

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS USANDO
CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA COMO MÉTODO AVANZADO DE OXIDACIÓN**

Marcelo Andrés Grueso Viveros
Químico



FACULTAD DE INGENIERÍA
MAESTRÍA EN INGENIERÍA
ÉNFASIS EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI, COLOMBIA
2025

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS USANDO CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA COMO MÉTODO AVANZADO DE OXIDACIÓN

Marcelo Andrés Grueso Viveros

Químico

Trabajo de grado presentado como requisito parcial para optar al título de Magister
en Ingeniería, con énfasis en Ingeniería Sanitaria y Ambiental.

Directores:

Fiderman Machuca Martínez, PhD. Universidad del Valle

Dorance Becerra Moreno, PhD. Universidad Francisco de Paula Santander



FACULTAD DE INGENIERÍA
MAESTRÍA EN INGENIERÍA
ÉNFASIS EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI, COLOMBIA

2025

Dedicatoria

A mi familia, por ser la raíz y la fortaleza que me han sostenido en cada paso de este camino; su apoyo incondicional y amor constante son el fundamento de todo lo que he logrado.

A mi esposa, compañera de vida, por su paciencia, comprensión y aliento en los momentos más difíciles, y por recordarme siempre el valor de soñar y perseverar.

Y a la memoria de mi querido compadre, cuya ausencia deja un vacío profundo, pero cuyo recuerdo permanece como inspiración y guía. Este trabajo también es un homenaje a su amistad, a su ejemplo y a las huellas imborrables que dejó en mi vida.

Agradecimientos

Quiero expresar mi más profundo agradecimiento a mi familia, por su respaldo incondicional, su comprensión y el cariño que siempre me han brindado a lo largo de este proceso.

Al profesor Fiderman Machuca Martínez, director de este trabajo, por permitirme hacer parte de su grupo de investigación y brindarme la oportunidad de crecer académica y profesionalmente en este espacio.

De manera especial, a mi codirector Dorance Becerra Moreno, por su valiosa guía académica, su orientación constante, sus consejos y la dedicación con la que me acompañó en el desarrollo de esta investigación.

A mi esposa y a mis seres queridos, quienes con palabras de ánimo y compañía sincera me dieron la fuerza necesaria para culminar este logro.

Finalmente, a la educación pública, que ha sido el escenario donde he crecido, aprendido y soñado, y que representa la oportunidad de transformación para nuestra sociedad.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN.....	1
ABSTRACT	3
1. INTRODUCCIÓN	5
2. OBJETIVOS.....	9
2.1. OBJETIVO GENERAL.....	9
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	9
3. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN.....	10
4. MARCO TEÓRICO	23
4.1. AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS	23
4.1.1. NIVELES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.....	23
4.1.2. FINALIDAD DE CADA FASE.....	24
4.2. CONTAMINANTES EMERGENTES EN AGUAS RESIDUALES.....	25
4.2.1. IBUPROFENO COMO CONTAMINANTE EMERGENTE	26
4.2.2. ESTRÓGENOS COMO CONTAMINANTES EMERGENTES	26
4.3. PROCESOS AVANZADOS DE OXIDACIÓN.....	27
4.4. LA CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA COMO MÉTODO AVANZADO DE OXIDACIÓN	29
5. MATERIALES Y MÉTODOS.....	33
5.1. TIPO DE ESTUDIO	33
5.2. LUGAR Y CONDICIONES DE ESTUDIO	33
5.3. MUESTRA Y MUESTREO	34
5.3.1. ORIGEN DE LAS MUESTRAS	34
5.3.2. PROTOCOLO DE MUESTREO, CONSERVACIÓN Y TRANSPORTE DE LA MUESTRA	34
5.4. CARACTERIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES	35
5.4.1. DETERMINACIÓN DE LA DQO	37
5.4.2. DETERMINACIÓN DE LA DBO ₅	38
5.4.3. DETERMINACIÓN DE COT	40
5.4.4. DETERMINACIÓN DE PH	41
5.5. MONTAJE EXPERIMENTAL.....	42
5.5.1. DISEÑO Y COMPONENTES DEL SISTEMA.....	42

5.6. DISEÑO EXPERIMENTAL	43
5.6.1. VARIABLES INDEPENDIENTES	44
5.6.2. VARIABLES DE RESPUESTA.....	46
5.6.3. DISEÑO ESTADÍSTICO.....	46
5.6.4. OPTIMIZACIÓN DEL SISTEMA PILOTO DE TRATAMIENTO	47
5.7. PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL	48
5.8. ENSAYOS DE CONTROL Y EVALUACIÓN DE LA SINERGIA DEL SISTEMA DE CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA CON H₂O₂	50
5.8.1. BLANCO HIDRÁULICO (RECIRCULACIÓN SIN CAVITACIÓN O H ₂ O ₂).....	50
5.8.2. TRATAMIENTO CON H ₂ O ₂ SIN CAVITACIÓN.....	51
5.8.3. TRATAMIENTO CON CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA SIN H ₂ O ₂	52
5.9. PRUEBAS CON CONTAMINANTES ESPECÍFICOS (IBUPROFENO Y ESTRÓGENOS)	52
5.9.1. CUANTIFICACIÓN DE IBUPROFENO (IBU).....	53
5.9.1.1. PREPARACIÓN DE SOLUCIONES Y ESTÁNDARES DE IBUPROFENO	53
5.9.2. CUANTIFICACIÓN DE ESTRÓGENOS (ESTRO).....	55
5.9.3. CÁLCULOS DE LÍMITE DE DETECCIÓN (LD) Y LÍMITES DE CUANTIFICACIÓN (LC).....	57
5.10. EVALUACIÓN DEL SISTEMA EN CONDICIONES ÓPTIMAS	57
5.9.1 EVALUACIÓN DEL SISTEMA EN CONDICIONES ÓPTIMAS PARA EL TRATAMIENTO DE MUESTRAS DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS.....	57
5.9.2. EVALUACIÓN DEL SISTEMA EN CONDICIONES ÓPTIMAS EN MUESTRAS FABRICADAS DE IBUPROFENO Y ESTRÓGENOS	59
5.9.3. ENSAYOS DE VALIDACIÓN Y CONTROL PARA LAS PRUEBAS CON IBUPROFENO Y ESTRÓGENOS.	60
 <u>6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN</u>	 <u>62</u>
6.1. CARACTERIZACIÓN AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA AFLUENTE PTAR CIUDAD COUNTRY	62
6.2. ANÁLISIS DE LA EVIDENCIA VISUAL DE CAVITACIÓN.....	65
6.2.1. CORRESPONDENCIA DE RÉGIMEN Y Σ	67
6.2.2. LONGITUD Y DENSIDAD ÓPTICA DE LA NUBE EN FUNCIÓN DE Σ	68
6.2.3. TRANSICIÓN LAMINA-NUBE Y DINÁMICA DEL DESPRENDIMIENTO.....	68
6.2.4. CONEXIÓN CON LA GEOMETRÍA (GARGANTA DE 2 MM) Y LA PRESIÓN DE OPERACIÓN ...	69
6.2.5. CONSIDERACIONES ADICIONALES SOBRE Σ Y SU USO COMPARATIVO	69
6.3. EVALUACIÓN PROCESO DE CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA - H₂O₂.....	70
6.4. ANÁLISIS DE VARIANZA (ANOVA) Y CONDICIONES ÓPTIMAS DEL SISTEMA	79
6.4.1. ANÁLISIS DE SINERGIAS CON BLANCOS EN CONDICIONES ÓPTIMAS.....	87
6.5. EVALUACIÓN DE LA CONFIGURACIÓN OPTIMIZADA DEL SISTEMA EN LA DEGRADACIÓN DE IBUPROFENO Y ESTRÓGENOS.....	90
6.5.1. EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE LA CONFIGURACIÓN OPTIMA DEL SISTEMA EN LA DEGRADACIÓN DE IBUPROFENO Y ESTRÓGENO.....	92
6.5.2. ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS DE PRUEBAS DE VALIDACIÓN Y BLANCOS PARA LOS ENSAYOS DE DEGRADACIÓN DE IBUPROFENO Y ESTRÓGENO.	99
6.6. ANÁLISIS DE CUMPLIMIENTO REGULATORIO DEL EFLUENTE TRATADO ...	102

7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	112
8. BIBLIOGRAFÍA	116
ANEXO 1. RESULTADOS ESTANDARIZACIÓN Y VALIDACIÓN DE MÉTODOS ESPECTROFOTOMÉTRICOS PARA LA CUANTIFICACIÓN DE IBUPROFENO Y ESTRÓGENOS	134

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Condiciones de preservación establecidas conforme a la NTC-ISO 5667-10:2022 y guías asociadas para análisis de aguas residuales (ICONTEC, 2022)	35
Tabla 2. Parámetros a analizar, unidades de medida y metodología de análisis (APHA, 2017; ICONTEC, 2014)	36
Tabla 3. Diseño experimental Box-Behnken: combinaciones de niveles de factores.	45
Tabla 4. Comparación de parámetros medidos con la Resolución 631 de 2015 (afluente y efluente tratado).	58
Tabla 5. Caracterización agua residual doméstica afluente PTAR El Country.	63
Tabla 6. parámetros cinéticos para los 15 ensayos establecidos en el diseño experimental.	75
Tabla 7. Resultados para cada ensayo del diseño experimental en términos del porcentaje de remoción de DQO.	80
Tabla 8. Métricas de resultados obtenidos.	80
Tabla 9. Lista de coeficientes por cada termino e interacción en el diseño experimental.	81
Tabla 10. Efectos por cada termino involucrado en el modelo.	81
Tabla 11 Remoción de Ibuprofeno y Estrógenos en función del tiempo – cavitación hidrodinámica con peróxido de hidrogeno.	93
Tabla 12. resultados pruebas blanco para los ensayos de degradación de Ibuprofeno y Estrógeno.	100
Tabla 13 Comparación de parámetros medidos con la Resolución 631 de 2015 (afluente y efluente tratado).	104

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1. Descripción esquemática del funcionamiento de un tubo Venturi. ...	30
Ilustración 2. Teledyne Tekmar TOC-Torch. Nota: Creación propia.	41
Ilustración 3. Diagrama esquemático sistema de tratamiento por cavitación hidrodinámica	43
Ilustración 4. Espectrofotómetro Thermo Scientific GENESYS 10S UV-Vis utilizado para mediciones de absorbancia en el rango UV-Visible	54
Ilustración 5. Sistema de tratamiento con cavitación hidrodinámica para tratamiento: a) in situ de agua PTAR. b) en el laboratorio.	66
Ilustración 6. Fenómeno de cavitación observado en los elementos restrictivos del reactor: (a) Tubo Venturi en campo. (b) Tubo Venturi en laboratorio. (c) Placa perforada en laboratorio.	67
Ilustración 7. Porcentaje de remoción de DQO para cada experimento seguida en el tiempo	71
Ilustración 8. Diagrama de Pareto para la relevancia de efectos por variable, interacción entre efectos y efectos cuadráticos. Nota: Generada con StatGraphics 19.	85
Ilustración 9. Gráfico de superficie de respuesta, pH vs Presión, con una concentración constante de H ₂ O ₂ de 250 ppm. Nota: Generado con StatGraphics 19.	86
Ilustración 10. Pruebas blanco tratamiento de aguas residuales.	88
Ilustración 11. Gráfica de comportamiento de la remoción de IBP y Estrógenos en función del tiempo. Nota: elaboración propia.	93
Ilustración 12. Estructuras moleculares de los compuestos analizados: (a) Ibuprofeno. (b) Estrona. Elaboración propia.	96

RESUMEN

El vertimiento de aguas residuales domésticas constituye un desafío ambiental en regiones urbanas y periurbanas debido a la elevada carga de materia orgánica y la presencia de contaminantes emergentes. Ante estas limitaciones, los procesos avanzados de oxidación se han consolidado como alternativas de tratamiento. En este estudio se evaluó la cavitación hidrodinámica asistida con peróxido de hidrógeno como método de oxidación avanzada para la depuración de aguas residuales domésticas. El objetivo principal fue determinar la eficiencia del sistema en la remoción de materia orgánica y contaminantes emergentes bajo condiciones controladas de operación.

La investigación se desarrolló en sistema discontinuo utilizando un dispositivo Venturi, bajo un diseño experimental Box-Behnken que consideró variaciones de pH (3, 6 y 9), presión (10, 30 y 50 psi) y concentración de H_2O_2 (100, 250 y 400 ppm). La respuesta fue evaluada en términos de demanda química de oxígeno (DQO), y en condiciones optimizadas se realizó la evaluación complementaria de contaminantes emergentes (ibuprofeno y estrógenos), sólidos, nutrientes y parámetros fisicoquímicos básicos.

Los resultados evidenciaron que la combinación de pH 3, presión de 34,3 PSI y concentración de 400 ppm de H_2O_2 permitió alcanzar una reducción de DQO superior al 92 % en 120 minutos de tratamiento, mostrando un comportamiento reproducible y estable. En condiciones optimizadas, se obtuvieron reducciones del 21,3 % para ibuprofeno y del 14,4 % para estrógenos, ajustándose cinéticamente a un modelo de pseudo-primer orden con constantes de $2,0 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$ y $1,3 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$, respectivamente. Además, se lograron reducciones de 33,7 % en sólidos suspendidos totales y 33,3 % en sólidos suspendidos volátiles, mientras que los

sólidos sedimentables disminuyeron un 12,5 %. En relación con los nutrientes, el nitrógeno total descendió un 20,6 %, los fosfatos un 3 % y los nitratos y nitritos se mantuvieron por debajo de los límites de detección.

