Mixto y de *Sansevieria Trifasciata* lograron una remoción del 74% cada uno, sobrepasando al Lecho (control) con 69%. Esto demuestra que las macrófitas sí aportan a la remoción de SDT, a diferencia de lo que ocurre en SST donde el medio granular tiende a dominar. El Lecho pudo remover únicamente por adsorción y precipitación, en cambio al tener el sistema vegetado por *C. Papyrus* incrementó la eficiencia en un 11% reduciendo los Sólidos disueltos totales en 35.8 mg/L.

Dentro de este orden de ideas, no es posible hacer una comparación de este parámetro con

la Resolución 0631 de 2015 porque no establece un límite específico para SDT en vertimientos, pero la EPA recomienda valores <550 mg/L para reúso [55]. Asimismo, en la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) si cuentan con una clasificación de aguas con SDT <450 mg/L para riego agrícola. El seguimiento de SDT permite analizar el efluente para fines productivos.

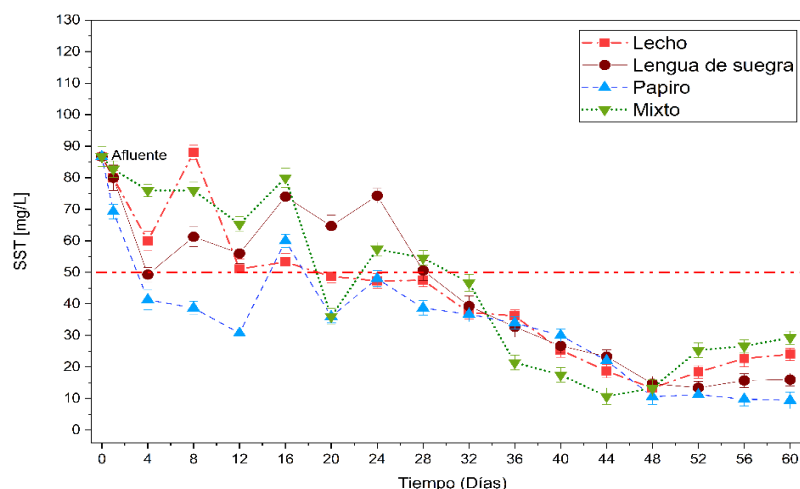
Se puede concluir que los datos que se obtuvieron en toda esta etapa experimental se relacionan con estudios de diferentes autores, Vymazal indica que los humedales elaborados tienen la capacidad de reducir moderadamente la concentración de los sólidos y compuestos disueltos por medio de procesos físicos, químicos y biológicos de forma complementaria. De igual manera Kadlec y Wallace parten de que la eficiencia de remoción puede lograrse dependiendo de distintos factores como el tipo de material granular, TRH, condiciones ambientales y las características de las macrófitas seleccionadas [53], [56].

- ***Sólidos Suspendidos Totales (SST)***

Este parámetro se conforma por las partículas orgánicas e inorgánicas con un tamaño >2.0 μm que no sedimentan y generan turbidez mientras se encuentran suspendidos en el agua. Para los SST se implementó el método gravimétrico, haciendo un triplicado de muestras por cada uno de los tratamientos. Las mediciones se hicieron por medio de la balanza analítica y en unidades de mg. Su remoción se da por medio de filtración e intersección física en el sustrato y la estabilidad de sus raíces [53]. A continuación, se presenta en la Figura 18 el comportamiento de los SST en el efluente de los humedales construidos.

Figura 18

Comportamiento de los SST en el efluente de HCFSSH



Nota. La línea roja punteada indica el valor máximo permitido de 50 mg/L establecido en la Resolución 0631 de 2015 para vertimientos de actividades de atención a la salud humana. Elaboración propia a través de Origin Pro

La Figura 18 ilustra el comportamiento temporal de los Sólidos Suspendidos Totales en los cuatro tratamientos por un tiempo de 60 días. Este sistema operó todo el tiempo con dos tanques de distribución, el primero para abastecer únicamente al humedal con solo material de grava y, el segundo para alimentar los tres humedales plantados por macrófitas. El afluente ingresó en ambos tanques con una concentración inicial de 86.7 ± 3.1 mg/L en el día 0, este dato de referencia primeramente incumple con el límite establecido de 50 mg/L para aguas hospitalarias, conllevando a que se implemente un tratamiento.

Dicho eso, en la fase I ocurre una filtración inmediata donde la interceptación física es dominante. Señalando que en los primeros 4 días, *C. Papyrus* logró una mejor eficiencia con 41.3 mg/L y desde ese día teniendo un cumplimiento normativo. *Sansevieria Trifasciata* obtuvo 49.3 mg/L también cumplió. Lecho con 60.0 mg/L y Mixto con 76.0 mg/L, ambos superando lo establecido por la Resolución. La ligera reducción de SST muestra que desde el comienzo de la etapa experimental ocurrieron procesos de retención de partículas en los espacios porosos de la grava y en las áreas de contacto con la rizosfera [56].

Después del día 8 los cuatro humedales presentaron fluctuaciones en las concentraciones

de SST creando una inestabilidad hasta el día 28. Por eso el Lecho subió a 88.0 mg/L con respecto al día 8, mientras que *Sansevieria Trifasciata* 74.0 mg/L y Mixto con 80.0 mg/L superaron el límite en los días 16 y 24. Solamente *C. Papyrus* se mantuvo por debajo de 50 mg/L durante la fase II con un máximo de 60.0 mg/L en el día 16 y posteriormente descendió. Estas fluctuaciones pueden asociarse a una posible resuspensión de partículas retenidas y a una liberación de materia orgánica proveniente de la actividad biológica realizada dentro de los humedales.

Por el contrario, desde el día 32 los cuatro tratamientos operaron de forma segura en cuanto a una estabilidad sostenida. En el día 60 las concentraciones finales fueron: Lecho 24.0 ± 2.0 mg/L con una eficiencia de (71%), *Sansevieria Trifasciata* 16.0 ± 2.0 mg/L (81%), *Cyperus Papyrus* 9.4 ± 2.6 mg/L (95%) y Mixto 29.3 ± 2.1 g/L (91%). El comportamiento de los SST en los humedales se atribuye a los procesos de remoción comunes indicados para estos sistemas. La sedimentación ayuda a depositar las partículas de mayor densidad, en cambio el medio granular funciona como un filtro reteniendo partículas más diminutas. A su vez, la estructura radicular de las macrófitas aumenta el área superficial y reducen la velocidad del flujo, limitando el arrastre hacia el efluente [53].

El desempeño de *Cyperus Papyrus* se relaciona con la forma densa y fibrosa de sus raíces, favoreciendo la captación de sólidos y formación de biopelículas encargadas de mineralizar la materia orgánica particulada. Este comportamiento se fundamenta con lo que plantea el autor Vymazal et al. (2011) sobre la importancia del trabajo complementario entre lo físico-biológico de las especies vegetales [61].

La disminución de esta variable (SST) coincidió con la reducción de turbidez, DBO5 y DQO asegurando la remoción de materia orgánica y sólidos. Como lo plantea Metcalf y Eddy (2014), gran parte de la carga orgánica se asocia a sólidos suspendidos, por lo que retener SST mejora la calidad del agua [64].

4.3.3. Actividad 3. Análisis de los resultados sobre la remoción del acetaminofén en los distintos humedales

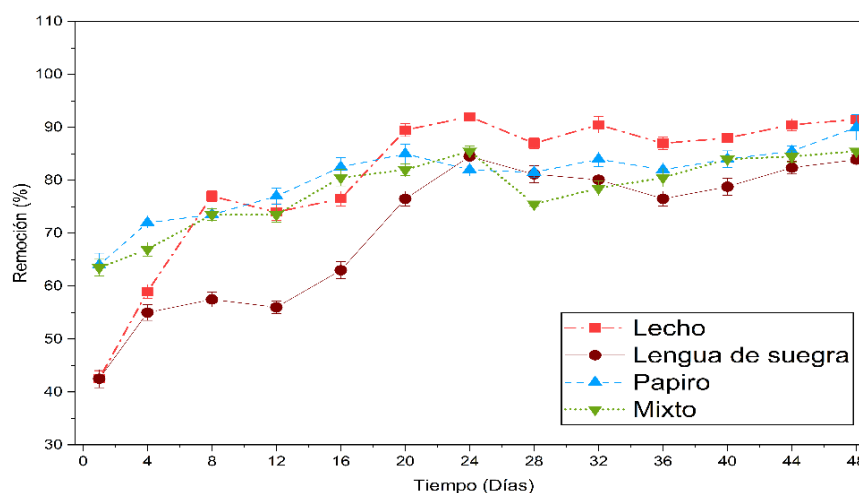
- **Remoción de acetaminofén en cada humedal**

Los sistemas de tratamientos evaluados no se comportaron de igual manera con relación a la capacidad de remover contaminantes emergentes como el acetaminofén, sino que en gran parte

se debe a las características de la estructura granular y del tipo de macrófitas empleada. En aras de evaluar el progreso de cada humedal, se compararon las eficiencias de remoción alcanzadas hasta el día 48 del funcionamiento del montaje. Periodo en el cual todos los humedales reflejaron un estado estable. El anexo 4 muestra los porcentajes de remoción finales en el efluente. De igual manera en la Figura 19 se muestra el comportamiento de la eficiencia de cada tratamiento.

Figura 19

Remoción de acetaminofén por cada humedal



Nota. Elaboración propia a través de Origin Pro.

Desde el principio se notó que los tratamientos *C. Papyrus* y Mixto empezaron a remover el 64%, mientras que el Lecho y *Sansevieria Trifasciata* obtuvieron el 43%. Esta diferencia entre humedales es muy relevante y este comportamiento se debe a que *Cyperus*

Papyrus está conformado por un sistema radicular muy denso, esto le permite que desde un comienzo ocupe un área superficial más extensa para que las bacterias se puedan adherir y empiecen su actividad [60]. A diferencia del Lecho (control) y *Sansevieria Trifasciata* necesitaron de más tiempo para llegar a esas eficiencias. El proceso de *S. Trifasciata* fue más lento porque para el día 12 tenía el 56%. Esto se atribuye a que sus raíces son cortas y transportan poco oxígeno, por esta razón, las comunidades microbianas se retardan en degradar el acetaminofén como también se demoran en activarse [126]. Por otro lado, el tiempo de adaptación de 10 a 12 días coincide con lo reportado por Zhang, quienes registraron un lag de 10-15 días humedales sin vegetación para

tener remociones >60% de acetaminofén [117].