Estos resultados confirman que la cavitación hidrodinámica asistida con H_2O_2 constituye una alternativa eficaz para la remoción de materia orgánica en aguas residuales domésticas y con potencial para la degradación parcial de contaminantes emergentes. Sus implicaciones técnicas se reflejan en la posibilidad de complementar procesos convencionales en plantas de tratamiento de pequeña y mediana escala, mientras que sus beneficios ambientales se asocian con la mejora de la calidad de los efluentes y la reducción del riesgo ecosistémico. En conjunto, el estudio aporta bases para futuras investigaciones orientadas a escalado, integración con otros métodos avanzados de oxidación y análisis de subproductos de degradación.

ABSTRACT

The discharge of domestic wastewater remains a pressing environmental challenge in urban and peri-urban regions, primarily due to its high organic load and the occurrence of emerging contaminants. To address these concerns, advanced oxidation processes have gained increasing recognition as viable treatment alternatives. In this study, hydrodynamic cavitation assisted with hydrogen peroxide was evaluated as an advanced oxidation method for the treatment of domestic wastewater. The overarching objective was to assess the system's efficiency in removing organic matter and emerging contaminants under controlled operating conditions.

The experimental work was carried out in batch mode using a Venturi device. A Box–Behnken design was applied to explore the effects of pH (3, 6, and 9), pressure (10, 30, and 50 psi), and H₂O₂ concentration (100, 250, and 400 ppm). Treatment efficiency was assessed primarily through chemical oxygen demand (COD), while optimized conditions were further used to evaluate the removal of emerging contaminants (ibuprofen and estrogens), solids, nutrients, and other basic physicochemical parameters.

The results showed that operating at pH 3, 34.3 psi, and 400 ppm H₂O₂ yielded more than 92 % COD reduction within 120 minutes, with stable and reproducible performance. Under these optimized conditions, ibuprofen removal reached 21.3 % and estrogens 14.4 %, both following pseudo-first-order kinetics with rate constants of $2.0 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$ and $1.3 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$, respectively. In addition, total suspended solids decreased by 33.7 %, volatile suspended solids by 33.3 %, and settleable solids by 12.5 %. For nutrients, total nitrogen was reduced by 20.6 %, phosphates by 3 %, while nitrates and nitrites remained below detection limits.

These findings confirm that hydrodynamic cavitation assisted with H_2O_2 is an effective alternative for organic matter removal in domestic wastewater, with additional potential for the partial degradation of emerging contaminants. From a technical perspective, this process could complement conventional treatment in small- and medium-scale facilities, while the environmental benefits lie in improving effluent quality and reducing ecosystem risks. Overall, the study provides a foundation for future research focused on scale-up, integration with other advanced oxidation processes, and the characterization of degradation by-products.

1. INTRODUCCIÓN

El aumento vertiginoso de la población y, en consecuencia, de la actividad humana han ocasionado la generación de cada vez un mayor volumen de aguas residuales, estas, debido a la creciente industrialización, no han aumentado solo en volumen, sino también en su complejidad, es el caso tanto de aguas residuales provenientes de la actividad humana en la vida cotidiana, denominadas aguas residuales domésticas. Existen también aguas residuales provenientes de la actividad agrícola, de manufactura, transformación y extracción, a estas se les denomina agua residual industrial (Noshadi et al., 2025), (Y. Palomino Seguil et al., 2022). Estas aguas residuales producidas, tanto domésticas como industriales representan un riesgo latente para la salud humana, los ecosistemas y en general la vida en el planeta. La preocupación que esto genera ha motivado acciones concretas para mitigar o remediar estos impactos, como la promulgación del Objetivo de Desarrollo Sostenible No 6 de las naciones unidas, que demanda el desarrollo de tecnologías dedicadas al tratamiento de aguas residuales de todo tipo (Noshadi et al., 2025).

En el tratamiento de aguas residuales domésticas, los procesos convencionales representan la primera línea de intervención y comprenden métodos físicos, químicos y biológicos. Entre los físicos, destacan la sedimentación, el tamizado y la filtración, los cuales permiten eliminar sólidos suspendidos y parte de la materia particulada; sin embargo, presentan baja eficiencia frente a contaminantes solubles o de baja concentración (M. Palomino Seguil et al., 2022). Los métodos biológicos, como los sistemas de lodos activados y los reactores anaerobios, aprovechan la actividad microbiana para degradar la materia orgánica y reducir la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Aunque resultan ampliamente utilizados por su efectividad y bajo costo relativo, estos procesos presentan limitaciones en presencia de variaciones de carga, compuestos tóxicos o contaminantes emergentes que no son biodegradables (Doğruel et al., 2020).

Por su parte, los tratamientos químicos convencionales, como la coagulación-floculación, la desinfección con cloro o el uso de oxidantes como el ozono y el peróxido de hidrógeno, han demostrado eficacia en la eliminación de patógenos y compuestos recalcitrantes. No obstante, suelen incrementar la producción de lodos y pueden generar subproductos secundarios con efectos adversos para la salud y el ambiente, y a menudo implican un incremento en el costo operativo significativo (Fahad et al., 2019). Estas limitaciones en conjunto hacen evidente que, si bien los tratamientos convencionales representan la base del saneamiento actual, resulta necesario avanzar hacia alternativas más robustas y sostenibles, entre las cuales los procesos avanzados de oxidación (PAOx) han cobrado creciente interés en años recientes.

En respuesta a las limitaciones de los métodos convencionales, los Procesos Avanzados de Oxidación (PAOx) han surgido como alternativas altamente prometedoras para el tratamiento de aguas residuales. Estos procesos se caracterizan por la generación in situ del radical hidroxilo ($\cdot\text{OH}$), especies altamente reactivas capaces de mineralizar compuestos orgánicos recalcitrantes y contaminantes emergentes que difícilmente son removidos por tecnologías tradicionales. Dentro de los PAOx, se destacan la fotocatálisis heterogénea con dióxido de titanio, los procesos foto-Fenton, la ozonización y la electrólisis avanzada, cada uno con mecanismos que favorecen la degradación rápida y eficaz de contaminantes persistentes. Además, su versatilidad permite su aplicación en diversos escenarios, desde aguas urbanas hasta efluentes industriales complejos, lo que refuerza su atractivo como alternativas sostenibles y de alto rendimiento (D. Mukherjee et al., 2020).

No obstante, pese a su elevado potencial, los PAOx presentan ciertas debilidades técnicas y económicas que limitan su implementación a gran escala. La necesidad

de insumos químicos como peróxido de hidrógeno u ozono, la dependencia de fuentes de radiación ultravioleta o solar en la fotocátalisis, así como los altos costos energéticos de la electrocátalisis, son factores que aún restringen su competitividad frente a tratamientos convencionales. A ello se suman desafíos relacionados con la eficiencia en matrices complejas, la formación de subproductos intermedios y las dificultades para escalar de laboratorio a plantas piloto e industriales. Estas limitaciones han motivado la búsqueda de nuevas estrategias dentro del marco de los PAOx, entre las cuales la cavitación hidrodinámica se ha posicionado como una alternativa innovadora y en creciente exploración, ofreciendo un equilibrio entre eficiencia, escalabilidad y viabilidad económica (D. Mukherjee et al., 2020).

La cavitación hidrodinámica se ha consolidado como uno de los procesos avanzados de oxidación (PAOx) más prometedores. Este método se basa en la formación de cavidades o microburbujas en un fluido sometido a cambios súbitos de presión, al colapsar, estas burbujas generan condiciones extremas de temperatura y presión localizadas, que favorecen la formación del radical hidroxilo y otras especies altamente reactivas. Dichas especies han demostrado ser eficaces en la degradación de compuestos orgánicos complejos y recalcitrantes (Mancuso et al., 2020).

En comparación con otros PAOx, la cavitación hidrodinámica presenta ventajas relevantes: bajo costo de operación, menor consumo energético, facilidad de escalamiento y, sobre todo, la ausencia de requerimientos de reactivos químicos que puedan generar subproductos indeseados. Además, puede emplearse como tecnología independiente o integrarse de manera sinérgica con otros procesos, tales como la fotocátalisis, las reacciones Fenton y el uso de peróxido de hidrógeno como cooxidante, potenciando así la eficiencia global de tratamiento (Meng et al., 2022).

En el presente trabajo se pretende abordar estas problemáticas implementando un método avanzado de oxidación basado en cavitación hidrodinámica para el tratamiento de muestras de aguas residuales domésticas recolectadas y procesadas en la planta de tratamiento de aguas residuales de la urbanización Ciudad Country, ubicada en el kilómetro 2 de la vía Jamundí–Cali. La técnica de cavitación hidrodinámica asistida con peróxido de hidrógeno (H_2O_2) se emplea con el propósito de optimizar las condiciones operativas del sistema y posteriormente evaluar su capacidad en la degradación de dos contaminantes emergentes representativos: ibuprofeno y estrógenos. Esta tecnología, al reproducir condiciones extremas de presión y temperatura que favorecen la generación de radicales altamente oxidantes, aporta una alternativa innovadora y de gran potencial para complementar los tratamientos convencionales de aguas residuales en contextos reales, contribuyendo a la reducción de la carga orgánica y a la eliminación de compuestos de difícil degradación.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GENERAL

Evaluar la viabilidad técnica del tratamiento de aguas residuales domésticas mediante un proceso avanzado de oxidación de cavitación hidrodinámica.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Establecer las condiciones óptimas de operación que presentan la mayor eficiencia en la degradación de carga contaminante expresada como DQO/DBO₅/COT para el tratamiento de aguas residuales domésticas, mediante un proceso avanzado de oxidación con el uso de cavitación hidrodinámica.

Evaluar el desempeño del sistema en las condiciones establecidas como óptimas para la degradación de compuestos de interés sanitario, puntualmente Ibuprofeno y Estrona.

Establecer la viabilidad técnica del proceso evaluando sus capacidades de degradación de carga contaminante con los requerimientos establecidos en la resolución 631 de 2015 en el artículo 8 emitida por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

3. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

La preocupación por la contaminación del recurso hídrico ha cobrado especial relevancia en las últimas décadas debido a la presencia de compuestos emergentes (CE), entre los que destacan fármacos de uso común y compuestos hormonales como los estrógenos (Kolpin et al., 2002; Musmarra et al., 2016). Aunque suelen detectarse en concentraciones muy bajas, los tratamientos convencionales de aguas residuales no logran eliminarlos por completo (Zupanc et al., 2013). Como consecuencia, estos compuestos persisten en los efluentes tratados, representando una amenaza creciente tanto para la salud humana como para el equilibrio de los ecosistemas acuáticos (Korpe et al., 2019). En Colombia, por ejemplo, el Departamento Nacional de Planeación (DNP) reportó que en 2020 se trató el 52.02 % de las aguas residuales urbanas domésticas, con la meta de alcanzar un 68 % en 2030 (Rodríguez, 2030).

Muchos fármacos han sido diseñados para mantener su eficacia terapéutica durante el tránsito por el organismo, lo que explica su elevada estabilidad química frente a los procesos metabólicos (Roberts & Thomas, 2006). Sin embargo, esta misma característica dificulta su eliminación en los tratamientos convencionales de aguas residuales, permitiendo su liberación al ambiente y, en algunos casos, su presencia en agua destinada al consumo humano (Vieno et al., 2007). Gracias al avance de las técnicas analíticas, hoy se han identificado más de 50 residuos farmacéuticos en cuerpos de agua, principalmente de origen doméstico y clínico (Badawy et al., 2009).

Los CE como el ibuprofeno (IBP) y los estrógenos forman parte de una categoría más amplia de micro contaminantes orgánicos que no están regulados en la mayoría de sistemas de tratamiento de aguas residuales, lo que permite su liberación continua en bajas concentraciones en cuerpos receptores. Tanto el

ibuprofeno como los estrógenos sintéticos y naturales son ampliamente utilizados a nivel doméstico, lo que los convierte en contaminantes frecuentes en aguas residuales urbanas (Musmarra et al., 2016; Racz & Goel, 2010).

El IBP, un antiinflamatorio no esteroideo (AINE), es uno de los analgésicos más consumidos a nivel mundial, presente en numerosos productos farmacéuticos de venta libre. Aunque su uso terapéutico es considerado seguro en dosis clínicas, la exposición crónica a bajas concentraciones en el ambiente ha mostrado efectos adversos en organismos acuáticos, incluyendo alteraciones metabólicas, daño hepático, inhibición enzimática y problemas reproductivos en peces y otros vertebrados acuáticos (Gallego-Ríos & Peñuela, 2021). En humanos, el uso prolongado o excesivo de ibuprofeno puede ocasionar daño renal, gastrointestinal y cardiovascular (Varrassi et al., 2020).

Por otro lado, los estrógenos como el 17β -estradiol (E2), el estriol (E3), la estrona (E1) y el etinilestradiol (EE2), de uso común en anticonceptivos orales se excretan en forma activa a través de la orina y las heces, alcanzando las plantas de tratamiento de aguas residuales donde no siempre son completamente eliminados (Racz & Goel, 2010). Estos compuestos presentan una elevada actividad endocrina incluso a concentraciones del orden de nanogramos por litro (ng/L), pudiendo interferir en el sistema endocrino de organismos acuáticos. Entre los efectos observados se incluyen la feminización de peces machos, la reducción de la fertilidad y alteraciones en el desarrollo (Kidd et al., 2007). En humanos, la exposición ambiental prolongada a estrógenos sintéticos se ha asociado con potenciales riesgos para el sistema endocrino y reproductivo, aunque dichos efectos continúan en estudio (Racz & Goel, 2010).

El tratamiento de aguas residuales domésticas ha progresado considerablemente en las últimas décadas, incorporando tecnologías biológicas, físicas y químicas

capaces de enfrentar nuevos desafíos, como la presencia de contaminantes emergentes (por ejemplo, estrógenos y antibióticos).