El intervalo de días entre 16 y 24 todos los tratamientos tuvieron una tendencia ascendente alcanzando su pico de remoción en el día 24 con los siguientes porcentajes de remoción: Lecho llegó a 92%, *Sansevieria Trifasciata* a 85% y Mixto a 86%, mientras que *Cyperus Papyrus* obtuvo el 90% en el día 48. Durante esta fase el Lecho tuvo unos valores superiores entre los días 16-32 con una remoción del 91% en el día 32. Mencionando lo anterior, hay estudios de Li, que demostraron que el 70-80% de la remoción de paracetamol en humedales ocurre por procesos de degradación microbiana anaerobia en la biopelícula adherida a la grava, donde la rizosfera es algo irrelevante[127]. El lecho sin vegetal disminuye su competencia por sustrato y espacio al no tener vegetación haciendo que bacterias anaerobias como *Pseudomonas* y *Rhodococcus* metabolicen el analgésico sin interferencia alguna [128]. Dentro del tiempo de operación, en el día 28 se presentó una caída de eficiencia en todos los humedales donde el Lecho redujo a 87%, *Sansevieria Trifasciata* a 81%, *Cyperus Papyrus* a 82% y Mixto a 76%. Este comportamiento se puede relacionar con la fase de desprendimiento de biopelícula reportada en DBO5. Mas, sin embargo, la estabilidad fue rápida, señalando la alta resiliencia de las comunidades microbianas frente al acetaminofén [39].

Luego se desarrolló una estabilidad a partir del día 32 con eficiencias por encima del 80%. Al día 48, las eficiencias finales fueron: Lecho 92.0%, *S. Trifasciata* 84.0%, *C. Papyrus* 90.0%, Mixto 86.0%. Los tratamientos con Lecho (control) y *C. Papyrus* no registraron diferencias significativas con 92% y 90%, respectivamente. La investigación de Matamoros reportó 75-82% con Carrizo [129], y en la otra investigación de Hijosa-Valsero llegaron a 88-93% con TRH de 4 días [130]. La eficiencia de Lengua de suegra (*Sansevieria Trifasciata*) del 84% confirma su capacidad limitada para remover contaminantes emergentes en relación con su baja tasa de transferencia de oxígeno rizosférico $<0.02 \text{ g O}_2/\text{m}^2.\text{d}$ [126].

● ***Prueba no paramétrica***

Para evaluar la eficiencia de los cuatro humedales construidos en la remoción de acetaminofén, se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis debido a que los datos registrados durante el periodo experimental no presentaron una distribución normal ni homocedasticidad en los supuestos, por esta razón se descartó el ANOVA como prueba estadística paramétrica. Al realizar esta prueba se pudo determinar si hubo diferencias significativas en la

eliminación del fármaco en todos los tratamientos estudiados: Lecho (control sin plantas), *Sansevieria Trifasciata* (Lengua de suegra), *Cyperus Papyrus* (Papiro enano) y Mixto (Lengua de suegra + Papiro enano).

Tabla 12

Prueba de Kruskal-Wallis para la remoción de acetaminofén

	χ^2	df	p	ξ^2
Remoción	21.4	3	< .001	0.138

Nota. Elaboración propia

Los resultados reflejaron diferencias estadísticamente significativas entre los cuatro tratamientos analizados como se muestra en la Tabla 12. El valor de $\chi^2 = 21.4$ indica que la suma de rangos de remoción varía sustancialmente entre tratamientos. Dentro de esta práctica se obtuvo un valor alto de χ^2 , conllevando a que se rechace la hipótesis nula de haber medianas iguales entre los grupos. Estos datos denotan que al menos un tratamiento demostró un comportamiento distinto con relación a la capacidad de remover acetaminofén.

Respecto a los grados de libertad, $df=3$ se interpreta como las tres comparaciones independientes que pueden establecerse con relación a los grupos. Asimismo, $p<.001$ señala que existe menos del 0.1% de posibilidad de que las diferencias se deban al azar. En último lugar, para cuantificar la magnitud de dichas diferencias, se calculó el tamaño del efecto $\xi^2 = 0.138$ el cual indicó que este efecto es moderado. Según los criterios de Cohen para pruebas no paramétricas especifica el grado de la siguiente manera 0.01= pequeño, 0.06= mediano y 0.14= grande. El resultado obtenido ratificó que el tipo de macrófitas sí influye de manera relevante en la eficiencia de remoción del micro contaminante.

Por otra parte, estos datos confirman que el tipo de especies vegetales es un factor determinante en la depuración de CE al implementar técnicas de biorremediación como lo es la fitorremediación. Algunos estudios reportan que las macrófitas en humedales elaborados contribuyen en procesos como la absorción radicular, actividad microbiana en la rizosfera y la transformación de compuestos farmacéuticos, haciendo que el sistema de humedales tenga un mejor desempeño [8], [131].

Para determinar específicamente entre qué humedales existieron diferencias, se aplicó el

análisis de la prueba de comparaciones múltiples Dwass-Steel-Critchlow-Fligner (DSCF), apropiado para pruebas no paramétricas. A continuación, en la Tabla 13 se presentan las comparaciones entre pares.

Tabla 13

Comparaciones múltiples post hoc (DSCF) para remoción de acetaminofén

Comparación entre humedales		W	p
Lecho (Grava)	<i>S. Trifasciata</i> (L. de suegra)	-5.26	0.001
Lecho (Grava)	<i>C. Papyrus</i> (Papiro)	-2.87	0.178
Lecho (Grava)	Mixto (L. suegra + Papiro)	-4.20	0.016
<i>S. Trifasciata</i> (L. de suegra)	<i>C. Papyrus</i> (Papiro)	4.59	0.007
<i>S. Trifasciata</i> (L. de suegra)	Mixto (L. suegra + Papiro)	2.95	0.158
<i>C. Papyrus</i> (Papiro)	Mixto (L. suegra + Papiro)	-1.98	0.500

Nota. Elaboración propia

Por otra parte, en la Tabla 13 se puede observar que las comparaciones por pares sí reflejaron diferencias significativas entre Lecho y *S. Trifasciata* con $p=0.001$, Lecho y Mixto con $p=0.016$, y entre *S. Trifasciata* y *C. Papyrus* con $p=0.007$. Mientras que los siguientes grupos no mostraron diferencias significativas Lecho y *C. Papyrus* con $p=0.178$, *S. Trifasciata* y Mixto $p=0.158$ ni entre *C. Papyrus* y Mixto $p=0.500$.

La comparación del primer grupo con Lecho y Lengua de suegra presentó la diferencia más relevante con ($W=-5.26$; $p=0.001$) señalando que el humedal plantado con Lengua de suegra consiguió valores de remoción significativamente altos en comparación con el humedal de contenía únicamente grava. Al analizar el valor W se atribuye a que los rangos de remoción del Lecho fueron menores que los del tratamiento con Lengua de suegra. Esto se relaciona a que el desarrollo del sistema rizosférico es más activo y con la capacidad de favorecer los procesos de absorción de contaminantes, así como se ha reportado para las diferentes especies vegetales utilizadas en humedales [90].

Igualmente, al observar la diferencia entre Lecho y Mixto ($W=-4.20$; $p=0.016$) demuestra que utilizar plantas aporta significativamente a la depuración del acetaminofén en comparación con humedales que están conformados solamente con lecho filtrante. La literatura reporta que los

tratamientos vegetados por múltiples especies producen exudados radiculares mucho más diversos conllevando a la nueva creación de comunidades microbianas, lo que potencia mecanismos complementarios de degradación y transformación de micro contaminantes [39].

En cambio, la comparación cuatro (Tabla 13) que es entre Lengua de suegra y Papiro ($W=4.59$; $p=0.007$), indicó que *S. Trifasciata* nuevamente arrojó mayores rangos de remoción que el tratamiento vegetado por Papiro. Este hallazgo indica que la eficiencia de eliminación no está determinada solo por la presencia de las plantas, sino por distintos factores como el tipo de raíz, la resistencia al contaminante y su interacción con los microorganismos que degradan fármacos.

A diferencia de las comparaciones entre Lengua de suegra y Mixto, como entre Papiro y Mixto, no identificaron diferencias significativas. Revelando que, aunque hubo variaciones numéricas referente a la remoción, la magnitud de estas no fue necesariamente grandes para evidenciar de manera estadística un desempeño distinto. Desde lo práctico, estas mediciones reportaron que el tratamiento Mixto obtuvo eficiencias similares a las de *S. Trifasciata*, mientras que *Cyperus Papyrus* presento un comportamiento intermedio dentro del proceso de remoción.

Además, los datos registrados se relacionan con investigaciones donde diferentes autores señalan que los humedales elaborados en compañía de especies vegetales reportan una mayor eficiencia de remoción de CEF frente a sistemas no vegetados. Esto se atribuye a la interacción de procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren en la estructura de las raíces [8], [90]. En el caso específico del acetaminofén, se ha establecido que la biodegradación generada por microorganismos presentes en las raíces es el principal proceso de eliminación [131].

Generalmente, el análisis de las comparaciones entre pares comprobó que implementar macrófitas en los tratamientos es determinante para conseguir la depuración de cualquier contaminante emergente, en este caso el acetaminofén. Por otra parte, los humedales con *S. Trifasciata* y Mixto presentaron un desempeño superior con relación al humedal sin plantas, lo que demuestra la viabilidad de estas alternativas para tratar efluentes con residuos farmacéuticos. Además, el tamaño del efecto moderado muestra que las diferencias presentadas van ligadas a la práctica y no solo a la estadística, para el diseño y operación de humedales construidos.

Capítulo V. Conclusiones y Recomendaciones

5.1 Conclusiones

En primer lugar, se logró caracterizar fisicoquímicamente el agua residual hospitalaria real. El efluente presentó condiciones de carga media-alta: DBO_5 342 ± 96 mg/L, DQO 817 ± 706 mg/L, SST $212 \pm 74,9$ mg/L, pH $7,6 \pm 1,0$ y temperatura $22,5 \pm 1,1^\circ\text{C}$. La relación DBO_5/DQO de 0.742 confirmó una moderada biodegradabilidad, validando el modelo experimental como representativo de un efluente hospitalario con alta carga de contaminantes emergentes farmacéuticos.

En segundo lugar, las especies vegetales Papiro enano y Lengua de suegra presentaron una adaptación satisfactoria al sistema, manteniendo estabilidad durante todo el monitoreo. Su disponibilidad en Popayán y su buena adaptación a las condiciones climáticas confirman su viabilidad para sistemas de tratamiento ecoeficientes. Con respecto al sistema de humedales construidos aportó una estabilidad en cuanto a los siguientes parámetros: temperatura, pH , turbidez y factores que desarrollaron la actividad microbiana y los procesos de adsorción, degradación y fitoextracción dentro del sistema de humedales construidos.

Por otra parte, el sistema de humedales evaluado demostró una mejora en la calidad del agua residual sintética dopada con acetaminofén evidenciando una reducción en los parámetros fisicoquímicos y en la remoción del acetaminofén. La eficiencia de remoción del analgésico se determinó por medio de la prueba de Kruskal-Wallis donde el tipo de humedal sí influye. En el día 48, las eficiencias para Lecho, Lengua de suegra, Papiro y Mixto fueron de: 92%, 84%, 90%, y 86%, mencionado anteriormente. El análisis post-hoc (DSCF) mostró que Lecho-Papiro no tuvieron diferencias significativas $p=0,178$, mientras que ambos fueron significativamente superiores a Lengua de suegra $p=0.001$ y $p=0.007$.

Finalmente, los resultados obtenidos demuestran que los humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal son eficientes para remover acetaminofén en solución acuosa, con eficiencias entre 84.92%. También son una solución de bajo impacto, con precios accesibles y ambientalmente compatible para ser un complemento en el tratamiento de aguas residuales hospitalarias, lo que significa que su implementación contribuye significativamente a la depuración de CEF.

5.2 Recomendaciones

Ensayar esta investigación con diferentes tiempos de retención hidráulica, medios filtrantes y concentraciones de fármacos.

Hacer un monitoreo diario del sistema de Humedales.

Escalar la investigación con agua real con el fin de validar los resultados obtenidos en laboratorio.

Garantizar la disponibilidad y mantenimiento de equipos claves como espectrofotómetro UV-Vis, balanzas analíticas y multiparamétricos para obtener buenos resultados.

Asegurar los inventarios de reactivos y materiales para no pausar las investigaciones futuras.

Por otro lado, resulta necesario ampliar el alcance analítico de futuros estudios. Para ello, se sugiere incluir otros contaminantes emergentes de relevancia ambiental, como antibióticos, hormonas, analgésicos y productos de cuidado personal.

Realizar este estudio con equipos más sensibles.

Impulsar el uso de humedales construidos como tecnologías complementarias en la gestión ambiental hospitalaria. Esta estrategia es especialmente en regiones con restricciones presupuestarias donde la implementación de sistemas avanzados de tratamiento resulta inviable, contribuyendo así a la reducción del impacto de contaminantes emergentes en cuerpos receptores.

Referencias

- [1] J. A. Jaimes Urbina y J. A. Vera Solano, «Los contaminantes emergentes de las aguas residuales de la industria farmacéutica y su tratamiento por medio de la ozonización», *Inf. Téc.*, vol. 84, n.º 2 (Julio-Diciembre), pp. 249-263, 2020, Accedido: 7 de diciembre de 2023. [En línea]. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7590764>
- [2] J. L. Wilkinson *et al.*, «Pharmaceutical pollution of the world's rivers», *Proc. Natl. Acad. Sci.*, vol. 119, n.º 8, p. e2113947119, feb. 2022, doi: 10.1073/pnas.2113947119.
- [3] V. Geissen *et al.*, «Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management», *Int. Soil Water Conserv. Res.*, vol. 3, n.º 1, pp. 57-65, mar. 2015, doi: 10.1016/j.iswcr.2015.03.002.
- [4] A. E. B. Kermia, D. Fouial-Djebbar, y M. Trari, «Occurrence, fate and removal efficiencies of pharmaceuticals in wastewater treatment plants (WWTPs) discharging in the coastal environment of Algiers», *Comptes Rendus Chim.*, vol. 19, n.º 8, pp. 963-970, 2016, doi: 10.1016/j.crci.2016.05.005.
- [5] A. García-Gil, E. Garrido Schneider, M. Mejías, D. Barceló, E. Vázquez-Suñé, y S. Díaz-Cruz, «Occurrence of pharmaceuticals and personal care products in the urban aquifer of Zaragoza (Spain) and its relationship with intensive shallow geothermal energy exploitation», *J. Hydrol.*, vol. 566, pp. 629-642, nov. 2018, doi: 10.1016/j.jhydrol.2018.09.066.
- [6] Y. Zhang, H. Zhu, U. Szewzyk, y S. U. Geissen, «Removal of pharmaceuticals in aerated biofilters with manganese feeding», *Water Res.*, vol. 72, pp. 218-226, abr. 2015, doi: 10.1016/j.watres.2015.01.009.
- [7] Y. Luo *et al.*, «A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment», *Sci. Total Environ.*, vol. 473-474, pp. 619-641, mar. 2014, doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.12.065.
- [8] P. Verlicchi y E. Zambello, «How efficient are constructed wetlands in removing pharmaceuticals from untreated and treated urban wastewaters? A review», *Sci. Total Environ.*, vol. 470-471, pp. 1281-1306, feb. 2014, doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.10.085.
- [9] I. Oller, S. Malato, y J. A. Sánchez-Pérez, «Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for wastewater decontamination—A review», *Sci. Total Environ.*, vol. 409, n.º 20, pp. 4141-4166, sep. 2011, doi: 10.1016/j.scitotenv.2010.08.061.
- [10] J. Rivera-Utrilla, M. Sánchez-Polo, M. Á. Ferro-García, G. Prados-Joya, y R. Ocampo-Pérez, «Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review», *Chemosphere*, vol. 93, n.º 7, pp. 1268-1287, oct. 2013, doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.07.059.
- [11] M. Hijosa-Valsero *et al.*, «Removal of antibiotics from urban wastewater by constructed wetland optimization», *Chemosphere*, vol. 83, n.º 5, pp. 713-719, abr. 2011, doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.02.004.
- [12] D. López, D. Fuenzalida, I. Vera, K. Rojas, y G. Vidal, «Relationship between the removal of organic matter and the production of methane in subsurface flow constructed wetlands

- designed for wastewater treatment», *Ecol. Eng.*, vol. 83, pp. 296-304, oct. 2015, doi: 10.1016/j.ecoleng.2015.06.037.
- [13] J. Vymazal, «Constructed Wetlands for Wastewater Treatment», *Water*, vol. 2, n.º 3, Art. n.º 3, sep. 2010, doi: 10.3390/w2030530.
- [14] R. GUADARRAMA-TEJAS, J. KIDO-MIRANDA, G. ROLDAN-ANTUNEZ, y M. SALAS-SALGADO, «Contaminación del agua», vol. 2, n.º 5: 1-10, ECORFAN, España, p. 10, 2016. doi: https://www.ecorfan.org/spain/researchjournals/Ciencias_Ambientales_y_Recursos_Naturales/vol2num5/Revista_de_Ciencias_Ambientales_y_Recursos_Naturales_V2_N5_1.pdf.
- [15] C. García-Gómez, P. Gortáres-Moroyoqui, y P. Drogui, «Contaminantes emergentes: efectos y tratamientos de remoción», *Quím. Viva*, vol. 10, n.º 2, pp. 96-105, 2011, Accedido: 2 de febrero de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=86319141004>
- [16] N. A. Al-Odaini, M. P. Zakaria, M. I. Yaziz, y S. Surif, «Multi-residue analytical method for human pharmaceuticals and synthetic hormones in river water and sewage effluents by solid-phase extraction and liquid chromatography-tandem mass spectrometry», *J. Chromatogr. A*, vol. 1217, n.º 44, pp. 6791-6806, oct. 2010, doi: 10.1016/j.chroma.2010.08.033.
- [17] J. E. Becerril-Bravo, «Contaminantes emergentes en el agua», vol. 10, n.º 8, Revista Digital Universitaria, Mexico, 10 de agosto de 2009. Accedido: 31 de enero de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.revista.unam.mx/vol.10/num8/art54/int54.htm>
- [18] S. Kahl, J. Nivala, M. van Afferden, R. A. Müller, y T. Reemtsma, «Effect of design and operational conditions on the performance of subsurface flow treatment wetlands: Emerging organic contaminants as indicators», *Water Res.*, vol. 125, pp. 490-500, nov. 2017, doi: 10.1016/j.watres.2017.09.004.
- [19] S. A. Cepeda, «Caracterización de aguas residuales hospitalarias», *Din. Ambient.*, n.º 2, Art. n.º 2, dic. 2018, Accedido: 31 de julio de 2024. [En línea]. Disponible en: <https://revistas.unilibre.edu.co/index.php/ambiental/article/view/5793>
- [20] M. J. Gil, A. M. Soto, J. I. Usma, y O. D. Gutiérrez, «Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos», *Prod. Limpia*, vol. 7, n.º 2, pp. 52-73, jul. 2012, Accedido: 14 de febrero de 2025. [En línea]. Disponible en: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1909-04552012000200005&lng=en&nrm=iso&tlng=es
- [21] García-Gómez, C.; Gortáres-Moroyoqui, P.; Drogui, P., «Contaminantes emergentes: efectos y tratamientos de remoción», *Quím. Viva*, vol. 10, n.º 2, p. 11, ago. 2011, Accedido: 14 de febrero de 2025. [En línea]. Disponible en: <https://www.redalyc.org/pdf/863/86319141004.pdf>
- [22] C. I. Kosma, D. A. Lambropoulou, y T. A. Albanis, «Investigation of PPCPs in wastewater treatment plants in Greece: Occurrence, removal and environmental risk assessment», *Sci. Total Environ.*, vol. 466-467, pp. 421-438, ene. 2014, doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.07.044.