Entre los métodos convencionales se destacan los tratamientos electroquímicos, la adsorción, el intercambio iónico, la coagulación-floculación, la precipitación química y el uso de membranas filtrantes (Zinicovscaia, 2016). La eficacia de estos procesos depende en gran medida del tipo de contaminante, su concentración inicial y las condiciones de operación. La coagulación-floculación, ampliamente utilizada para remover materia orgánica y partículas coloidales, emplea comúnmente sales de aluminio o hierro. No obstante, su principal desventaja es la generación de grandes volúmenes de lodo químico y el riesgo de dejar residuos de aluminio en el agua tratada, lo cual puede producir efectos tóxicos y exigir tratamientos posteriores para ajustar el pH (Zinicovscaia, 2016).

La adsorción, especialmente mediante carbón activado, se reconoce como una alternativa efectiva y económica para la eliminación de contaminantes en bajas concentraciones (10–100 mg/L) (X. Zhang et al., 2016). De igual forma, las técnicas de filtración por membranas, como la nanofiltración (NF) y la ósmosis inversa (RO), han mostrado alta eficacia en la eliminación de antibióticos y estrógenos, alcanzando remociones cercanas al 100 % en estudios de laboratorio, incluso en mezclas de compuestos (Bayona, s. f.).

Sin embargo, estas tecnologías presentan limitaciones como el ensuciamiento de membranas, altos costos de operación y mantenimiento, además de la necesidad de pretratamientos para evitar su deterioro (Bayona, s. f.; Huang et al., 2021; Watkinson et al., 2007). Estas debilidades han impulsado la búsqueda de nuevas alternativas que superen los problemas asociados a los métodos convencionales y ofrezcan soluciones más sostenibles para la remoción de contaminantes emergentes.

Los sistemas biológicos tradicionales, como los lodos activados, los filtros percoladores o las lagunas de estabilización, muestran eficiencias variables en la remoción de contaminantes emergentes. Aunque resultan efectivos para eliminar materia orgánica biodegradable, su desempeño frente a antibióticos y estrógenos suele ser limitado, debido a la resistencia de estos compuestos a la biodegradación (Koul et al., 2022; Zinicovscaia, 2016).

Con el fin de mejorar esta limitación, se han propuesto tecnologías avanzadas como los biorreactores de membrana (MBR), los humedales artificiales y la biosorción con microorganismos específicos (bacterias, hongos o microalgas). Estas alternativas han mostrado resultados prometedores en la eliminación de antibióticos como quinolonas, sulfonamidas y tetraciclinas (Huang et al., 2021; Koul et al., 2022).

De manera complementaria, el uso de algas (phycoremediación) y hongos (mycoremediación) se ha evaluado como estrategias efectivas para la biosorción y transformación de contaminantes hormonales, incluyendo los estrógenos. Sin embargo, aunque los resultados iniciales son alentadores, aún se requieren estudios más detallados que permitan optimizar estos procesos y garantizar su viabilidad a gran escala (Koul et al., 2022).

Como se mencionó anteriormente, uno de los principales desafíos en la eliminación de antibióticos es su persistencia en el ambiente. Muchos de estos compuestos no son metabolizados completamente en el organismo y se excretan en su forma activa, lo que conlleva a su acumulación en cuerpos de agua y sedimentos (Huang et al., 2021). Esta situación favorece la diseminación de bacterias resistentes a antibióticos (ARB) y de genes de resistencia (ARGs), lo que constituye una amenaza creciente para la salud pública a nivel mundial (Alam et al., 2021).

Los tratamientos convencionales de aguas residuales no están diseñados específicamente para eliminar ARB, ARGs o residuos de antibióticos. Por esta razón, estos contaminantes se detectan con frecuencia incluso en efluentes tratados. Diversos estudios han documentado su presencia en aguas superficiales y subterráneas, evidenciando un ciclo continuo de contaminación y exposición (Alam et al., 2021).

A pesar de los avances tecnológicos alcanzados, ninguna técnica por sí sola ha demostrado ser capaz de eliminar de forma eficiente la totalidad de contaminantes presentes en las aguas residuales domésticas. En consecuencia, se recomienda la integración de procesos físicos, químicos y biológicos, junto con el desarrollo de tecnologías emergentes, para alcanzar una remoción más efectiva de antibióticos y estrógenos (Crini & Lichtfouse, 2019; Koul et al., 2022).

Dentro de estas tecnologías emergentes, los Procesos Avanzados de Oxidación (PAOx) se han consolidado como alternativas de gran interés. Estos procesos se fundamentan en la generación in situ del radical hidroxilo ($\cdot\text{OH}$), especies altamente reactivas con un elevado poder oxidante, capaces de mineralizar contaminantes orgánicos persistentes y de difícil degradación. Se incluyen en esta categoría la ozonización y sus combinaciones, los procesos Fenton y foto-Fenton, el sistema UV/H₂O₂, la electrólisis avanzada, así como la cavitación hidrodinámica y ultrasónica (Meng et al., 2022; D. Mukherjee et al., 2020).

La ozonización y sus combinaciones (O₃/H₂O₂, O₃/UV) han demostrado ser particularmente efectivas en la degradación de compuestos recalcitrantes, aprovechando tanto la capacidad oxidante del ozono como la formación de radicales secundarios. No obstante, presentan como desventaja la necesidad de equipos

especializados de generación de ozono y condiciones de operación precisas para evitar la formación de subproductos indeseados (Rekhate & Srivastava, 2020).

De forma similar, los procesos Fenton y foto-Fenton se distinguen por su elevada eficiencia en la generación del radical hidroxilo a partir de peróxido de hidrógeno catalizado por hierro. Este enfoque resulta atractivo en aguas residuales con alta carga orgánica, aunque requiere manejar adecuadamente los lodos férricos producidos y mantener condiciones de pH ácido, lo cual incrementa los costos de operación (Wang & Zhuan, 2021).

El sistema UV/H₂O₂, basado en la fotólisis del peróxido, constituye una alternativa libre de catalizadores metálicos y evita la generación de lodos. Sin embargo, su eficiencia depende en gran medida de la transparencia del agua y del consumo energético asociado a la irradiación, lo que puede limitar su aplicabilidad en matrices complejas o a gran escala (Giannakis et al., 2020).

Los procesos de oxidación avanzada pueden clasificarse en distintas categorías según el agente responsable de la generación del radical hidroxilo. Cada categoría presenta características particulares que determinan su aplicabilidad en escenarios específicos. Por ejemplo, la ozonización y sus combinaciones (O₃/H₂O₂, O₃/UV) han demostrado ser altamente efectivas para la degradación de compuestos recalcitrantes, ya que aprovechan tanto la capacidad oxidante del ozono como la formación de radicales secundarios. Sin embargo, presentan limitaciones importantes, como la necesidad de equipos costosos para la generación de ozono y la exigencia de condiciones de operación controladas para evitar la formación de subproductos indeseados (Rekhate & Srivastava, 2020).

De manera análoga, los procesos Fenton y foto-Fenton destacan por su elevada eficiencia en la generación del radical hidroxilo a partir del peróxido de hidrógeno catalizado por hierro. Su aplicación resulta particularmente atractiva en aguas residuales con alta carga orgánica, donde pueden lograrse tasas elevadas de mineralización. No obstante, presentan desventajas relevantes, como la producción de lodos férricos que requieren gestión posterior y la necesidad de operar en condiciones de pH ácido, lo que incrementa los costos de operación (Wang & Zhuan, 2021).

El sistema UV/H₂O₂ constituye otra alternativa atractiva al basarse en la fotólisis del peróxido para generar radicales sin requerir catalizadores metálicos, evitando así la formación de lodos. Sin embargo, la eficiencia de este método depende fuertemente de la transparencia del agua y del consumo energético asociado a la irradiación UV, lo que limita su aplicación práctica en matrices complejas o a gran escala (Giannakis et al., 2020).

Por su parte, los procesos electroquímicos, como la electro-Fenton o la oxidación anódica, ofrecen un mayor control en la generación de especies reactivas y se caracterizan por su diseño modular, lo que facilita su adaptación a distintas configuraciones de tratamiento. Sin embargo, la eficiencia de estos sistemas está condicionada por la naturaleza de los electrodos y el consumo eléctrico, lo cual plantea importantes desafíos económicos en su implementación a gran escala (Brosler et al., 2023).

En este contexto, la cavitación, tanto en su modalidad ultrasónica como hidrodinámica, ha emergido como una tecnología prometedora dentro de los PAOx. Su principio se basa en la generación de microburbujas que colapsan violentamente, produciendo condiciones extremas de presión y temperatura

capaces de generar radicales sin necesidad de reactivos externos. La principal ventaja de este método es la reducción en el uso de insumos químicos, aunque presenta limitaciones en cuanto a escalabilidad y eficiencia cuando se aplica de manera aislada. Por esta razón, suele combinarse con agentes co-oxidantes como el H_2O_2 para mejorar su desempeño (Wang & Zhuan, 2021).

De manera general, puede afirmarse que todos los procesos avanzados de oxidación ofrecen un enorme potencial para mineralizar contaminantes persistentes. Sin embargo, difieren en aspectos clave como los costos, los requerimientos operativos, el impacto ambiental y la factibilidad de escalado. La elección del proceso más adecuado depende no solo de la naturaleza de los contaminantes, sino también de la infraestructura disponible y de la estrategia de integración con otras tecnologías de tratamiento.

En la última década, los PAOx se han utilizado de manera intensiva para degradar compuestos de uso extendido como el ibuprofeno (IBP) y los estrógenos (E1, E2, E3, EE2), tanto en matrices modelo como en aguas reales. En el caso del ibuprofeno, diversos estudios han reportado su alta reactividad frente a radicales ($\bullet\text{OH}$ y, en algunos procesos basados en persulfato o percarbonato, también $\bullet\text{SO}_4^-$). Estos procesos permiten degradaciones rápidas bajo sistemas como UV/ H_2O_2 , UV/percarbonato u ozonización avanzada, donde los perfiles cinéticos suelen ajustarse bien a un modelo de pseudo-primer orden en condiciones diluidas (Sharma et al., 2020; Wu et al., 2019).

La cavitación hidrodinámica (CH) se ha consolidado como un PAOx innovador con gran potencial para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Su eficacia se refleja particularmente en la eliminación de contaminantes emergentes de difícil degradación, entre ellos antibióticos, ibuprofeno y estrógenos (Joshi & Gogate,

2019; Randhavane Shrikant & Khambete, 2017). El principio de operación consiste en inducir la formación y el colapso de cavidades en el fluido, generadas cuando la presión local cae por debajo de la presión de vapor. El colapso de estas cavidades produce temperaturas del orden de 10,000 K y presiones cercanas a las 1000 atm, condiciones que favorecen la formación de radicales hidroxilo y otras especies reactivas capaces de romper estructuras moleculares complejas (Dular et al., 2016; Watkinson et al., 2007).

Un estudio pionero sobre la aplicabilidad de la CH fue realizado por Musmarra et al. (2016), quienes emplearon un reactor Venturi para degradar ibuprofeno en solución acuosa. Bajo condiciones de 0,35 MPa de presión de entrada y un consumo energético de 10,77 kWh/m³, lograron remover más del 60 % del contaminante en 60 minutos. Además, el proceso mostró ser poco sensible a variaciones de pH, lo que confirma la robustez operativa de esta técnica. Los análisis espectrométricos permitieron identificar cinco subproductos intermedios de hidroxilación del ibuprofeno, aportando información valiosa sobre su ruta de degradación (Musmarra et al., 2016).

Complementariamente, Warade et al. (2022) evaluaron el uso de CH en combinación con oxidantes como H₂O₂ y NaOCl para intensificar el tratamiento de aguas residuales farmacéuticas. Mediante la optimización de parámetros como la presión de entrada y la relación de reciclaje, lograron mejorar significativamente la remoción de contaminantes bio-recalcitrantes como diclofenaco y carbamazepina en aguas simuladas y reales. Sus resultados confirman que la cavitación hidrodinámica, además de funcionar como un PAOx autónomo, puede ser implementada como un pretratamiento eficaz dentro de sistemas integrados (Warade et al., 2023).

En síntesis, la cavitación hidrodinámica se presenta como un proceso avanzado de oxidación con gran versatilidad para enfrentar uno de los retos contemporáneos más críticos en el tratamiento de aguas residuales: la eliminación de contaminantes emergentes como antibióticos y estrógenos. Su capacidad para generar condiciones físicas extremas (temperaturas elevadas, presiones intensas y radicales altamente reactivos) la convierte en una herramienta poderosa. Además, su potencial de integración con otras tecnologías refuerza su valor como una estrategia robusta y adaptable para el saneamiento de aguas (Joshi & Gogate, 2019; Musmarra et al., 2016).

El peróxido de hidrógeno (H_2O_2) es uno de los oxidantes más empleados en los PAOx gracias a su elevada capacidad de generar radicales hidroxilos ($\bullet\text{OH}$) en condiciones adecuadas. En los sistemas de cavitación hidrodinámica, el colapso de burbujas incrementa la producción de estas especies reactivas, mejorando la degradación de contaminantes. El poder oxidante de los radicales generados ($E^\circ = 2,8 \text{ V}$) permite atacar enlaces aromáticos y promover procesos de mineralización parcial o total, lo que amplía la eficacia del tratamiento (Koul et al., 2022; Mahamuni & Pandit, 2021).

La combinación de cavitación hidrodinámica con H_2O_2 ha demostrado producir un efecto sinérgico en la degradación de contaminantes emergentes. Aunque la cavitación por sí sola es capaz de formar radicales a partir de la disociación del agua, la adición de H_2O_2 incrementa la concentración disponible de $\bullet\text{OH}$ en el medio, lo que se traduce en una mayor velocidad de oxidación y en rutas de degradación más eficientes. Asimismo, las condiciones extremas generadas durante el colapso de burbujas facilitan la activación de H_2O_2 sin necesidad de catalizadores externos, una ventaja importante frente a procesos como Fenton (Gogate & Pandit, 2023).