- [23] H. A. M. Sanabria y J. C. Montagut, «Impacto de los contaminantes emergentes en el entorno acuático y los tratamientos para el control y remoción en los cuerpos hídricos. Revisión literaria.», *Ing. Compet.*, vol. 25, n.º 3, p. e-30412551, jun. 2023, doi: 10.25100/iyc.v25i3.12551.
- [24] C. Tejada, E. Quiñonez, y M. Peña, «Contaminantes Emergentes en Aguas: Metabolitos de Fármacos. Una Revisión.», *Rev. Fac. Cienc. Básicas*, vol. 10, n.º 1, pp. 80-101, jun. 2014, doi: 10.18359/rfeb.341.
- [25] N. Vispo, «Presencia de productos farmacéuticos en el agua y su impacto en el ambiente.», *Bionatura*. Accedido: 7 de diciembre de 2023. [En línea]. Disponible en: <http://revistabionatura.com/2021.06.01.27.html>
- [26] P. A. Arce Cardona, «Humedales artificiales: una alternativa para tratamiento de aguas de producción», feb. 2018, Accedido: 14 de junio de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://hdl.handle.net/20.500.11839/7132>
- [27] E. J. Peña-Salamanca, J. C. Ramírez-Lamus, H. M. Cabrera-Arana, E. M. Jiménez-Bambague, y C. A. Madera-Parra, «Estrategias de Bioremediación para tratamiento de Contaminantes Emergentes: una visión desde la Fito-remediación», *Ing. Compet.*, vol. 27, n.º 1, p. e-30213470, feb. 2025, doi: 10.25100/iyc.v27i1.13470.
- [28] J. Atwebembeire, M. Andama, J. Yatuha, J. B. Lejju, G. K. Rugunda, y J. Bazira, «The Physico-Chemical Quality of Effluents of Selected Sewage Treatment Plants Draining into River Rwizi, Mbarara Municipality, Uganda», *J. Water Resour. Prot.*, vol. 11, n.º 1, Art. n.º 1, ene. 2019, doi: 10.4236/jwarp.2019.111002.
- [29] J. C. G. Sousa, A. R. Ribeiro, M. O. Barbosa, M. F. R. Pereira, y A. M. T. Silva, «A review on environmental monitoring of water organic pollutants identified by EU guidelines», *J. Hazard. Mater.*, vol. 344, pp. 146-162, feb. 2018, doi: 10.1016/j.jhazmat.2017.09.058.
- [30] A. J. Ebele, M. Abou-Elwafa Abdallah, y S. Harrad, «Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment», *Emerg. Contam.*, vol. 3, n.º 1, pp. 1-16, mar. 2017, doi: 10.1016/j.emcon.2016.12.004.
- [31] J.-L. Liu y M.-H. Wong, «Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs): A review on environmental contamination in China», *Environ. Int.*, vol. 59, pp. 208-224, sep. 2013, doi: 10.1016/j.envint.2013.06.012.
- [32] C. Peña-Guzmán *et al.*, «Emerging pollutants in the urban water cycle in Latin America: A review of the current literature», *J. Environ. Manage.*, vol. 237, pp. 408-423, may 2019, doi: 10.1016/j.jenvman.2019.02.100.
- [33] D. Carla Napoleão, D. Ribeiro da Silva, J. M. Rodríguez Díaz, M. Benachour, L. R. Bravo Sánchez, y V. da Silva, «Análisis comparativo de la degradación de dipirona utilizando el proceso de foto-fenton con radiación uv-c y luz solar», *Cent. Azúcar*, vol. 42, n.º 1, pp. 34-41, mar. 2015, Accedido: 19 de abril de 2026. [En línea]. Disponible en: http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S2223-48612015000100004&lng=es&nrm=iso&tlng=en

- [34] A. Majumder, B. Gupta, y A. K. Gupta, «Pharmaceutically active compounds in aqueous environment: A status, toxicity and insights of remediation», *Environ. Res.*, vol. 176, p. 108542, sep. 2019, doi: 10.1016/j.envres.2019.108542.
- [35] K. Paul, J. Gowda BH, S. Shankar, y D. Narasimha Reddy, «Development and validation of simplified RP-HPLC method for quantification of Darunavir in commercial tablets», *Mater. Today Proc.*, vol. 47, pp. 4155-4161, ene. 2021, doi: 10.1016/j.matpr.2021.04.444.
- [36] S. P. Cervantes *et al.*, «Evaluación de humedales artificiales de flujo subsuperficial en la remoción de diferentes concentraciones de ibuprofeno empleando *Cyperus papyrus*», *Tecnol. Cienc. Agua*, vol. 8, n.º 5, pp. 105-116, oct. 2017, doi: 10.24850/j-tyca-2017-05-07.
- [37] A. R. Franco, J. M. P. Naranjo, D. M. C. Nieto, y M. S. B. Sierra, «Implementación de un sistema de fitorremediación en zona aledaña a reserva forestal protectora El Malmo, Boyacá, Colombia», *Rev. Investig. Agrar. Ambient.*, vol. 7, n.º 1, Art. n.º 1, ene. 2016, doi: 10.22490/21456453.1540.
- [38] S. I. Abou-Elela, M. A. Elekhawy, M. T. Khalil, y M. S. Hellal, «Factors affecting the performance of horizontal flow constructed treatment wetland vegetated with *Cyperus papyrus* for municipal wastewater treatment», *Int. J. Phytoremediation*, vol. 19, n.º 11, pp. 1023-1028, nov. 2017, doi: 10.1080/15226514.2017.1319327.
- [39] C. Ávila, C. Reyes, J. M. Bayona, y J. García, «Emerging organic contaminant removal depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow constructed wetlands: Influence of redox», *Water Res.*, vol. 47, n.º 1, pp. 315-325, ene. 2013, doi: 10.1016/j.watres.2012.10.005.
- [40] M. Hernández-Quiroz, D. Ruiz-Meza, F. Rojo-Callejas, y C. A. P. de León-Hill, «DETERMINACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE CONTAMINANTES EMERGENTES EN AGUA INTERSTICIAL EN SEDIMENTOS DE HUMEDAL MEDIANTE LA OPTIMIZACIÓN Y VALIDACIÓN DE UN MÉTODO ANALÍTICO», *Rev. Int. Contam. Ambient.*, vol. 35, n.º 2, pp. 407-419, abr. 2019, doi: 10.20937/RICA.2019.35.02.12.
- [41] «Resolución 631 de 2015 -». Accedido: 14 de junio de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.minambiente.gov.co/documento-normativa/resolucion-631-de-2015/>
- [42] «Directiva 2013/39/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de agosto de 2013, por la que se modifican las Directivas 2000/60/CE y 2008/105/CE en cuanto a las sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas Texto pertinente a efectos del EEE».
- [43] «ISO 11733:2004», ISO. Accedido: 14 de junio de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.iso.org/es/contents/data/standard/03/44/34416.html>
- [44] «Instructivo TI0187: Toma de Muestras de Aguas Residuales en Colombia - Studocu». Accedido: 14 de junio de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.studocu.com/co/document/corporacion-universitaria-de-colombia-ideas/derecho-comercial/toma-muestras-aguas-residuales-ideam/100850670>
- [45] M. Domenzain, «TOMA DE MUESTRAS DE AGUAS RESIDUALES INSTRUCTIVO PARA LA TOMA DE MUESTRAS DE AGUAS RESIDUALES», Accedido: 14 de junio de 2026. [En línea]. Disponible en:

https://www.academia.edu/14490155/TOMA_DE_MUESTRAS_DE_AGUAS_RESIDUALES_INSTRUCTIVO_PARA_LA_TOMA_DE_MUESTRAS_DE_AGUAS_RESIDUALES

- [46] L. L. Bridgewater *et al.*, Eds., *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 23rd edition. Washington, DC: American Public Health Association, 2017.
- [47] A. M. Rodríguez Afanador, «Determinación de contaminantes emergentes tipo fármaco por medio de cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas de alta resolución», jun. 2025, Accedido: 20 de junio de 2026. [En línea]. Disponible en: <http://hdl.handle.net/11349/96154>
- [48] L. A. Tellez Monzon, «Caracterización de los aceites esenciales de seis ecotipos de orégano (*Origanum vulgare* ssp.) procedentes del valle de Urubamba - Cusco; Perú», 2017, Accedido: 19 de abril de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://hdl.handle.net/20.500.12996/3479>
- [49] G. Bairán Pérez, «Oxidación biocatalítica de antibióticos sulfonamidas como contaminantes», Tesis de maestría, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Mexico, 2017. Accedido: 17 de marzo de 2025. [En línea]. Disponible en: <https://hdl.handle.net/20.500.12371/566>
- [50] N. Taoufik, W. Boumya, F. Z. Janani, A. Elhalil, F. Z. Mahjoubi, y N. barka, «Removal of emerging pharmaceutical pollutants: A systematic mapping study review», *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 8, n.º 5, p. 104251, oct. 2020, doi: 10.1016/j.jece.2020.104251.
- [51] K. Petersen, R. Feldt, S. Mujtaba, y M. Mattsson, «Systematic Mapping Studies in Software Engineering», doi: 10.14236/ewic/EASE2008.8.
- [52] P. Verlicchi, A. Galletti, M. Petrovic, y D. Barceló, «Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of micropollutants and sustainable treatment options», *J. Hydrol.*, vol. 389, n.º 3, pp. 416-428, ago. 2010, doi: 10.1016/j.jhydrol.2010.06.005.
- [53] R. H. Kadlec y S. D. Wallace, *Treatment wetlands*, 2nd ed. Boca Raton (Fla.): CRC press, 2009.
- [54] P. Verlicchi, M. Al Aukidy, y E. Zambello, «What have we learned from worldwide experiences on the management and treatment of hospital effluent? — An overview and a discussion on perspectives», *Sci. Total Environ.*, vol. 514, pp. 467-491, may 2015, doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.02.020.
- [55] EPA, «Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment, Washington D.C.» Washington D.C., 1993.
- [56] J. Vymazal, «Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review», *Hydrobiologia*, vol. 674, n.º 1, pp. 133-156, oct. 2011, doi: 10.1007/s10750-011-0738-9.
- [57] J. Brisson y F. Chazarenc, «Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte species selection?», *Sci. Total Environ.*, vol. 407, n.º 13, pp. 3923-3930, jun. 2009, doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.05.047.
- [58] N. A. Khan *et al.*, «Hospital effluent guidelines and legislation scenario around the globe: A critical review», *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 9, n.º 5, p. 105874, oct. 2021, doi: 10.1016/j.jece.2021.105874.