Diversos estudios recientes respaldan la eficacia de la cavitación hidrodinámica combinada con H_2O_2 . Patel et al. (2021) reportaron que la adición de este oxidante en un sistema Venturi elevó la remoción de diclofenaco de un 48 % a un 87 % en apenas 90 minutos. De manera similar, Warade et al. (2022) demostraron que la intensificación con H_2O_2 y NaOCl duplicó la degradación de carbamazepina en aguas residuales farmacéuticas, confirmando la relevancia del acoplamiento químico-físico para mejorar el rendimiento del proceso.

En el caso de contaminantes hormonales, Joshi & Gogate (2019) observaron que el uso combinado de cavitación e H_2O_2 favorece la ruptura de anillos aromáticos en estrógenos, alcanzando tasas de remoción superiores al 80 % bajo condiciones optimizadas. Más recientemente, Kumar et al. (2023) reportaron que este enfoque no solo mejora la eliminación de fármacos, sino que también reduce de manera significativa la toxicidad residual en bioensayos con *Daphnia magna*, reforzando así el potencial ambiental de la tecnología híbrida (Joshi & Gogate, 2019; Kumar et al., 2023).

La literatura evidencia, por tanto, que la cavitación hidrodinámica no es únicamente una técnica complementaria a los PAOx, sino que constituye en sí misma un proceso avanzado de oxidación. Al potenciarse con agentes cooxidantes como el H_2O_2 , amplía su capacidad para generar radicales hidroxilos y se posiciona como una estrategia de tratamiento altamente efectiva y sostenible frente a contaminantes emergentes.

En paralelo, estudios sobre estrógenos han mostrado que la fotólisis directa mediante radiación UV y los PAOs basados en UV/ H_2O_2 , UV/persulfato y ozonización avanzada alcanzan elevadas eficiencias de degradación, aunque son

sensibles a la composición de la matriz, al pH y a la presencia de sustancias húmicas. Investigaciones recientes han caracterizado rutas fotoquímicas y oxidativas de E1, E2, E3 y EE2 en diferentes condiciones ambientales, aportando información crucial sobre los mecanismos de transformación de estos compuestos (Jurado et al., 2021; Pérez-Estrada et al., 2020).

Sin el uso de cooxidantes, tanto la cavitación (hidrodinámica o ultrasónica) como la fotólisis UV logran degradar ibuprofeno y ciertos estrógenos, aunque con velocidades de reacción más bajas y con una fuerte dependencia de la matriz (absorción UV, turbidez). La adición de oxidantes como H_2O_2 o persales incrementa de manera significativa la generación de radicales ($\bullet\text{OH}$ y $\bullet\text{SO}_4^-$ en PAO-SPs), aumentando la velocidad y el grado de remoción. Estudios han reportado remociones de más del 90 % para IBP en minutos bajo condiciones UV–percarbonato, con un ~70 % de contribución atribuida a radicales hidroxilo (Sharma et al., 2020; Wu et al., 2019).

En cuanto a los productos de transformación (TPs), los AOPs aplicados a ibuprofeno generan hidroxilaciones en los anillos aromáticos o en la cadena isobutilfenil, además de oxidaciones que dan lugar a ácidos carboxílicos de menor peso molecular. En el caso de estrógenos como E2 o EE2, se han identificado quinonas, compuestos epoxidados y fragmentos de anillo tras procesos de ozonación y UV-AOPs. Aunque muchos de estos subproductos presentan menor actividad estrogénica que los compuestos originales, algunos pueden conservar propiedades bioactivas o incluso resultar más tóxicos, lo que subraya la importancia de evaluar los TPs en términos de impacto ambiental (Gozzi et al., 2021; Jurado et al., 2021).

Un aspecto clave es que la desaparición de la molécula parental no garantiza la reducción de la toxicidad en el efluente tratado. Evaluaciones mediante bioensayos

y análisis ómicos han mostrado que ciertos TP_s conservan actividad estrogénica residual o pueden inducir toxicidad aguda y subcrónica en organismos acuáticos. Por ello, se recomienda complementar los estudios de degradación con la identificación exhaustiva de subproductos y la incorporación de bioensayos que permitan evaluar el beneficio ambiental neto (Jurado et al., 2021; Wang & Zhuan, 2021).

Otra limitación recurrente en la literatura es que la mayoría de los estudios de degradación de ibuprofeno y estrógenos mediante AOPs se realizan en aguas sintéticas o matrices modelo, mientras que los estudios en aguas reales (municipales, hospitalarias o superficiales) son aún escasos. La complejidad de estas matrices, debido a la presencia de sólidos suspendidos, materia orgánica natural y especies inorgánicas, puede afectar significativamente la generación y disponibilidad de radicales, limitando la eficiencia observada en condiciones controladas (Cruz-Alcalde et al., 2020; Zhou et al., 2020).

Finalmente, la investigación se justifica por la necesidad de desarrollar tecnologías robustas, escalables y ambientalmente seguras para la eliminación de contaminantes emergentes en aguas residuales, entre ellos fármacos de uso extendido como el ibuprofeno y compuestos estrogénicos. Si bien los procesos de oxidación avanzada han mostrado un gran potencial en su degradación, persisten desafíos relacionados con la baja eficiencia en matrices reales, la identificación incompleta de subproductos y la falta de estudios sobre combinaciones tecnológicas específicas, como la cavitación hidrodinámica en conjunto con co-oxidantes, que podrían representar soluciones más eficaces y sostenibles en escenarios reales de tratamiento.

4. MARCO TEÓRICO

4.1. AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

Las aguas residuales domésticas corresponden a los efluentes generados en los hogares y en pequeñas actividades comerciales o institucionales asociadas a la vida cotidiana. Están compuestas principalmente por agua utilizada en actividades de aseo, cocina, lavado de ropa, sanitarios y duchas, por lo que contienen una mezcla de materia orgánica biodegradable, nutrientes como nitrógeno y fósforo, microorganismos patógenos, sólidos suspendidos y trazas de productos químicos domésticos. Aunque su composición varía según factores culturales y socioeconómicos, se caracterizan por una alta carga orgánica expresada en términos de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y Demanda Química de Oxígeno (DQO) (Huang et al., 2021; Ziniovskaia, 2016).

4.1.1. Niveles de tratamiento de aguas residuales

El saneamiento de las aguas residuales se organiza tradicionalmente en distintos niveles de tratamiento, cada uno con objetivos y tecnologías específicas:

- Tratamiento primario: En esta fase se busca la eliminación física de sólidos suspendidos y parte de la materia sedimentable. Incluye operaciones como la sedimentación, el tamizado y la filtración, que permiten reducir la carga orgánica inicial y preparar el agua para etapas posteriores. No obstante, su eficiencia es reducida frente a contaminantes solubles o emergentes (Ziniovskaia, 2016).
- Tratamiento secundario: Esta etapa utiliza procesos biológicos como los sistemas de lodos activados, filtros percoladores o lagunas de estabilización. En

ellos, la acción de comunidades microbianas degrada la materia orgánica biodegradable y reduce la DBO. Se trata de tecnologías ampliamente implementadas por su efectividad y bajo costo, aunque presentan limitaciones frente a contaminantes recalcitrantes, variaciones de carga o compuestos tóxicos (Koul et al., 2022).

- terciario o avanzado: El objetivo de esta fase es eliminar nutrientes (nitrógeno y fósforo), microorganismos patógenos y micro contaminantes. Se recurre a métodos químicos y físico-químicos como la coagulación-floculación, adsorción en carbón activado, intercambio iónico, filtración por membranas (NF, RO) o procesos de desinfección química y radiación. Aunque logran eficiencias elevadas, estos métodos presentan desafíos asociados al ensuciamiento de membranas, producción de lodos y costos de operación y mantenimiento (Bayona, s. f.; Watkinson et al., 2007).

4.1.2. Finalidad de cada fase

La integración de los diferentes niveles de tratamiento permite cumplir con estándares de calidad en los vertimientos y proteger la salud pública. Cada fase responde a un propósito particular:

- Primaria: Retira las fracciones físicas y prepara el agua para depuraciones posteriores.
- Secundaria: Reduce la carga orgánica biodegradable a través de la acción biológica, disminuyendo la DBO.

- Terciaria o avanzada: Actúa sobre contaminantes difíciles de remover, incluidos nutrientes, patógenos y micro contaminantes, mejorando la calidad final del efluente y reduciendo los riesgos ambientales.

No obstante, la evidencia muestra que incluso con tratamientos terciarios, los sistemas convencionales resultan insuficientes frente a contaminantes emergentes como antibióticos y estrógenos. Esto ha impulsado el desarrollo de alternativas más robustas, entre las que destacan los Procesos Avanzados de Oxidación (PAOx), clasificados dentro de los tratamientos químicos, que se centran en la generación de radicales hidroxilo ($\bullet\text{OH}$), especies altamente reactivas capaces de degradar compuestos orgánicos recalcitrantes (Crini & Lichtfouse, 2019; Huang et al., 2021).

4.2. CONTAMINANTES EMERGENTES EN AGUAS RESIDUALES

En los últimos años, la preocupación por los contaminantes emergentes (CE) ha cobrado gran relevancia en el ámbito ambiental y sanitario. Estos incluyen una amplia gama de compuestos de origen farmacéutico, hormonal, cosmético e industrial que, en su mayoría, no están regulados ni controlados en los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales. Aunque suelen encontrarse en concentraciones muy bajas, su persistencia y bioactividad representan riesgos significativos tanto para los ecosistemas acuáticos como para la salud humana (Musmarra et al., 2016; Racz & Goel, 2010).

Diversos estudios han confirmado que los tratamientos actuales no logran eliminarlos completamente, lo que ocasiona que estos compuestos permanezcan en los efluentes tratados y se acumulen en ríos, lagos y aguas subterráneas (Korpe et al., 2019; Zupanc et al., 2013). Entre los más preocupantes se encuentran los fármacos de uso masivo, como el ibuprofeno, y los compuestos estrogénicos, naturales o sintéticos, que actúan como disruptores endocrinos y han mostrado

efectos adversos incluso a concentraciones del orden de nanogramos por litro (Gallego-Ríos & Peñuela, 2021; Kidd et al., 2007).

4.2.1. Ibuprofeno como contaminante emergente

El ibuprofeno (IBP) es un antiinflamatorio no esteroideo (AINE) ampliamente consumido a nivel mundial, disponible en múltiples formulaciones tanto de prescripción como de venta libre. Desde el punto de vista químico, se caracteriza por un anillo aromático sustituido con un grupo isobutil y un grupo ácido carboxílico. Esta configuración estructural le confiere alta estabilidad química, lo que asegura su eficacia terapéutica durante el tránsito por el organismo (Roberts & Thomas, 2006), pero al mismo tiempo dificulta su biodegradación en ambientes acuáticos.

Como resultado, el ibuprofeno suele detectarse en efluentes tratados y cuerpos de agua superficiales. Su presencia se ha relacionado con diversos efectos ecotoxicológicos, tales como alteraciones metabólicas, daño hepático, inhibición enzimática y problemas reproductivos en peces y otros organismos acuáticos (Gallego-Ríos & Peñuela, 2021). En humanos, aunque las concentraciones ambientales son menores que las dosis terapéuticas, se ha advertido que la exposición prolongada podría contribuir a riesgos renales, gastrointestinales y cardiovasculares (Varrassi et al., 2020).

4.2.2. Estrógenos como contaminantes emergentes

Los estrógenos representan otro grupo crítico dentro de los contaminantes emergentes. Este conjunto incluye tanto hormonas naturales, como el 17β -estradiol (E2), el estriol (E3) y la estrona (E1), como compuestos sintéticos, siendo el etinilestradiol (EE2) de los más relevantes por su uso extendido en anticonceptivos orales (Racz & Goel, 2010).

La estructura esteroidea aromática de estas moléculas les confiere una gran estabilidad química y elevada actividad endocrina, incluso a concentraciones extremadamente bajas. Una vez ingeridos, se excretan en forma activa a través de la orina y heces, alcanzando las plantas de tratamiento de aguas residuales donde no siempre son completamente eliminados.

En el medio acuático, su persistencia ha sido asociada con fenómenos de feminización de peces machos, reducción de fertilidad y alteraciones del desarrollo (Kidd et al., 2007). Aunque los efectos sobre la salud humana de la exposición ambiental prolongada siguen siendo objeto de investigación, se han planteado posibles repercusiones en el sistema endocrino y reproductivo (Racz & Goel, 2010).

4.3. PROCESOS AVANZADOS DE OXIDACIÓN

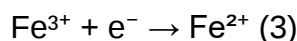
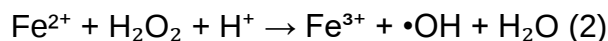
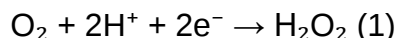
Los métodos avanzados de oxidación (PAOx) constituyen una de las alternativas más prometedoras frente a los desafíos que plantea el tratamiento de aguas residuales que contienen contaminantes recalcitrantes. Su principio fundamental es la generación in situ de especies oxidantes de altísimo potencial, principalmente el radical hidroxilo ($\bullet\text{OH}$, $E^\circ = 2,74 \text{ V}$) y, en algunos casos, el radical sulfato ($\text{SO}_4\bullet^-$, $E^\circ = 2,6 \text{ V}$) (Wu et al., 2019). Aunque ambos radicales presentan un poder oxidante similar, gran parte de la investigación se ha orientado hacia la producción de $\bullet\text{OH}$, debido a su carácter altamente reactivo y no selectivo, que permite la mineralización de contaminantes hasta compuestos finales inocuos como CO_2 y H_2O (Meng et al., 2022).