- [59] S. Fatimazahra, M. Latifa, S. Laila, y K. Monsif, «Review of hospital effluents: special emphasis on characterization, impact, and treatment of pollutants and antibiotic resistance», *Environ. Monit. Assess.*, vol. 195, n.º 3, p. 393, feb. 2023, doi: 10.1007/s10661-023-11002-5.
- [60] H. Brix, «Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?», *Water Sci. Technol.*, vol. 35, n.º 5, pp. 11-17, ene. 1997, doi: 10.1016/S0273-1223(97)00047-4.
- [61] Sierra-Gaviria Edwin Fernando, «EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE LA CARBAMAZEPINA UTILIZANDO MATERIALES ADSORBENTES OBTENIDOS A PARTIR DE LA BIOMASA DEL CAFÉ», Universidad del Cauca, Popayán, 2026.
- [62] E. A. Serna-Galvis, A. M. Botero-Coy, M. Rosero-Moreano, J. Lee, F. Hernández, y R. A. Torres-Palma, «An Initial Approach to the Presence of Pharmaceuticals in Wastewater from Hospitals in Colombia and Their Environmental Risk», *Water*, vol. 14, n.º 6, p. 950, ene. 2022, doi: 10.3390/w14060950.
- [63] A. Beltifa, S. Alibi, y H. B. Mansour, «Monitoring hospital wastewaters for their probable genotoxicity», *J. Water Health*, vol. 18, n.º 1, pp. 1-7, dic. 2019, doi: 10.2166/wh.2019.103.
- [64] K. Lin *et al.*, «Advanced Treatment and Disinfection of Hospital Wastewater: Progress, Monitoring Gaps, and Trends», *Water*, vol. 18, n.º 5, p. 605, ene. 2026, doi: 10.3390/w18050605.
- [65] A. Metcalf & Eddy, *Wastewater Engineering Treatment and Resource Recovery*. McGraw-Hill Education., 2014. Accedido: 7 de junio de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://repositori.mypolycc.edu.my/jspui/handle/123456789/4586>
- [66] L. M. Aguilar-Jiménez y D. G. Arias, «El acetaminofén: contaminante emergente en el agua y su degradación a través del uso de microorganismos: Revisión bibliográfica», *Microciencia*, vol. 12, 2023, doi: 10.18041/2323-0320/microciencia..2023.12592.
- [67] Q. Dinh *et al.*, «Fate of antibiotics from hospital and domestic sources in a sewage network», *Sci. Total Environ.*, vol. 575, pp. 758-766, ene. 2017, doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.118.
- [68] A. M. Botero-Coy *et al.*, «‘An investigation into the occurrence and removal of pharmaceuticals in Colombian wastewater’», *Sci. Total Environ.*, vol. 642, pp. 842-853, nov. 2018, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.088.
- [69] C. Bouki, D. Venieri, y E. Diamadopoulos, «Detection and fate of antibiotic resistant bacteria in wastewater treatment plants: A review», *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 91, pp. 1-9, may 2013, doi: 10.1016/j.ecoenv.2013.01.016.
- [70] M. Bedner y W. A. MacCrehan, «Transformation of Acetaminophen by Chlorination Produces the Toxicants 1,4-Benzoquinone and N-Acetyl-p-benzoquinone Imine», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 40, n.º 2, pp. 516-522, ene. 2006, doi: 10.1021/es0509073.
- [71] L. Li *et al.*, «Accumulation, transformation, and environmental implications of acetaminophen and ibuprofen in sewer systems», *Eng. Environ.*, vol. 20, n.º 1, p. 4, ene. 2026, doi: 10.1007/s11783-026-2104-1.

- [72] A. Joss *et al.*, «Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment», *Water Res.*, vol. 39, n.º 14, pp. 3139-3152, sep. 2005, doi: 10.1016/j.watres.2005.05.031.
- [73] M. Gros, M. Petrović, A. Ginebreda, y D. Barceló, «Removal of pharmaceuticals during wastewater treatment and environmental risk assessment using hazard indexes», *Environ. Int.*, vol. 36, n.º 1, pp. 15-26, ene. 2010, doi: 10.1016/j.envint.2009.09.002.
- [74] K. K. Barnes, D. W. Kolpin, E. T. Furlong, S. D. Zaugg, M. T. Meyer, y L. B. Barber, «A national reconnaissance of pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants in the United States — I) Groundwater», *Sci. Total Environ.*, vol. 402, n.º 2, pp. 192-200, sep. 2008, doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.04.028.
- [75] C. Chahal, B. van den Akker, F. Young, C. Franco, J. Blackbeard, y P. Monis, «Pathogen and Particle Associations in Wastewater», *Adv. Appl. Microbiol.*, vol. 97, pp. 63-119, 2016, doi: 10.1016/bs.aambs.2016.08.001.
- [76] World Health Organization, «Water quality and health: Review of turbidity». Accedido: 23 de junio de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.who.int/publications/i/item/WHO-FWC-WSH-17.01>
- [77] T. Yuan y Y. Pian, «Hospital wastewater as hotspots for pathogenic microorganisms spread into aquatic environment: A review», *Front. Environ. Sci.*, vol. 10, ene. 2023, doi: 10.3389/fenvs.2022.1091734.
- [78] G. Bhandari *et al.*, «A review on hospital wastewater treatment technologies: Current management practices and future prospects», *J. Water Process Eng.*, vol. 56, p. 104516, dic. 2023, doi: 10.1016/j.jwpe.2023.104516.
- [79] H. Wu *et al.*, «Constructed wetlands for pollution control», *Nat. Rev. Earth Environ.*, vol. 4, n.º 4, pp. 218-234, abr. 2023, doi: 10.1038/s43017-023-00395-z.
- [80] E. Nazlabadi, E. Karamati N, y M. R. Alavi Moghaddam, «A systematic and critical review of two decades' application of response surface methodology in biological wastewater treatment processes», *Desalination Water Treat.*, vol. 228, pp. 92-120, jul. 2021, doi: 10.5004/dwt.2021.27315.
- [81] M.-Z. Lu, J. Goh, M. Maraswami, Z. Jia, J.-S. Tian, y T.-P. Loh, «Recent Advances in Alkenyl sp² C–H and C–F Bond Functionalizations: Scope, Mechanism, and Applications», *Chem. Rev.*, vol. 122, n.º 24, pp. 17479-17646, dic. 2022, doi: 10.1021/acs.chemrev.2c00032.
- [82] C. Li, C. Cabassud, y C. Guigui, «Evaluation of membrane bioreactor on removal of pharmaceutical micropollutants: a review», *Desalination Water Treat.*, vol. 55, n.º 4, pp. 845-858, jul. 2015, doi: 10.1080/19443994.2014.926839.
- [83] A. Neisi, M. J. Mohammadi, A. Takdastan, A. A. Babaei, A. R. Yari, y M. Farhadi, «Assessment of tetracycline antibiotic removal from hospital wastewater by extended aeration activated sludge», *Desalination Water Treat.*, vol. 80, pp. 380-386, jun. 2017, doi: 10.5004/dwt.2017.20935.

- [84] M. Pegu *et al.*, «Improving the Stability of Colloidal CsPbBr₃ Nanocrystals with an Alkylphosphonium Bromide as Surface Ligand Pair», *ACS Energy Lett.*, vol. 10, n.º 5, pp. 2268-2276, may 2025, doi: 10.1021/acsenerylett.5c00124.
- [85] L. Pérez-Bou *et al.*, «Treatment of hospital wastewater using aerobic granular sludge technology: Removal performance and microbial dynamics», *J. Water Process Eng.*, vol. 60, p. 105206, abr. 2024, doi: 10.1016/j.jwpe.2024.105206.
- [86] Y. Zhang, X. Liu, C. Fu, X. Li, B. Yan, y T. Shi, «Efecto de la adición de Fe²⁺ sobre la demanda química de oxígeno y la eliminación de nitrógeno en humedales construidos de flujo subterráneo horizontal», *Chemosphere*, vol. 220, pp. 259-265, abr. 2019, doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.12.144.
- [87] E. Carraro, Si. Bonetta, C. Bertino, E. Lorenzi, Sa. Bonetta, y G. Gilli, «Hospital effluents management: Chemical, physical, microbiological risks and legislation in different countries», *J. Environ. Manage.*, vol. 168, pp. 185-199, mar. 2016, doi: 10.1016/j.jenvman.2015.11.021.
- [88] W. J. W. S. and S. M. Programme, *Progress on Drinking Water and Sanitation: 2014 Update*. World Health Organization, 2014.
- [89] G. Lofrano, S. Meriç, G. E. Zengin, y D. Orhon, «Chemical and biological treatment technologies for leather tannery chemicals and wastewaters: A review», *Sci. Total Environ.*, vol. 461-462, pp. 265-281, sep. 2013, doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.05.004.
- [90] J. Vymazal, «Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review», *Ecol. Eng.*, vol. 73, pp. 724-751, dic. 2014, doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.09.034.
- [91] Y. González-Hernández, S. Schetrite, C. Albasi, M. Alliet, y U. Jáuregui-Haza, «Stoichiometry and kinetics of hospital wastewater treatment in a submerged membrane bioreactor», *Desalination Water Treat.*, vol. 164, pp. 18-30, oct. 2019, doi: 10.5004/dwt.2019.24392.
- [92] W. Chiemchaisri, C. Chiemchaisri, N. S. Hamjinda, C. Jeensalute, P. Buranapakdee, y V. Thamlikitkul, «Field investigation of antibiotic removal efficacies in different hospital wastewater treatment processes in Thailand», *Emerg. Contam.*, vol. 8, pp. 329-339, ene. 2022, doi: 10.1016/j.emcon.2022.07.002.
- [93] C. Ibrahim, I. Mehri, S. Hammami, S. Mejri, A. Hassen, y P. Pothier, «Removal of human astroviruses from hospital wastewater by two biological treatment methods: natural oxidizing lagoons and rotating biodisks», *Desalination Water Treat.*, vol. 89, pp. 287-296, sep. 2017, doi: 10.5004/dwt.2017.21356.
- [94] M. Gutierrez *et al.*, «A thorough analysis of the occurrence, removal and environmental risks of organic micropollutants in a full-scale hybrid membrane bioreactor fed by hospital wastewater», *Sci. Total Environ.*, vol. 914, p. 169848, mar. 2024, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.169848.
- [95] R. El Morabet *et al.*, «Comparative study of submerged membrane bioreactor and extended aeration process coupled with tubessettler for hospital wastewater treatment», *Alex. Eng. J.*, vol. 59, n.º 6, pp. 4633-4641, dic. 2020, doi: 10.1016/j.aej.2020.08.021.

- [96] S. Aber, L. Ghalamchi, H. Hosseinzadeh, K. Nofouzi, y A. Naseri, «Biological treatment of ranitidine and cefixime trihydrate mixed solution by activated sludge in sequencing batch reactor», *Desalination Water Treat.*, vol. 225, pp. 94-103, jun. 2021, doi: 10.5004/dwt.2021.27223.
- [97] J. I. Nieto-Juárez, R. A. Torres-Palma, A. M. Botero-Coy, y F. Hernández, «Pharmaceuticals and environmental risk assessment in municipal wastewater treatment plants and rivers from Peru», *Environ. Int.*, vol. 155, p. 106674, oct. 2021, doi: 10.1016/j.envint.2021.106674.
- [98] S. M. Khumalo, T. P. Makhathini, J. K. Bwapwa, B. F. Bakare, y S. Rathilal, «The occurrence and fate of antibiotics and nonsteroidal anti-inflammatory drugs in water treatment processes: A review», *J. Hazard. Mater. Adv.*, vol. 10, p. 100330, may 2023, doi: 10.1016/j.hazadv.2023.100330.
- [99] A. Pant, M. Shahadat, S. W. Ali, y S. Z. Ahammad, «Removal of antimicrobial resistance from secondary treated wastewater – A review», *J. Hazard. Mater. Adv.*, vol. 8, p. 100189, nov. 2022, doi: 10.1016/j.hazadv.2022.100189.
- [100] L. Gomez Cortes *et al.*, «Selection of substances for the 4th Watch List under the Water Framework Directive», *Publ. Off. Eur. Union Luxemb.*, vol. 10, p. 01939, 2022, Accedido: 15 de junio de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.waternewseurope.com/wp-content/uploads/2022/08/JRC-Technical-Report.pdf>
- [101] L. Rizzo *et al.*, «Urban wastewater treatment plants as hotspots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: A review», *Sci. Total Environ.*, vol. 447, pp. 345-360, mar. 2013, doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.01.032.
- [102] P. Verlicchi, M. Al Aukidy, y E. Zambello, «Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment— A review», *Sci. Total Environ.*, vol. 429, pp. 123-155, jul. 2012, doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.04.028.
- [103] K. Kümmerer, «Antibiotics in the aquatic environment – A review – Part I», *Chemosphere*, vol. 75, n.º 4, pp. 417-434, abr. 2009, doi: 10.1016/j.chemosphere.2008.11.086.
- [104] D. G. J. Larsson, «Pollution from drug manufacturing: review and perspectives», *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*, vol. 369, n.º 1656, p. 20130571, nov. 2014, doi: 10.1098/rstb.2013.0571.
- [105] J. Radjenović, M. Petrović, y D. Barceló, «Fate and distribution of pharmaceuticals in wastewater and sewage sludge of the conventional activated sludge (CAS) and advanced membrane bioreactor (MBR) treatment», *Water Res.*, vol. 43, n.º 3, pp. 831-841, feb. 2009, doi: 10.1016/j.watres.2008.11.043.
- [106] R. Nowak, E. Wiśniowska, y M. Włodarczyk-Makuła, «Effectiveness of degradation and removal of non-steroidal pharmaceuticals which are the most frequently identified in surface water», *Desalination Water Treat.*, vol. 134, pp. 211-223, dic. 2018, doi: 10.5004/dwt.2018.22970.

- [107] L. I. Qrenawi y F. K. J. Rabah, «Fouling in membrane bioreactors: the influence of some parameters and the effectiveness of some control strategies», *Desalination Water Treat.*, vol. 315, pp. 62-80, dic. 2023, doi: 10.5004/dwt.2023.30099.
- [108] R. H. Kadlec y S. Wallace, *Treatment Wetlands*. CRC Press, 2008.
- [109] A. S. Méndez-Mendoza, R. Bello-Mendoza, D. Herrera-López, G. Mejía-González, y A. Calixto-Romo, «Performance of constructed wetlands with ornamental plants in the treatment of domestic wastewater under the tropical climate of South Mexico», *Water Pract. Technol.*, vol. 10, n.º 1, pp. 110-123, mar. 2015, doi: 10.2166/wpt.2015.013.
- [110] S. Zamora *et al.*, «Maximizing Value in Constructed Wetlands: A Review of Ornamental Plants for Wastewater Treatment and Artisanal Applications», *Earth*, vol. 6, pp. 1-19, oct. 2025, doi: 10.3390/earth6040126.
- [111] V. Rajurkar y M. Gurav, *BIOLOGICAL ACTIVITY OF CARAPACE EXTRACTS OF CRUSTACEANS FOUND IN COASTAL REGIONS OF MUMBAI*, vol. 9 Issue 3 (VII). 2023. [En línea]. Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Vaishali-Rajurkar/publication/367409139_BIOLOGICAL_ACTIVITY_OF_CARAPACE_EXTRACTS_OF_CRUSTACEANS_FOUND_IN_COASTAL_REGIONS_OF_MUMBAI/links/63d13964d9fb5967c204bae4/BIOLOGICAL-ACTIVITY-OF-CARAPACE-EXTRACTS-OF-CRUSTACEANS-FOUND-IN-COASTAL-REGIONS-OF-MUMBAI.pdf#page=93
- [112] U. Stottmeister *et al.*, «Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment», *Biotechnol. Adv.*, vol. 22, n.º 1, pp. 93-117, dic. 2003, doi: 10.1016/j.biotechadv.2003.08.010.
- [113] C. S. C. Calheiros, V. S. Bessa, R. B. R. Mesquita, H. Brix, A. O. S. S. Rangel, y P. M. L. Castro, «Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility», *Ecol. Eng.*, vol. 79, pp. 1-7, jun. 2015, doi: 10.1016/j.ecoleng.2015.03.001.
- [114] T. Thuy Anh, T. Duc Ha, y V. T. Mai Huong, «Evaluating the efficiency of *Cyperus alternifolius* on constructed wetland for the domestic wastewater treatment in the peri-urban area of Northern Vietnam», *IOP Conf. Ser. Mater. Sci. Eng.*, vol. 869, n.º 4, p. 042038, jun. 2020, doi: 10.1088/1757-899X/869/4/042038.
- [115] del T. Beek *et al.*, «Pharmaceuticals in the environment—Global occurrences and perspectives | Environmental Toxicology and Chemistry | Oxford Academic», *01/04/2016*, vol. 35, n.º 4, pp. 823-835. doi: <https://doi.org/10.1002/etc.3339>.
- [116] H. N. P. Vo *et al.*, «Removal and monitoring acetaminophen-contaminated hospital wastewater by vertical flow constructed wetland and peroxidase enzymes», *J. Environ. Manage.*, vol. 250, p. 109526, nov. 2019, doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109526.
- [117] D. Q. Zhang, S. K. Tan, R. M. Gersberg, S. Sadreddini, J. Zhu, y N. A. Tuan, «Removal of pharmaceutical compounds in tropical constructed wetlands», *Ecol. Eng.*, vol. 37, n.º 3, pp. 460-464, mar. 2011, doi: 10.1016/j.ecoleng.2010.11.002.

- [118] A. G. Patel *et al.*, «Intensifying Nutrient Removal in Hybrid-Constructed Wetlands Treating Urban Streamwater», *ACS Omega*, vol. 10, n.º 14, pp. 13943-13953, abr. 2025, doi: 10.1021/acsomega.4c10124.
- [119] J. C. Charris, A. Caselles-Osorio, J. C. Charris, y A. Caselles-Osorio, «Eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual doméstica con humedales construidos experimentales plantados con *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) y *Echinochloa colonum* (Poaceae)», *Tecnol. Cienc. Agua*, vol. 7, n.º 6, pp. 93-103, dic. 2016, Accedido: 9 de junio de 2026. [En línea]. Disponible en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S2007-24222016000600093&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- [120] S. Zamora, J. L. Marín-Muñiz, C. Nakase-Rodríguez, G. Fernández-Lambert, y L. Sandoval, «Wastewater Treatment by Constructed Wetland Eco-Technology: Influence of Mineral and Plastic Materials as Filter Media and Tropical Ornamental Plants», *Water*, vol. 11, n.º 11, p. 2344, nov. 2019, doi: 10.3390/w11112344.
- [121] A. Stefanakis, C. S. Akratos, y V. A. Tsihrintzis, *Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment*. Newnes, 2014.
- [122] J. Vymazal, «Removal of nutrients in various types of constructed wetlands», *Sci. Total Environ.*, vol. 380, n.º 1, pp. 48-65, jul. 2007, doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.09.014.
- [123] J. Kyambadde, F. Kansime, L. Gumaelius, y G. Dalhammar, «Estudio comparativo de humedales artificiales basados en *Cyperus papyrus* y *Miscanthidium violaceum* para el tratamiento de aguas residuales en un clima tropical.», *Water Res.*, vol. 38, n.º 2, pp. 475-485, ene. 2004, doi: 10.1016/j.watres.2003.10.008.
- [124] C. C. Tanner, J. S. Clayton, y M. P. Upsdell, «Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands—I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms», *Water Res.*, vol. 29, n.º 1, pp. 17-26, ene. 1995, doi: 10.1016/0043-1354(94)00139-X.
- [125] T. Saeed y G. Sun, «A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media», *J. Environ. Manage.*, vol. 112, pp. 429-448, dic. 2012, doi: 10.1016/j.jenvman.2012.08.011.
- [126] W. Armstrong, J. Armstrong, y P. M. Beckett, «Pressurised aeration in wetland macrophytes: Some theoretical aspects of humidity-induced convection and thermal transpiration», *Folia Geobot.*, vol. 31, n.º 1, pp. 25-36, mar. 1996, doi: 10.1007/BF02803991.
- [127] Y. Li, G. Zhu, W. J. Ng, y S. K. Tan, «A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: design, performance and mechanism», *Sci. Total Environ.*, vol. 468-469, pp. 908-932, ene. 2014, doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.09.018.
- [128] C. Li, S. Wu, y R. Dong, «Dynamics of organic matter, nitrogen and phosphorus removal and their interactions in a tidal operated constructed wetland», *J. Environ. Manage.*, vol. 151, pp. 310-316, mar. 2015, doi: 10.1016/j.jenvman.2015.01.011.