Existen múltiples rutas para la generación de radicales $\bullet\text{OH}$. Entre las más estudiadas se encuentran la fotólisis de peróxido de hidrógeno ($\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$), los

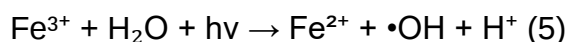
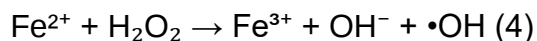
procesos Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$), el foto-Fenton asistido por radiación solar ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{solar}$), la fotocatalisis heterogénea con dióxido de titanio ($\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2/\text{luz solar}$), así como combinaciones con ozono ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$, $\text{O}_3/\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$) y radiación ultravioleta ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$) (D. Mukherjee et al., 2020; Priyadarshini et al., 2022). Asimismo, procesos como la cavitación ultrasónica e hidrodinámica se consideran PAOx, ya que aprovechan el colapso de cavidades y microburbujas para inducir reacciones radicalarias (Joshi & Gogate, 2019).

El radical hidroxilo se caracteriza por su ataque no selectivo a sitios ricos en electrones, lo cual favorece la apertura de anillos aromáticos y la degradación de estructuras complejas hacia productos intermedios más simples, tales como alcoholes, aldehídos, cetonas o ácidos carboxílicos, que son más fácilmente biodegradables. En compuestos con heteroátomos como azufre, nitrógeno o fósforo, también pueden generarse radicales peroxilo, que participan en las rutas de oxidación (Kamath et al., 2018). Este comportamiento explica la alta efectividad de los PAOx frente a antibióticos, pesticidas y compuestos hormonales, los cuales suelen resistir los tratamientos convencionales (A. Mukherjee et al., 2020).

Dentro de los PAOx más estudiados se encuentran las variantes basadas en el proceso Fenton. En particular, el electro-Fenton genera peróxido de hidrógeno por reducción de oxígeno en el cátodo (Ecuación 1), que posteriormente participa en la reacción clásica de Fenton con sales ferrosas, formando radicales hidroxilos (Ecuaciones 2 y 3). Aunque el proceso es altamente eficiente, presenta la limitación de acumular Fe^{3+} en forma de precipitados insolubles, lo que reduce su eficiencia (Oturán & Aaron, 2014).



Una variante es el foto-Fenton, en el que la radiación UV o solar acelera la regeneración de Fe^{2+} a partir de Fe^{3+} , aumentando la producción de radicales $\bullet\text{OH}$ (Ecuaciones 4 y 5). Martini et al. (2021) demostraron que, en aguas residuales industriales, el foto-Fenton logró degradaciones de DQO y COT superiores al Fenton convencional bajo condiciones de irradiación UV. No obstante, ambos procesos comparten la limitación de requerir condiciones ácidas (pH 3–5) para un desempeño óptimo.



La eficacia demostrada por estos procesos, junto con su versatilidad y capacidad de adaptación, refuerza la relevancia de los PAOx como herramientas para el tratamiento de aguas residuales. Sin embargo, aún existen desafíos técnicos y económicos para su implementación a gran escala, como los costos energéticos asociados a la irradiación, la acumulación de subproductos y la necesidad de optimización en matrices reales complejas (Meng et al., 2022; A. Mukherjee et al., 2020).

4.4. LA CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA COMO MÉTODO AVANZADO DE OXIDACIÓN

El fenómeno de cavitación ocurre en líquidos cuando, debido a una caída súbita de presión, parte del fluido pasa del estado líquido al gaseoso (Gagol et al., 2018b).

Dependiendo del mecanismo de generación de cavidades, la cavitación puede clasificarse en tres tipos principales: acústica, hidrodinámica y por radiación (Wu et al., 2019). En el caso particular de la cavitación hidrodinámica (CH), esta se produce cuando un líquido atraviesa una reducción de área como una placa perforada o un tubo Venturi generando zonas localizadas de alta velocidad y, en consecuencia, de baja presión. Si la presión local desciende por debajo de la presión de vapor del fluido, ocurre la transición de fase y se forman cavidades o microburbujas. Estas cavidades colapsan rápidamente, liberando energía en forma de altas temperaturas y presiones, lo que propicia la formación de especies radicalarias con gran poder oxidante.

Un ejemplo representativo es el sistema Venturi (Ilustración 1), en el que pueden distinguirse tres zonas (Z1, Z2 y Z3). En Z1, al descender la presión $P1$ hasta valores inferiores a la presión de vapor P_v , se inicia la región de cavitación (transición T1). Posteriormente, en Z2 y Z3, al aumentar el área del conducto, la presión se restablece por encima de P_v , produciéndose la transición T2 y el colapso de las cavidades (Gagol et al., 2018a).

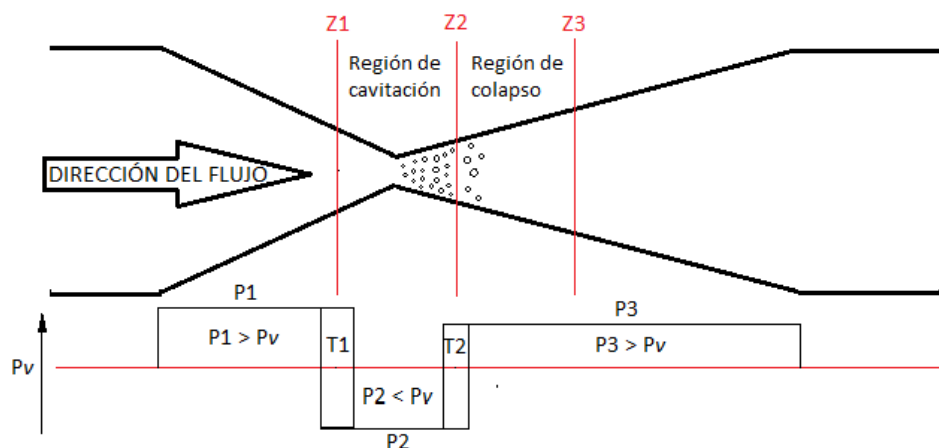


Ilustración 1. Descripción esquemática del funcionamiento de un tubo Venturi.

Durante el colapso de las cavidades, cada burbuja se comporta como un micro reactor capaz de alcanzar temperaturas superiores a 4700 °C y presiones del orden de 10,000 atm. Estas condiciones extremas inducen la disociación de la molécula de agua, generando especies reactivas como el radical hidroxilo ($\bullet\text{OH}$), peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y el radical hidroperóxido ($\text{HO}_2\bullet$). Dichas especies constituyen el núcleo del proceso de oxidación avanzada, responsables de la mineralización de compuestos orgánicos persistentes. Adicionalmente, la propia acción mecánica del colapso contribuye a la desestabilización y fragmentación de contaminantes atrapados en el interior de las burbujas (Agudelo-Valencia et al., 2022).

Este fenómeno se describe habitualmente mediante el número de cavitación (σ) (Ecuación 6), una variable adimensional que expresa la intensidad del proceso:

$$\sigma = \frac{P_i - P_v}{\frac{1}{2} \rho v^2} \quad (6)$$

Donde P_i es la presión antes del cuello del Venturi, P_v la presión de vapor del fluido, ρ la densidad y v la velocidad lineal del flujo. En el caso del agua, la cavitación ocurre típicamente para valores de $\sigma \leq 1$, aunque este umbral puede variar en función de la presencia de gases disueltos o sólidos suspendidos (Agudelo-Valencia et al., 2022).

Además de la presión y la velocidad del flujo, otros parámetros como la temperatura y el pH influyen significativamente en la eficiencia del proceso. Estudios han demostrado que la CH presenta mayor efectividad en condiciones ligeramente ácidas o neutras que en ambientes alcalinos. A su vez, la adición de agentes cooxidantes como el peróxido de hidrógeno o el ozono potencia el rendimiento. El ozono reacciona de manera selectiva con dobles enlaces ($\text{C}=\text{C}$, $\text{C}=\text{N}$, $\text{N}=\text{N}$) mediante el mecanismo de Criegee, generando H_2O_2 que posteriormente sigue la

ruta no selectiva de producción de radicales hidroxilo (Saputra et al., 2021). En sistemas híbridos, la sinergia entre la cavitación y estos oxidantes aumenta la velocidad y extensión de la degradación de contaminantes emergentes, lo que refuerza a la CH como una tecnología de procesos avanzados de oxidación (PAOx) altamente competitiva.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. TIPO DE ESTUDIO

La investigación desarrollada fue de tipo aplicado y experimental, enfocada en evaluar la viabilidad técnica del uso de cavitación hidrodinámica como proceso avanzado de oxidación (PAOx) para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Se aplicó un diseño experimental de superficie de respuesta para identificar las condiciones óptimas de operación del sistema de tratamiento, mediante la manipulación controlada de variables independientes y el análisis de sus efectos sobre indicadores clave de calidad del agua.

5.2. LUGAR Y CONDICIONES DE ESTUDIO

Las labores de ensamblado y determinación de las condiciones máximas y mínimas de funcionamiento del sistema piloto de tratamiento se llevaron a cabo en el Laboratorio de Procesos Avanzados de Oxidación, perteneciente a la Escuela de Ingeniería Química de la Universidad del Valle, ubicado en el campus universitario Meléndez, edificio E27, primer piso, en la ciudad de Cali, Colombia.

Las muestras fueron tomadas en la planta de tratamiento de aguas residuales de la urbanización “Ciudad Country”, localizada en el kilómetro 2 vía Jamundí – Cali, administrada y operada por la empresa OZONO S.A.S E.S.P., y tratadas en este mismo lugar.

Adicionalmente, las muestras fueron debidamente colectadas y preservadas para ser llevadas al Laboratorio de Estudios Ambientales del Centro de Diseño Tecnológico Industrial SENA, en el sector de El Pondaje, en la ciudad del Cali y al

Complejo de Calidad Ambiental de la Universidad Francisco de Paula Santander, en la ciudad de Cúcuta, Colombia.

5.3. MUESTRA Y MUESTREO

5.3.1. Origen de las muestras

Las muestras de agua residual doméstica se recolectaron directamente del afluente crudo que ingresa a la planta, captadas del canal desarenador, en el punto donde se ha realizado la remoción de macro sólidos.

Se prepararon soluciones estándar de ibuprofeno y estrógenos conjugados a partir de sus respectivas presentaciones comerciales: ibuprofeno (Ibuprofeno MK®, 400 mg, Laboratorios MK, Colombia) y estrógenos conjugados (Premarin®, 0.625 mg, Pfizer, EE. UU.). Para la disolución de ambos compuestos, se utilizó agua desionizada de tipo I (Milli-Q).

5.3.2. Protocolo de muestreo, conservación y transporte de la muestra

El muestreo de aguas residuales domésticas se realizó en una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en funcionamiento, ubicada el kilómetro 2 vía Jamundí-Cali, parcelación Ciudad Country, siguiendo los lineamientos establecidos por la norma NTC-ISO 5667-10:2022, garantizando la representatividad, homogeneidad y preservación de las características fisicoquímicas de las muestras.

Cada muestra se conformó con un volumen total de 10 L, recolectados mediante submuestras de 1 L, colectadas de manera continua sin intervalo de tiempo entre submuestras. Con el fin de evitar la presencia de sólidos gruesos que pudieran afectar el funcionamiento de los equipos de bombeo empleados en los ensayos,

cada submuestra fue filtrada de manera previa utilizando un tamiz de 25 micrómetros de tamaño de poro, al final, las submuestras se integraron en un recipiente limpio y debidamente identificado para conformar la muestra compuesta.

Las muestras fueron envasadas en recipientes plásticos de alta densidad, previamente lavados con agua destilada y enjuagados con parte de la misma muestra, siguiendo los lineamientos de la norma NTC correspondiente. Posteriormente, se almacenaron bajo condiciones controladas de temperatura y pH, de acuerdo con el ensayo a realizar, las condiciones de preservación y almacenamiento de las muestras se especifican en la Tabla 1. Durante el transporte hasta el laboratorio, se conservaron en neveras portátiles con acumuladores de frío, evitando exposiciones a la luz solar directa o variaciones bruscas de temperatura.

Tabla 1. Condiciones de preservación establecidas conforme a la NTC-ISO 5667-10:2022 y guías asociadas para análisis de aguas residuales (ICONTEC, 2022)

Ensayo	Volumen mínimo requerido	Conservación	Condiciones específicas	Tiempo máximo antes del análisis
DQO	1 L	Refrigeración a 4 ± 2 °C	pH < 2 con H ₂ SO ₄	7 días
DBO ₅	1 L	Refrigeración a 4 ± 2 °C	No ajustar pH, evitar burbujas de aire	24 h
COT	0.5 L	Refrigeración a 4 ± 2 °C	pH < 2 con H ₂ SO ₄	7 días

5.4. CARACTERIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

Para caracterizar el afluente se realizaron mediciones in situ y se colectaron muestras para analizar en el laboratorio. El pH y temperatura se registraron directamente en el punto de muestreo, mientras que las propiedades fisicoquímicas, la materia orgánica y los nutrientes se procesaron en laboratorio con procedimientos

normalizados (APHA, 2017; NTC 4781:2014). La Tabla 2 muestra, para cada parámetro, el método aplicado, su referencia y las unidades de reporte

Tabla 2. Parámetros a analizar, unidades de medida y metodología de análisis
(APHA, 2017; ICONTEC, 2014)

Parámetro	Método Analítico
pH	SM 4500 H ⁺ B
Conductividad Eléctrica	SM 2510 B
Temperatura	SM 2550 B
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	SM 2540 D
Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)	SM 2540 E
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	SM 5210 B Modificado, ASTM D 888-18
Demanda Química de Oxígeno (DQO ₅)	SM 5220 D
Carbono Orgánico Total	Norma Técnica Colombiana NTC 4781:2014
Nitratos	SM 4500 NO ₃ ⁻ B
Nitritos	SM 4500 NO ₂ ⁻ B
Nitrógeno Total	SM 4500-Norg C
Fosfatos	SM 4500-P E

Para evitar interferencias del peróxido de hidrógeno en las mediciones de DQO, DBO₅ y COT, se eliminó previamente el peróxido de hidrogeno mediante descomposición enzimática con catalasa, por ser el procedimiento más simple y accesible a escala de laboratorio. En cada muestra se añadió catalasa comercial (100 U·mL⁻¹ de muestra), se agitó durante 60 s y se dejó reaccionar 3 min; la ausencia de H₂O₂ se verificó con tiras indicadoras (rango 0 – 100 mg/L) hasta obtener lectura “no detectable”. A continuación, se ajustó el pH según el método analítico correspondiente (neutral antes de DBO₅; condiciones propias de SM 5220 D para DQO; acidificación/purga de inorgánicos en COT). Este proceso se hizo antes de cada análisis para asegurar trazabilidad y evitar sobreestimaciones por oxidante residual.

5.4.1. Determinación de la DQO

El análisis de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) se realizó a través del método de reflujo cerrado y espectrofotométrico, siguiendo los principios de la metodología SM 5220D. El análisis se llevó a cabo en el Laboratorio de Calidad Ambiental de la Universidad Francisco de Paula Santander, Sede Campos Elíseos, utilizando un espectrofotómetro UV-Vis Thermo Scientific, modelo GENESYS 10S UV-Vis. El equipo era controlado por un software y la determinación se basó en la medición de la absorbancia a una longitud de onda de 610 nm.

La validación del método se realizó mediante la elaboración de una recta de calibración, construida a partir de disoluciones patrón de Ftalato Ácido de Potasio de DQO conocida. Se prepararon soluciones estándar con las siguientes concentraciones: 0, 50, 100, 200, 300 y 400 mg/L de DQO. La absorbancia de cada una de estas soluciones patrón fue medida utilizando el espectrofotómetro. Posteriormente, la absorbancia fue corregida restando el valor de absorbancia de la solución con 0 mg/L de DQO. Con base en estos datos, se construyó una recta de calibración a partir de la cual se determinó la ecuación para calcular la DQO de las muestras.

Las muestras de agua residual fueron homogeneizadas y, si fue necesario, diluidas para asegurar que su concentración de DQO se encontrara dentro del rango de la curva de calibración. Se tomó una alícuota de cada muestra y se transfirió a un vial de DQO de reflujo cerrado, que contenía los reactivos de digestión pre-mezclados. Se preparó un blanco de reactivos utilizando agua desionizada en lugar de la muestra. Los viales fueron sellados y colocados en un bloque digestor, donde se mantuvieron a una temperatura de 150 °C durante 2 horas para permitir la oxidación de la materia orgánica. Transcurrido el tiempo de digestión, los viales se retiraron

del bloque y se dejaron enfriar a temperatura ambiente. Finalmente, la absorbancia de cada muestra y del blanco fue medida en el espectrofotómetro a 610 nm. La concentración de DQO de cada muestra fue calculada utilizando la ecuación de la recta de calibración. (APHA, 2017).

5.4.2. Determinación de la DBO₅

Las muestras de agua residual fueron recibidas en el laboratorio y mantenidas a una temperatura de 4°C hasta su análisis para minimizar la actividad biológica y evitar la degradación de la materia orgánica. Antes de proceder con la prueba, las muestras se atemperaron a 20 ± 1 °C, que es la temperatura de incubación de la prueba. Posteriormente, el pH de cada muestra fue medido con un potenciómetro. Para aquellas con un pH fuera del rango de 6.5 a 7.5, se realizó un ajuste con soluciones de NaOH 1N o H₂SO₄ 1N para llevarlas a un pH neutro.

El agua de dilución se preparó utilizando agua desionizada con una conductividad menor a 2 µS/cm. Para saturarla de oxígeno, se aireó por un periodo de 24 horas con una bomba de aire de laboratorio y una piedra difusora. Para asegurar que la actividad biológica no fuera limitada por la falta de nutrientes, una vez aireada, se añadió un sachet de "BOD Nutrient Buffer Pillow" por cada 3 L de agua. El agua de dilución preparada se mantuvo en un recipiente de vidrio, sellado con un tapón para evitar la pérdida de oxígeno, y se dejó reposar a $20 \text{ °C} \pm 1 \text{ °C}$ en la incubadora hasta su uso.

Cada una de las muestras fue montada por duplicado en botellas de DBO de 300 mL. Adicionalmente, se montó un blanco de dilución por cada lote de muestras para verificar la calidad del agua de dilución. La viabilidad de la semilla microbiana fue evaluada utilizando un estándar de glucosa-ácido glutámico (GGA), que se preparó

según lo especificado en la metodología. La prueba de GGA fue realizada en cada grupo de muestras montadas en un mismo día.

Para cada botella de muestra y para el blanco, se agregó la alícuota de la muestra o agua desionizada y se procedió al llenado con el agua de dilución. Se llenó cuidadosamente la botella hasta el borde para evitar la formación de burbujas de aire, se insertó la sonda del medidor de OD y se registró el OD inicial. Inmediatamente después, las botellas fueron selladas y llevadas a la incubadora, manteniéndose a $20\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 5 días en la oscuridad para prevenir la fotosíntesis.

Transcurrido el período de incubación, las botellas fueron abiertas y se procedió a realizar la medición del OD final lo antes posible, en un máximo de 15 minutos para evitar la aireación de la muestra. La DBO_5 de la muestra fue calculada con base en la diferencia entre el OD inicial y el OD final, corregido por el consumo de oxígeno del blanco de siembra (si se utilizó).

La ecuación 7 para el cálculo de la DBO_5 fue:

$$\text{DBO}_5 \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = \frac{(\text{ODi} - \text{ODf}) - (\text{consumo de oxígeno de la semilla})}{\text{Factor de dilución}} \quad (7)$$

Donde:

- $\text{OD}_{\text{inicial}}$ = Oxígeno disuelto inicial.
- OD_{final} = Oxígeno disuelto final.
- Consumo de oxígeno de la semilla = ΔOD del blanco de siembra.
- Factor de dilución = Volumen de la alícuota de la muestra / Volumen de la botella.

5.4.3. Determinación de COT

Análisis de Carbono Orgánico Total (COT) se realizó utilizando un analizador Teledyne Tekmar TOC-Torch (Ilustración 2) (De-Nasri & others, 2022; Panda & others, 2020), el cual operaba bajo el principio de combustión catalítica a alta temperatura. En este proceso, la materia orgánica en la muestra fue oxidada a aproximadamente 680 °C en presencia de un catalizador. El dióxido de carbono (CO_2) resultante fue transportado por un gas portador de alta pureza y cuantificado mediante un detector de infrarrojo no dispersivo (NDIR). El COT fue calculado a partir de la medición del Carbono Total (CT), tras la purga del Carbono Inorgánico (CI) de la muestra.

Para la calibración y verificación del equipo, se evaluaron muestras patrón con concentraciones conocidas. Para ello, se preparó una solución estándar de 1000 mg/L de COT a partir de Ftalato Ácido de Potasio (KHP). Específicamente, se pesaron 2.1254 g de KHP, previamente secado y refrescado en un desecador. El KHP pesado se transfirió a un balón aforado de 1 L y se aforó hasta la marca con agua desionizada de alta pureza. Posteriormente, a partir de esta solución patrón, se prepararon diversas diluciones con concentraciones conocidas. Para cada dilución, se adicionó un volumen específico de la solución patrón a un balón aforado de 100 mL, el cual fue aforado hasta la marca, generando así la curva de calibración. El análisis de estas muestras de calibración resultó en un error de la técnica del 7.7%, el cual se encontraba dentro del rango aceptable establecido por los Métodos Estándar, que exigía un porcentaje de error igual o menor al 10% para la verificación del analizador de COT.

Una vez validada la calibración, el análisis de las muestras se realizó de forma rutinaria. Cada muestra fue acondicionada previamente para el análisis, lo que

incluyó la acidificación con ácido clorhídrico (HCl) 2M para eliminar el Carbono Inorgánico. Posteriormente, las muestras acidificadas fueron purgadas con gas de alta pureza para asegurar la remoción total del dióxido de carbono. Para la medición, se tomaron alícuotas de 10 mL de cada muestra. Estas alícuotas preparadas se inyectaron directamente en el analizador, el cual determinó su concentración de COT. Para asegurar la fiabilidad de los resultados, se corrió un blanco de reactivos y un estándar de control de calidad en cada lote de análisis. La concentración final de COT de cada muestra fue reportada directamente por el software del equipo (ICONTEC, 2014).



Ilustración 2. Teledyne Tekmar TOC-Torch. Nota: Creación propia.

5.4.4. Determinación de pH

Para garantizar la precisión de las mediciones, el potenciómetro fue calibrado antes de cada sesión de análisis utilizando soluciones buffer de pH 4.00, 7.00 y 10.00, de la marca Merk. El electrodo fue enjuagado con agua desionizada y secado suavemente antes de cada inmersión. La calibración se inició sumergiendo el electrodo en el buffer de pH 7.00 hasta que la lectura se estabilizó. Posteriormente,

el electrodo fue sumergido en los buffers de pH 4.00 y 10.00, en ese orden, hasta que el potencial se estabilizó en cada uno.

Las muestras de agua, tanto las analizadas en campo como las llevadas a laboratorio, fueron homogeneizadas antes de la lectura para asegurar su representatividad. El electrodo de vidrio, previamente enjuagado y secado, fue sumergido directamente en la muestra hasta que el potencial se estabilizó. Las lecturas del potenciómetro fueron registradas con una precisión de ± 0.01 unidades de pH. Para evitar la contaminación cruzada, el electrodo fue enjuagado con agua desionizada y secado cuidadosamente entre cada medición (APHA, 2017).

5.5. MONTAJE EXPERIMENTAL

5.5.1. Diseño y componentes del sistema

El sistema piloto de tratamiento tuvo como objetivo inducir cavitación hidrodinámica en una muestra de agua mediante su circulación a través de un dispositivo generador de cavitación. Para este propósito se diseñaron y construyeron dos dispositivos: uno basado en un disco perforado y otro en un tubo Venturi. Ambos fueron elaborados a partir de barras macizas de acrílico transparente en el taller de matricería del Centro Nacional de Asistencia Técnica a la Industria (ASTIN) del SENA, en la ciudad de Cali, Colombia. En la configuración empleada en este estudio se utilizó el tubo Venturi como dispositivo generador de cavitación.

El sistema piloto fue construido en tubería de PVC de 1 pulgada y operado mediante una bomba hidráulica de 1 HP. El circuito contó con un tanque de almacenamiento y captación con capacidad de 15 L. El control de presión y la medición de caudal se realizaron mediante un medidor de caudal instalado a la salida de la bomba,

conectado a la línea de by-pass, y manómetros ubicados antes y después del dispositivo generador de cavitación.

La presión de entrada al generador de cavitación se reguló mediante una línea de by-pass instalada antes del dispositivo, la cual conecta con el tanque colector y dispone de una válvula de apertura variable para controlar el flujo. En la Ilustración 3 se ilustra el esquema del sistema piloto.

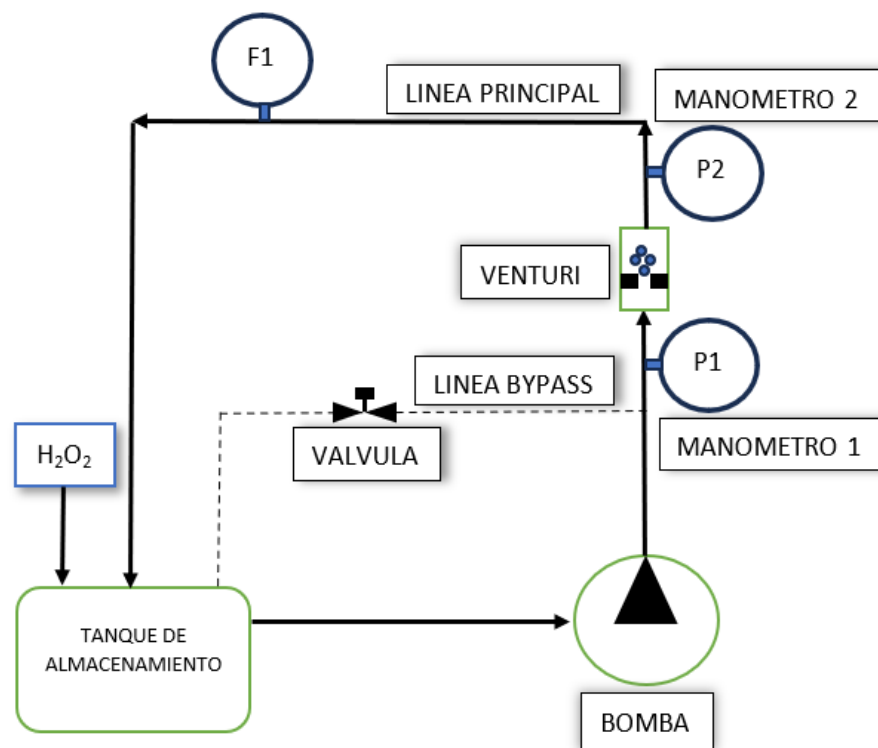


Ilustración 3. Diagrama esquemático sistema de tratamiento por cavitación hidrodinámica

5.6. DISEÑO EXPERIMENTAL

Para optimizar el desempeño del sistema piloto de tratamiento de aguas residuales domésticas, se aplicó un diseño experimental basado en la metodología de

superficies de respuesta (Response Surface Methodology, RSM), utilizando un modelo Box-Behnken. El objetivo fue determinar las condiciones óptimas de operación para maximizar el porcentaje de remoción de demanda química de oxígeno (DQO) mediante un proceso de oxidación avanzada con cavitación hidrodinámica y peróxido de hidrógeno.