- [129] V. Matamoros, C. Arias, H. Brix, y J. M. Bayona, «Preliminary screening of small-scale domestic wastewater treatment systems for removal of pharmaceutical and personal care products», *Water Res.*, vol. 43, n.º 1, pp. 55-62, ene. 2009, doi: 10.1016/j.watres.2008.10.005.
- [130] M. Hijosa-Valsero, V. Matamoros, J. Martín-Villacorta, E. Bécares, y J. M. Bayona, «Assessment of full-scale natural systems for the removal of PPCPs from wastewater in small communities», *Water Res.*, vol. 44, n.º 5, pp. 1429-1439, mar. 2010, doi: 10.1016/j.watres.2009.10.032.
- [131] Z. Tang, J. Wood, D. Smith, A. Thapa, y N. Aryal, «A Review on Constructed Treatment Wetlands for Removal of Pollutants in the Agricultural Runoff», *Sustainability*, vol. 13, n.º 24, p. 13578, ene. 2021, doi: 10.3390/su132413578.

Anexos

Anexo 1

Registros de Temperatura

TURBIEDAD

Especie		Granito			Lengua de suegra			Papiro			Mixto		
N°	PROM	DS	%R	PROM	DS	%R	PROM	DS	%R	PROM	DS	%R	
0	53,3	1,1	0	53,3	1,1	0	53,3	1,1	0	53,3	1,10	0	
1	32,9	0,21	38	37,8	0,25	29	31,3	0,3	41	31,8	0,1	40	
4	27,4	0,15	49	32,3	0,15	39	24,5	0,12	54	25,4	0,2	52	
8	18,5	0,15	65	22,6	0,15	58	16,6	0,2	69	17,2	0,26	68	
12	14,7	0,59	72	16,7	0,57	69	11,7	0,25	78	12,3	0,57	77	
16	12,2	0,21	77	15,1	0,25	72	9,5	0,62	82	10,2	0,34	81	
20	11,1	0,06	79	13,1	0,31	75	8,6	0,09	84	9,1	0,11	83	
24	9,7	0,25	82	10,8	0,40	80	5,6	0,20	89	8,1	0,02	85	
28	7,70	0,25	86	9,8	0,42	82	3,20	0,17	94	4,8	0,06	91	
32	6,4	0,44	88	8,8	0,26	83	2,80	0,29	95	1,9	0,17	96	
36	5,20	0,02	90	8,5	0,03	84	2,50	0,01	95	1,8	0,04	97	
40	4,50	0,10	92	7,6	0,12	86	2,50	0,04	95	1,8	0,03	97	
44	4,40	0,04	92	7,2	0,03	86	2,20	0,03	96	1,70	0,12	97	
48	3,90	0,20	93	7,2	0,03	86	2,20	0,05	96	1,7	0,06	97	
52	3,90	0,12	93	7,1	0,02	87	2,00	0,02	96	1,7	0,12	97	
56	3,70	0,06	93	6,3	0,04	88	1,60	0,05	97	1,7	0,11	97	
60	3,70	0,05	93	6,2	0,01	88	1,50	0,04	97	1,6	0,12	97	

Nota. Elaboración propia

Anexo 2*Registros de Temperatura***TEMPERATURA**

Especie	Granito		Lengua de suegra		Papiro		Mixto	
Nº	PROM	DS	PROM	DS	PROM	DS	PROM	DS
1	21,9	0,00	22,2	0,07	22,3	0,07	22,4	0,07
4	20,2	0,00	20	0,21	21,3	0	19,8	0,07
8	22,1	0,21	23,4	0,14	23,6	0,14	22,4	0,35
12	23,8	0,00	23,2	0,00	23,4	0,49	23,8	0,07
16	20,2	0,14	20,3	0,00	21,2	0	21,2	0,07
20	20,2	0,07	19,9	0,07	20,2	0,07	20	0,07
24	23,1	0,00	23,1	0,00	22,6	0,07	22	0,42
28	20,2	0,28	21,2	0,00	21,9	0,07	21,9	0,28
32	22	0,14	22,8	0,07	23,1	0,07	23,3	0,00
36	24,5	0,07	26,1	0,07	25,6	0,07	25,6	0,14
40	20,9	0,28	22,1	0,00	21,4	0,07	21,2	0,42
44	23,7	0,14	24,3	0,07	23,8	0	23,7	0,00
48	24,2	0,00	24,1	0,28	25	0,07	24,8	0,00
52	23	0,21	23,3	0,21	23,5	0,14	24,2	0,49
56	21,5	0,14	22,5	0,14	22,1	0,07	21,9	0,21
60	20,2	0,07	21,2	0,07	22,1	0,07	21,6	0,35

Nota. Elaboración propia

Anexo 3

Registros de pH

pH								
Especie	Granito		Lengua de suegra		Papiro		Mixto	
N°	PROM	DS	PROM	DS	PROM	DS	PROM	DS
0	6,39	0,00	6,39	0,00	6,39	0	6,39	0,00
1	6,54	0,01	6,98	0,06	6,71	0,03	6,84	0,05
4	7,23	0,03	7,74	0,02	7,36	0,01	7,26	0,01
8	7,72	0,01	7,71	0,02	7,35	0,01	7,74	0,02
12	7,46	0,01	7,59	0,03	7,37	0,07	7,75	0,03
16	7,17	0,06	7,35	0,09	7,52	0,03	7,62	0,01
20	7,36	0,04	7,19	0,02	7,59	0,02	7,43	0,06
24	7,33	0,02	7,11	0,02	7,49	0,02	7,38	0,02
28	7,35	0,02	7,40	0,03	7,53	0,02	7,42	0,02
32	7,42	0,03	7,47	0,03	7,57	0,01	7,44	0,04
36	7,49	0,02	7,5	0,02	7,59	0,02	7,50	0,08
40	7,50	0,02	7,56	0,01	7,59	0,02	7,54	0,03
44	7,51	0,03	7,59	0,05	7,63	0,02	7,57	0,02
48	7,52	0,04	7,59	0,06	7,67	0,03	7,62	0,02
52	7,55	0,02	7,60	0,04	7,70	0,02	7,64	0,02
56	7,58	0,03	7,62	0,02	7,71	0,02	7,67	0,02
60	7,61	0,02	7,63	0,02	7,75	0,03	7,70	0,02

Nota. Elaboración propia

Anexo 4

Registros de DBO₅

DBO₅

Especie	Granito			Lengua de suegra			Papiro			Mixto		
Nº	PROM	DS	%R	PROM	DS	%R	PROM	DS	%R	PROM	DS	%R
0	67,3	0,5	0	67,30	0,5	0	67,30	0,5	0	67,30	0,5	0
1	59,1	0,6	12	60,60	0,8	10	55,90	0,8	17	58,50	0,8	13
4	45,6	2,0	32	50,00	0,0	26	41,40	0,1	38	43,60	1,7	35
8	32,8	0,1	51	29,30	0,2	56	27,40	1,2	59	32,00	0,0	52
12	8,8	0,0	87	15,20	1,0	77	18,40	2,4	73	19,40	0,1	71
16	49,7	3,0	26	27,00	2,0	60	62,40	4,2	7	60,30	2,0	10
20	39,4	8,0	41	37,50	5,0	44	38,20	8,0	43	32,00	4,0	52
24	35,1	4,0	48	47,80	5,0	29	49,20	0,2	27	50,00	5,3	26
28	36,0	1,7	47	44,50	0,5	34	34,60	3,7	49	38,50	0,6	43
32	29,0	0,1	57	28,10	2,1	58	22,30	2,5	67	25,10	0,9	63
36	35,2	5,0	48	34,10	2,1	49	32,50	2,0	52	33,70	0,2	50
40	33,7	4,0	50	33,10	2,0	51	29,30	2,0	56	30,20	2,0	55
44	35,2	5,0	48	36,40	1,0	46	27,60	2,0	59	29,30	1,6	56
48	33,4	6,0	50	33,10	3,0	51	25,10	1,8	63	28,50	2,0	58
52	32,5	8,0	52	32,80	5,0	51	23,70	0,0	65	28,60	3,0	58
56	31,4	3,0	53	32,00	1,0	52	22,20	1,0	67	27,40	2,0	59
60	31,2	0,0	54	31,80	1,0	53	21,60	1,0	68	27,10	2,0	60