5.6.1. Variables independientes

- pH del afluente. El pH se ajusta de forma artificial al nivel especificado en el diseño experimental, independientemente del pH inicial del agua residual, mediante la adición controlada de ácido (solución de H_2SO_4 2M) o base (solución de NaOH 2M). Los niveles establecidos fueron 3, 6 y 9, el rango de pH se establece de acuerdo en lo reportado en la literatura para trabajo en tratamiento de aguas residuales domésticas y contaminantes específicos usando cavitación hidrodinámica como PAOx (Khalidi-Idrissi et al., 2024).
- Presión de entrada al Venturi (PSI). Tres niveles representativos del rango operativo del sistema: 10 PSI (bajo), 30 PSI (medio) y 50 PSI (alto), estas presiones fueron establecidas de acuerdo con datos reportados en literatura y las capacidades del sistema de tratamiento (Khalidi-Idrissi et al., 2024).
- Concentración de H_2O_2 (mg/L). Tres niveles para evaluar el efecto del oxidante: 100 ppm (bajo), 250 ppm (medio) y 400 ppm (alto), estos valores en la concentración de H_2O_2 se basan en valores reportados en la literatura (Song et al., 2022).

El diseño experimental fue aleatorizado usando el software Statgraphics Ceturion versión 19, se estructuró siguiendo un modelo Box-Behnken de tres factores y tres niveles, generando las combinaciones experimentales indicadas en la Tabla 3.

Tabla 3. Diseño experimental Box-Behnken: combinaciones de niveles de factores.

Experimento	pH (unidades)	[H ₂ O ₂] (mg/L)	Presión (PSI)
1	3	100	30
2	3	250	10
3	9	250	10
4	3	400	30
5	9	250	50
6	6	100	50
7	6	250	30
8	6	250	30
9	9	400	30
10	3	250	50
11	6	400	10
12	6	100	10
13	6	400	50
14	6	250	30
15	9	100	30

Con el fin de discriminar el efecto individual de cada fenómeno, se incluyeron ensayos de control en todas las combinaciones de pH y presión establecidas en el diseño experimental. En un primer conjunto se evaluó únicamente la cavitación hidrodinámica, sin adición de peróxido de hidrógeno, mientras que en un segundo conjunto se aplicó únicamente el oxidante en ausencia de cavitación. Estos blancos permitieron establecer la capacidad relativa de cada proceso por separado y posteriormente contrastar sus resultados con los obtenidos bajo condiciones combinadas, determinando así el grado de sinergia del sistema cavitación – H₂O₂.

5.6.2. Variables de respuesta

El porcentaje de remoción de DQO (%) se evaluó en el efluente tratado. La determinación se realizó siguiendo el método estandarizado para análisis de aguas residuales (método cerrado con digestión térmica y lectura colorimétrica). En cada ensayo se hizo un seguimiento del proceso durante 120 minutos de reacción, recolectando muestras cada 20 minutos a partir del inicio.

La DQO se empleó como parámetro de referencia para la optimización del sistema. Una vez identificadas las condiciones óptimas de operación, el experimento se repitió bajo dichos parámetros, y a las muestras obtenidas se les determinó, además de la DQO, el resto de las variables de calidad del agua y los dos compuestos de interés (ibuprofeno y estrógenos naturales).

5.6.3. Diseño estadístico

Se empleó un diseño Box-Behnken de tres factores y tres niveles, elegido por su eficiencia para estimar efectos lineales, cuadráticos e interacciones con un número reducido de experimentos comparado con un diseño factorial completo. El diseño incluyó:

- 15 corridas experimentales totales, compuestas por:
- 12 combinaciones experimentales planificadas en el espacio de diseño.
- 3 réplicas en el punto central para estimar la variabilidad experimental y evaluar la reproducibilidad.

El análisis estadístico se realizó con el software Statgraphics Centurion 19, que se usó para:

- Generar la matriz experimental aleatorizada.
- Ajustar un modelo cuadrático de superficie de respuesta de la forma:

$$Y = \beta_0 + \sum \beta_i X_i + \sum \beta_{ii} X_i^2 + \sum \beta_{ij} X_i X_j + \epsilon$$

- Realizar el análisis de varianza (ANOVA) para evaluar la significancia estadística del modelo y sus términos. Se reportaron:
 - Valores F y valores-p (nivel de significancia $\alpha = 0.05$).
 - R^2 y R^2 ajustado para determinar la calidad del ajuste.
 - Análisis de residuos para verificar los supuestos de normalidad y homocedasticidad.
 - Generar gráficos de superficie de respuesta (contornos, gráficos 3D).
 - Realizar optimización numérica para identificar las condiciones operativas que maximizan el porcentaje de remoción de DQO, respetando los rangos definidos de los factores.

Todos los parámetros del análisis, incluidos los niveles de los factores y los criterios de optimización, quedaron documentados en Statgraphics Centurion 19 para asegurar la reproducibilidad del estudio.

5.6.4. Optimización del sistema piloto de tratamiento

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para evaluar la significancia estadística del modelo polinomial de segundo orden ajustado, describiendo la relación entre las variables de entrada (pH, concentración de H_2O_2 y presión) y la variable de

respuesta (% de remoción de DQO). La significancia estadística se evaluó con un nivel de confianza del 95% ($\alpha = 0.05$). Las principales métricas analizadas fueron:

- Valor p: con respecto a un valor $\alpha = 0.05$ se considerará que para valores de $p \leq 0.05$ el factor o el modelo es estadísticamente significativo, se aplicara para cada variable, para interacción entre variables y para las interacciones cuadráticas de una misma variable.
- Valor F: La razón de varianzas (Valor F) se comparará contra la varianza explicada por el modelo para establecer la significancia del mismo.
- Coeficiente de Determinación (R^2): se usará para determinar la capacidad del sistema para predecir de forma precisa y reproducible los resultados, se asumirán valores iguales o superiores a $R^2 \geq 0.9997$ como valores aceptables para este experimento.
- Coeficiente de Determinación Ajustado (R^2_{Ajustado}): Se aplicó para excluir del sistema parámetros no relevantes, adicionalmente fue comparado con el valor de R^2 para evaluar la robustez del modelo a partir de la similitud entre los dos coeficientes.

5.7. PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

Para la ejecución del estudio experimental se desarrollaron de manera secuencial las siguientes actividades. En primer lugar, se llevó a cabo el ensamblaje completo del sistema piloto de tratamiento, verificando la correcta conexión de los componentes hidráulicos, eléctricos y de control. Posteriormente, se realizaron pruebas de funcionamiento en vacío con el fin de comprobar la hermeticidad del sistema, el desempeño del Venturi y el adecuado funcionamiento de la bomba y la válvula de by-pass.

Una vez verificado el sistema, se procedió al muestreo del afluente a la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR). Para ello, se recolectaron alícuotas de agua residual cruda en una probeta de 1 litro de capacidad, las cuales se filtraron a través de un velo francés para remover sólidos suspendidos gruesos. Cada fracción filtrada se transfirió a un recipiente plástico limpio hasta conformar un volumen total de 10 litros.

Completada la recolección, se ajustó el pH de la muestra de acuerdo con los valores definidos en el diseño experimental (3, 6 o 9). Para este fin, se adicionó cuidadosamente ácido sulfúrico (H_2SO_4) en solución con contracción 2M o una solución de hidróxido de sodio (NaOH) 2M, hasta alcanzar el valor objetivo. Posteriormente, se incorporó la dosis correspondiente de peróxido de hidrógeno (H_2O_2), según la concentración establecida para cada corrida experimental (100, 250 o 400 mg/L), asegurando su homogenización mediante agitación manual. La solución preparada se cargó en el tanque colector del sistema piloto, se incorporaron los primeros recipientes con hielo para evitar el aumento de la temperatura por encima de 50 °C, se encendió la bomba y se inició la recirculación. La presión de entrada al Venturi se ajustó con precisión mediante la válvula de by-pass, estableciendo el valor de operación previsto (10, 30 o 50 PSI). Una vez estabilizados todos los parámetros, se activó el temporizador para contabilizar el tiempo de tratamiento.

Durante la operación, se implementó un control térmico colocando recipientes herméticos con hielo en contacto con la solución, los cuales fueron renovados según fue necesario para mantener la temperatura dentro de los rangos establecidos. Adicionalmente, se monitoreó el pH cada 10 minutos; en caso de desviaciones, se realizaron los ajustes pertinentes mediante la adición controlada de ácido o base.

También se registraron los caudales de flujo lineal de ingreso al Venturi en cada experimento.

Cada corrida experimental tuvo una duración de 120 minutos, durante los cuales se recolectaron cuatro muestras intermedias del efluente tratado en intervalos regulares de tiempo. Las muestras, tomadas en recipientes plásticos limpios, fueron inmediatamente ajustadas a pH 2 con ácido sulfúrico con el propósito de detener la reacción oxidativa y preservar sus condiciones hasta el análisis posterior de demanda química de oxígeno (DQO).

5.8. Ensayos de control y evaluación de la sinergia del sistema de cavitación hidrodinámica con H_2O_2

En una etapa posterior a la optimización de las condiciones operacionales mediante el diseño Box–Behnken, se realizó una serie de ensayos de control y validación con el propósito de discriminar la contribución específica de la cavitación hidrodinámica (CH), del agente oxidante (H_2O_2) y de posibles factores externos asociados a la recirculación, la mezcla y la aireación del sistema.

Estos ensayos se llevaron a cabo exclusivamente en las condiciones operacionales identificadas como óptimas para la remoción de DQO en el capítulo anterior, dado que dichas condiciones representan el punto de mayor interés práctico para la evaluación del desempeño del sistema. De esta manera, las pruebas de control constituyen una etapa complementaria de validación, orientada a sustentar la atribución de la remoción de DQO al proceso de cavitación hidrodinámica y a su combinación con H_2O_2 .

Para los ensayos de validación se consideraron cuatro tratamientos principales:

5.8.1. Blanco hidráulico (recirculación sin cavitación o H_2O_2)

Para el blanco hidráulico (B1) se empleó el mismo montaje hidráulico descrito para los ensayos de optimización, manteniendo el mismo volumen de trabajo (10 L), caudal de recirculación, presión en la descarga de la bomba y tiempo total (120 min) de operación establecidos como condiciones óptimas para la remoción de DQO.

El agua residual doméstica se cargó en el tanque de almacenamiento hasta completar el volumen de trabajo utilizado en los ensayos de optimización. A continuación, se ajustó el pH inicial de la muestra al valor óptimo determinado mediante la adición de soluciones de HCl 1,0 mol/L o NaOH 1,0 mol/L según sea el caso, realizando el ajuste de manera gradual y con agitación suave, hasta estabilizar la lectura de pH.

Para evitar la generación de cavitación, el dispositivo cavitante (tubo Venturi) fue bypassado, sustituyéndolo por un tramo recto de tubería de igual longitud interna. De esta forma, el fluido se recirculó en el lazo hidráulico sin experimentar diferencias de presión suficientes para inducir cavitación.

Una vez estabilizado el pH, se puso en marcha la bomba y se recirculó el agua residual durante el mismo tiempo de operación definido como óptimo (120 min). Se tomaron muestras en el tiempo inicial (t_0) y a los 10, 20, 40, 80 y 120 minutos, las cuales se analizaron en términos de DQO siguiendo el procedimiento estándar. Este tratamiento se realizó por triplicado.

5.8.2. Tratamiento con H_2O_2 sin cavitación.

En el tratamiento solo con H_2O_2 (B2) se evaluó la contribución de la oxidación homogénea con peróxido de hidrógeno en ausencia de cavitación hidrodinámica. Para ello, se tomó el mismo volumen de agua residual doméstica utilizado en los ensayos de optimización y se transfirió al tanque de almacenamiento del sistema de tratamiento, se trabajó durante todo el tiempo de las corridas con agitación mecánica constante.

Inicialmente, se ajustó el pH de la muestra, utilizando soluciones de HCl 1,0 mol/L o NaOH 1,0 mol/L según el caso. Una vez estabilizado el pH, se adicionó H_2O_2 hasta alcanzar la concentración óptima de peróxido determinada en las condiciones óptimas del sistema, mezclando suavemente para asegurar una distribución homogénea del oxidante en todo el volumen de reacción.

El sistema se mantuvo bajo agitación mecánica constante (300–500 rpm) durante el mismo tiempo de tratamiento empleado en las condiciones óptimas de cavitación hidrodinámica, sin recirculación externa ni paso por el dispositivo cavitante. Se tomaron muestras en t_0 , 10, 20, 40, 80 y 120 minutos, y se determinó la DQO siguiendo el protocolo establecido. Se monitoreó el pH de forma constante, este proceso se realizó por triplicado.

5.8.3. Tratamiento con cavitación hidrodinámica sin H₂O₂

En el tratamiento con CH sin H₂O₂ (B3) se evaluó el efecto de la cavitación hidrodinámica en ausencia de peróxido de hidrógeno. El montaje experimental fue el mismo utilizado durante la etapa de optimización, empleando el dispositivo cavitante seleccionado (tubo Venturi) y operando en las condiciones óptimas de presión, caudal y tiempo de recirculación.

El agua residual doméstica se cargó en el tanque de alimentación hasta completar el volumen de trabajo utilizado en los ensayos previos (10 litros). Antes de iniciar la recirculación, se ajustó el pH inicial al valor óptimo mediante adición de HCl 1,0 mol/L y/o NaOH 1,0 mol/L según sea el caso, hasta estabilizar la lectura. En este tratamiento no se adicionó H₂O₂ ni otro oxidante externo.