Nota. Elaboración propia

Anexo 5

Registros de DQO

DQO

Especie	Granito			Lengua de suegra			Papiro			Mixto		
Nº	PROM	DS	%R	PROM	DS	%R	PROM	DS	%R	PROM	DS	%R
0	460,0	7,8	0,0	460,0	7,80	0,0	460,0	7,8	0,0	460,0	7,8	0,0
1	262,0	4,0	43,0	292,0	6,10	36,5	260,0	3,5	43,5	282,0	3,0	38,7
4	135,0	8,5	70,7	124,0	5,50	73,0	151,0	1,5	67,2	159,0	3,1	65,4
8	77,4	12,9	83,2	82,3	3,10	82,1	63,5	16,3	86,2	79,6	10,2	82,7
12	28,0	8,0	93,9	19,0	8,00	95,9	25,3	3,0	94,5	24,5	1,0	94,7
16	58,0	9,0	87,4	82,0	10,00	82,2	49,2	2,0	89,3	50,0	3,0	89,1
20	35,7	6,0	92,2	40,1	12,00	91,3	21,4	6,0	95,3	15,9	6,0	96,5
24	94,5	1,0	79,5	121,0	7,00	73,7	82,0	8,0	82,2	115,0	8,0	75,0
28	40,2	6,0	91,3	33,60	8,00	92,7	23,30	2,0	94,9	23,60	4,0	94,9
32	26,2	8,0	94,3	20,80	9,00	95,5	17,9	2,0	96,1	12,80	11,0	97,2
36	31,3	9,0	93,2	32,30	2,00	93,0	17,30	9,0	96,2	19,00	4,0	95,9
40	22,4	8,0	95,1	13,90	8,00	97,0	7,50	9,0	98,4	4,40	4,0	99,0
44	30,1	6,0	93,5	32,30	2,00	93,0	17,30	9,0	96,2	19,00	4,0	95,9
48	25,5	8,2	94,5	26,60	4,00	94,2	13,10	7,0	97,2	13,90	9,0	97,0
52	19,6	8,0	95,7	18,10	1,00	96,1	6,80	3,0	98,5	7,30	6,0	98,4
56	17,7	3,0	96,2	6,70	6,00	98,5	3,10	5,0	99,3	4,50	4,0	99,0
60	16,9	3,0	96,3	4,70	8,00	99,0	1,40	1,0	99,7	2,50	4,0	99,5

Nota. Elaboración propia

Anexo 6*Registros de Sólidos Totales***ST**

Especie	Granito			Lengua de suegra			Papiro			Mixto		
N°	PROM	DS	%R	PROM	DS	%R	PROM	DS	%R	PROM	DS	%R
0	418,7	8,3	0	418,7	8,3	0	418,7	8,3	0	418,7	8,3	0
1	202,7	6,1	52	214,7	10,1	49	185,3	4,6	56	224	8,6	47
4	186,4	10,6	55	161,3	6,1	61	175,3	12,2	58	176,0	8,5	58
8	208	4,0	50	173,3	6,1	59	170,1	12,0	59	200,0	8,6	52
12	156,4	4,0	63	176,0	6,3	58	150,7	8,3	64	193,3	8,1	54
16	165,3	6,1	61	240,0	8,2	43	197,3	8,3	53	216,0	4,0	48
20	192,0	4,9	54	208,0	6,9	50	196,0	0,0	53	184,0	4,0	56
24	205,3	5,3	51	268,0	4,0	36	245,3	2,3	41	270,7	8,0	35
28	200,0	6,6	52	213,3	8,3	49	206,7	4,6	51	225,3	4,6	46
32	201,3	2,3	52	189,3	8,3	55	193,5	4,0	54	216,0	4,0	48
36	196,3	4,2	53	168,0	6,6	60	165,3	4,0	61	162,7	6,1	61
40	170,7	5,3	59	170,7	4,6	59	140,3	10,6	66	128,0	4,0	69
44	156,0	4,0	63	156,0	6,9	63	125,3	6,1	70	124,0	4,0	70
48	147,8	3,9	65	132,0	8,0	68	113,3	4,6	73	120,0	6,9	71
52	132,0	4,0	68	122,7	8,3	71	100,0	4,0	76	124,0	8,0	70
56	128,7	2,3	69	118,7	4,6	72	88,0	8,0	79	117,3	4,6	72
60	124,3	2,3	70	101,3	2,3	76	84,0	4,0	80	116,0	6,9	72

Nota. Elaboración propia

Anexo 7*Registros de Sólidos Disueltos Totales***SDT**

Especie	Granito			Lengua de suegra			Papiro			Mixto		
N°	PROM	DS	%R	PROM	DS	%R	PROM	DS	%R	PROM	DS	%R
0	332,0	5,00	1	332,0	5,00	1	332,00	5,00	1	200,0	38,57	40
1	104,0	4,00	69	124,0	6,90	63	116,00	4,00	65	185,3	16,17	45
4	56,0	4,00	83	112,0	4,00	67	120,00	4,00	64	85,3	42,77	75
8	120,0	6,90	64	112,0	0,00	67	133,30	2,30	60	97,3	24,11	71
12	105,3	9,20	69	120,0	4,00	64	120,00	4,00	64	141,3	8,33	58
16	112,0	6,90	67	156,0	6,90	53	137,30	2,30	59	100,0	8,00	70
20	160,0	4,00	52	153,3	10,10	54	160,00	4,00	52	124,0	6,93	63
24	195,2	4,00	42	220,0	8,00	34	197,30	10,10	41	130,7	2,31	61
28	186,7	6,10	44	162,7	6,10	51	168,00	4,00	50	136,0	4,00	59
32	168,0	6,90	50	160,0	4,00	52	156,00	4,00	53	148,0	4,00	56
36	159,3	4,60	52	153,3	6,10	54	133,30	2,30	60	213,3	6,11	36
40	145,3	4,60	57	144,0	4,00	57	117,70	2,30	65	170,7	2,31	49
44	137,3	9,20	59	126,7	2,30	62	106,30	8,30	68	169,3	46,70	49
48	124,7	4,60	63	117,3	2,30	65	98,70	4,60	71	141,3	2,31	58
52	119,7	6,10	64	109,3	2,30	67	92,00	4,00	73	125,3	2,31	63
56	110,1	4,00	67	97,0	8,00	71	78,70	2,30	76	113,3	2,31	66
60	102,5	2,30	69	85,3	6,10	75	66,70	6,10	80	106,7	2,31	68

Nota. Elaboración propia

Anexo 8*Registros de Sólidos Suspendidos Totales***SST**

Especie	Granito			Lengua de suegra			Papiro			Mixto		
N°	PROM	DS	%R	PROM	DS	%R	PROM	DS	%R	PROM	DS	%R
0	86,7	3,10	-3	86,7	3,1	-3	86,7	3,1	-3	86,7	3,10	-3
1	80,0	2,40	5	80,0	4,0	5	69,3	2,3	18	82,7	2,6	2
4	60,0	3,00	29	49,3	2,3	41	41,3	3,10	51	76,0	2	10
8	88,0	2,30	-5	61,3	3,1	27	38,7	2,1	54	76,0	2,6	10
12	51,1	3,10	39	56,0	3,2	33	30,7	0	63	65,3	2,30	22
16	53,3	2,60	37	74,0	3,0	12	60,0	2,1	29	80,0	3,00	5
20	48,7	2,00	42	64,7	3,5	23	36,0	2,00	57	36,0	2,60	57
24	47,3	2,30	44	74,3	2,3	12	48,0	2,60	43	57,4	2,1	32
28	47,5	2,10	43	50,6	3,20	40	38,7	2,30	54	54,6	2,30	35
32	37,3	2,10	56	39,3	3,2	53	36,7	2,30	56	46,7	2,6	44
36	36,2	2,00	57	32,7	3,2	61	34,0	2,00	60	21,4	2,30	75
40	25,4	2,30	70	26,7	2,3	68	30,0	2,00	64	17,5	2,30	79
44	18,7	2,10	78	23,3	2,1	72	22,0	0,00	74	10,7	2,60	87
48	13,3	2,10	84	14,7	2,3	83	10,6	2,50	87	13,3	2,6	84
52	18,4	2,00	78	13,4	2,1	84	11,2	0,00	87	25,3	2,3	70
56	22,7	2,60	73	15,7	2,2	81	9,8	2,10	88	26,6	2,1	68
60	24,0	2,00	71	16,0	2,0	81	9,4	2,60	89	29,3	2,1	65

Nota. Elaboración propia

Anexo 9

Registros de eficiencia de remoción para acetaminofén

Lecho						Lengua de suegra					Papiro					Mixto				
Días	T1	T2	T3	Prome	Prom Ajustado	T1	T2	T3	Promedio	Prom Ajustado	T1	T2	T3	Prome	Prom Ajustado	T1	T2	T3	Promedio	Prom Ajustado
1	45,3	43,1	39,1	42,5	43	43,0	35,9	48,5	42,5	43	67,0	63,4	61,2	63,9	64	69,5	55,2	65,9	63,5	64
2	53,6	59,5	63,2	58,8	59	57,1	55,6	51,8	54,8	55	71,3	73,0	72,1	72,1	72	60,4	59,2	61,8	60,4	60
3	77,9	76,5	76,6	77,0	77	60,2	55,3	57,6	57,7	58	74,5	72,4	73,9	73,6	74	74,5	72,4	74,1	73,7	74
4	72,6	75,9	74,2	74,2	74	60,2	61,6	57,6	59,8	60	78,3	77,5	75,5	77,1	77	74,9	73,6	72,2	73,6	74
5	75,1	75,4	79,3	76,6	77	53,9	62,5	63,9	60,1	60	79,2	86,4	82,4	82,7	83	82,5	79,7	79,3	80,5	81
6	90,4	90,0	88,2	89,5	90	74,8	75,8	79,0	76,5	77	86,1	86,3	82,6	85,0	85	85,0	78,6	81,8	81,8	82
7	92,3	91,9	91,8	92,0	92	85,4	83,9	84,2	84,5	85	83,9	81,2	80,7	81,9	82	85,3	85,3	86,4	85,7	86
8	87,1	87,1	86,2	86,8	87	83,2	75,5	84,8	81,2	81	80,6	82,7	81,7	81,7	82	76,0	75,6	75,2	75,6	76
9	90,1	88,7	92,8	90,5	91	80,1	80,3	79,8	80,1	80	84,8	77,1	90,2	84,0	84	75,8	79,9	80,4	78,7	79
10	85,0	89,8	86,9	87,2	87	71,7	79,1	79,4	76,7	77	84,4	77,7	83,6	81,9	82	82,5	79,7	79,3	80,5	81
11	88,0	88,8	87,7	88,2	88	77,0	79,4	80,0	78,8	79	83,4	85,0	82,6	83,7	84	84,0	83,6	84,1	83,9	84
12	89,7	91,8	90,2	90,6	91	83,3	82,8	81,1	82,4	82	85,0	86,3	85,8	85,7	86	83,2	84,3	85,4	84,3	84
13	91,2	91,8	91,6	91,5	92	83,6	85,0	83,2	83,9	84	88,5	88,7	92,8	90,0	90	85,3	85,8	85,5	85,5	86

Nota. Elaboración propia