Una vez establecido el pH, se puso en operación la bomba y se recirculó el fluido a través del dispositivo de cavitación durante el mismo tiempo total definido como óptimo. Se tomaron muestras al inicio (t_0) y a los 10, 20, 40 y 80 minutos, se evaluó la DQO de cada muestra de acuerdo con el método estándar. Se monitoreó el pH y la temperatura durante todo el proceso, el tratamiento se realizó por triplicado.

Este estudio de la sinergia del sistema se complementó con los datos obtenidos en el tratamiento de las muestras en condiciones óptimas incorporando todos los elementos (CH+H₂O₂), estos datos corresponden al caso número 4.

5.9. PRUEBAS CON CONTAMINANTES ESPECÍFICOS (IBUPROFENO Y ESTRÓGENOS)

El seguimiento de la degradación de ibuprofeno y estrona se realizó mediante espectrofotometría UV-Visible, empleando curvas de calibración específicas para cada compuesto, construidas en la longitud de onda asociada a su cromóforo aromático. La elección de esta técnica respondió tanto a su baja demanda de tiempo y costos operativos como a su adecuada sensibilidad para el rango de concentraciones evaluado, lo que permitió procesar un número elevado de muestras en cada serie experimental. Métodos cromatográficos de alta resolución acoplados a espectrometría de masas (HPLC-MS/MS, LC-MS/MS) ofrecen una caracterización mucho más detallada de productos intermedios y rutas de degradación; sin embargo, su aplicación rutinaria en este estudio se consideró

económicamente restrictiva debido al volumen de muestras generado y a la indisponibilidad de equipamiento especializado de uso continuo. En este contexto, el uso de UV-Vis se justificó como una alternativa analítica rápida, económica y suficientemente sensible para evaluar, en primera instancia, la desaparición del compuesto padre en condiciones controladas de matriz (agua desionizada).

5.9.1. Cuantificación de Ibuprofeno (IBU)

5.9.1.1. Preparación de soluciones y estándares de Ibuprofeno

Para la estandarización del método de medición del ibuprofeno se emplearon tabletas de analgésico genérico marca AG, fabricadas por Laboratorios Lafrancol S.A.S., con registro sanitario INVIMA 2020M-001305-R3. El solvente utilizado en todas las preparaciones fue agua ultrapura obtenida por ósmosis inversa.

En primer lugar, se preparó una solución madre (stock) de ibuprofeno. Para ello, se pesaron 20 tabletas del medicamento, con un peso promedio de 1,1905 g cada una. Las tabletas se pulverizaron en un mortero con pistilo y, posteriormente, se sometieron a un sistema de tamices (números 20 y 60) con el fin de retirar el recubrimiento y obtener únicamente el contenido pulverizado. A partir de este material se tomó una cuarta parte del peso promedio, equivalente a 0,2976 g, que se diluyó en un balón aforado de 250 mL con agua ultrapura. La solución resultante se transfirió a un vaso precipitado y se agitó a 1000 rpm en una plancha de agitación magnética hasta lograr su completa disolución. Posteriormente, se filtró al vacío empleando filtros de microfibra de vidrio Whatman 934-AH (porosidad nominal de 1,5 μm) para eliminar partículas suspendidas. La concentración nominal de la solución madre fue de 800 ppm.

A partir de la solución madre se prepararon diez diluciones estándar en balones aforados de 20 mL, con concentraciones comprendidas entre 20 y 200 ppm, en

intervalos de 20 ppm. Las diluciones específicas correspondieron a 20, 40, 60, 80, 100, 120, 140, 160, 180 y 200 ppm, rango seleccionado de acuerdo con las características de absorbancia previamente observadas para el ibuprofeno.

5.9.1.2. Instrumentación y barrido espectral para Ibuprofeno

Las mediciones se llevaron a cabo en un espectrofotómetro UV-Vis Thermo Scientific, modelo GENESYS 10S UV-Vis (Ver ilustración 4). Se efectuó un barrido espectral en el rango de 190 a 800 nm, identificándose la longitud de onda de máxima absorbancia (λ_{max}) del ibuprofeno en 198 nm. Este valor se seleccionó como la longitud de onda de trabajo para las mediciones posteriores.



Ilustración 4. Espectrofotómetro Thermo Scientific GENESYS 10S UV-Vis utilizado para mediciones de absorbancia en el rango UV-Visible

5.9.1.3. Curva de calibración Ibuprofeno

La curva de calibración se construyó midiendo la absorbancia de cada una de las diez soluciones estándar a la λ_{max} previamente determinada. Para garantizar la confiabilidad de los resultados, cada patrón se preparó en tres réplicas independientes a partir de la solución madre de 800 ppm, y cada réplica fue analizada por triplicado, obteniéndose el valor promedio de absorbancia.

La linealidad de la curva se evaluó mediante el coeficiente de correlación (R^2). La relación entre absorbancia (y) y concentración (x, en ppm) se describió mediante la ecuación de la recta obtenida por regresión lineal ($y = mx + b$). A partir de dicha ecuación, la concentración de ibuprofeno en las muestras se determinó despejando la variable x. Los resultados se expresaron en ppm. El rango de linealidad útil para la cuantificación se estableció entre 20 y 200 ppm.

5.9.2. Cuantificación de Estrógenos (ESTRO)

5.9.2.1. Preparación de soluciones estándar de Estrógenos

Para la cuantificación de estrógenos conjugados naturales (sulfato sódico de estrona y sulfato sódico de equilina) se emplearon tabletas del medicamento genérico marca Feveny, elaborado por FAES FARMA S.A.S., con registro sanitario INVIMA 2020M-001305-R3. El solvente utilizado en todas las preparaciones fue agua ultrapura obtenida por ósmosis inversa.

En primer lugar, se preparó una solución madre de estrógenos. Para ello, se pesaron 20 tabletas del medicamento, con un peso promedio de 0,13365 g. Las tabletas fueron pulverizadas en un mortero con pistilo y sometidas a un sistema de tamices (números 20 y 60) para retirar el recubrimiento. El material pulverizado se almacenó en un frasco de vidrio ámbar para evitar su degradación. A partir de este material, se tomó una cuarta parte del peso promedio (0,0334 g), la cual se diluyó

en un balón aforado de 250 mL con agua ultrapura, obteniéndose una solución madre con concentración nominal de 0,625 ppm.

A partir de esta solución madre se prepararon seis diluciones estándar en balones aforados de 20 mL, con concentraciones de 0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 0,5 y 0,625 ppm, utilizadas para la construcción de la curva de calibración.

5.9.2.2. Instrumentación y barrido de espectro para Estrógenos

Las mediciones se efectuaron en el mismo espectrofotómetro UV-Vis Thermo Scientific, modelo GENESYS 10S UV-Vis. Se realizó un barrido espectral en el rango de 190 a 1100 nm, identificándose la longitud de onda de máxima absorbancia para los estrógenos en 192 nm. Este valor se seleccionó como la longitud de onda de trabajo para las mediciones de las soluciones patrón.

5.9.2.3. Curva de calibración Estrógenos

Para la construcción de la curva de calibración se midió la absorbancia de cada una de las seis soluciones estándar a 192 nm. Cada patrón se preparó en tres réplicas independientes a partir de la solución madre de 0,625 ppm, y las lecturas obtenidas se promediaron para asegurar resultados representativos.

La linealidad de la curva se evaluó mediante el coeficiente de correlación lineal (R^2). La relación entre absorbancia (y) y concentración (x, en ppm) se describió mediante la ecuación de la recta obtenida por regresión lineal ($y = mx + b$). A partir de dicha ecuación, la concentración de estrógenos conjugados en las muestras se calculó despejando la variable x. Los resultados se expresaron en ppm.

5.9.3. Cálculos de límite de detección (LD) y límites de cuantificación (LC)

Los parámetros de calidad del método, límite de detección (LD) y límite de cuantificación (LC), se calcularon para ambas metodologías mediante un análisis estadístico basado en la determinación de la desviación estándar para el intercepto con el eje Y en cada una de las 3 réplicas realizadas, esta metodología es ampliamente aceptada y los valores para los límites mencionados se calculan de acuerdo a las ecuaciones (8) y (9).

$$LD = \frac{3.3 * Sb}{m} \quad (8)$$

$$LC = \frac{10 * Sb}{m} \quad (9)$$

Donde:

Sb: desviación estándar del intercepto con el eje y

m: es la pendiente de la curva de calibración, obtenida del análisis de regresión lineal.

5.10. EVALUACIÓN DEL SISTEMA EN CONDICIONES ÓPTIMAS

5.9.1 Evaluación del sistema en condiciones óptimas para el tratamiento de muestras de aguas residuales domésticas.

Para el análisis de cumplimiento regulatorio se tomó como referencia la Resolución 631 de 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, artículo 8, que establece los límites máximos permisibles para vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficiales. El procedimiento consistió en contrastar los valores obtenidos en el afluente de agua residual doméstica sin tratamiento y en el efluente bajo las condiciones experimentales óptimas del proceso de cavitación hidrodinámica

asistida con peróxido de hidrógeno, definidas en pH 3, presión de 34 psi y concentración de 400 ppm de H₂O₂.

Con el fin de garantizar la reproducibilidad y robustez de los resultados, el tratamiento en condiciones óptimas se replicó tres veces de manera independiente, y a partir de estos ensayos se calcularon los valores promedio y sus desviaciones estándar. La cuantificación se realizó siguiendo metodologías normalizadas y reconocidas en los Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater y normas técnicas complementarias, lo que asegura la trazabilidad y confiabilidad de los datos (Tabla 4).

Tabla 4. Comparación de parámetros medidos con la Resolución 631 de 2015 (afluente y efluente tratado).

Parámetro	Método Analítico
pH	SM 4500 H ⁺ B
Conductividad Eléctrica	SM 2510 B
Temperatura	SM 2550 B
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	SM 2540 D
Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)	SM 2540 E
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	SM 5210 B Modificado, ASTM D 888-18
Demanda Química de Oxígeno (DQO ₅)	SM 5220 D
Carbono Orgánico Total	Norma Técnica Colombiana NTC 4781:2014
Nitratos	SM 4500 NO ₃ ⁻ B
Nitritos	SM 4500 NO ₂ ⁻ B
Nitrógeno Total	SM 4500-Norg C
Fosfatos	SM 4500-P E

Posteriormente, los resultados obtenidos fueron comparados de forma directa con los valores establecidos por la normativa vigente. En aquellos casos donde la resolución fija un rango admisible, se verificó que el valor promedio del efluente se

encontrara dentro de dicho intervalo. Para los parámetros que no fueron objeto de medición experimental en este trabajo, se dejó constancia explícita de su ausencia en el análisis, limitando el alcance de la comparación a los parámetros efectivamente evaluados

5.9.2. Evaluación del sistema en condiciones óptimas en muestras fabricadas de ibuprofeno y estrógenos.

Para las fabricaciones de las soluciones modelo de Ibuprofeno y Estrógenos se partió de las presentaciones comerciales, usando los datos disponibles derivados de la estandarización del método de cuantificación por UV-Vis para ambos contaminantes.

En la preparación de la solución de Ibuprofeno se planteó como referente el punto medio de la curva de calibración, con un rango de 20 a 200 ppm, se prepararon las soluciones modelos de ibuprofeno con una concentración de 100 ppm, para garantizar la robustez del método, un rango amplio de cuantificación, de 20 a 100 ppm y una absorbancia media de 1,1123 en 100 ppm para la curva de calibración en un rango lineal hasta 200 ppm. En la preparación se tomaron 1,488 g de las tabletas procesadas y usadas en el proceso de estandarización del método de cuantificación, equivalentes a 1000 mg de Ibuprofeno, estos fueron llevados cuantitativamente a un Beaker de 1000 mL y disueltos con agitación magnética durante 30 minutos, esta solución fue transferida cuantitativamente al tanque de almacenamiento del sistema de tratamiento y el volumen se llevó a 10 Litros, las réplicas fueron preparadas siguiendo la misma metodología.

En la preparación de la solución modelo de Estrógeno se usó como referente el punto máximo de la curva de calibración, para tener el mayor rango de cuantificación, que equivale a una concentración de 0,625 ppm, con esto se garantiza estar dentro del rango de cuantificación de la curva y la linealidad de la misma en todo el rango, además de la robustez del método. Para la fabricación de la muestra modelo se usaron 1.336 g del medicamento procesado en la

estandarización del método de cuantificación, se disolvieron en 1000 mL de agua destilada, se llevó a agitación magnética constante durante 30 minutos, se llevó la mezcla al tanque de almacenamiento del sistema de tratamiento y se llevó a 10 Litros con agua destilada, las réplicas fueron fabricadas siguiendo la misma metodología.

5.9.3. ensayos de validación y control para las pruebas con Ibuprofeno y Estrógenos.

Para los ensayos de validación con Ibuprofeno y Estrógenos se prepararon soluciones acuosas de ibuprofeno y estrona empleando agua desionizada como matriz. Los compuestos se disolvieron a partir de patrones sólidos de alta pureza, obteniéndose soluciones con las concentraciones de trabajo en partes por millón para cada contaminante mencionadas en el apartado 5.9.2. Todas las soluciones se ajustaron al pH de operación seleccionado mediante la adición de soluciones de HCl 1,0 mol/L y/o NaOH 1,0 mol/L según el caso, previo al inicio de cada tratamiento.

5.9.3.1. Degradación espontanea/fotólisis mínima (Blanco 1).

En este tratamiento (blanco 1) se evaluó la posible degradación espontánea de ibuprofeno y estrona en ausencia de cavitación y de H_2O_2 . Para ello, Se prepararon muestras de un volumen de un litro de cada uno de los contaminantes, con concentraciones de 100 ppm para Ibuprofeno y 0,625 ppm para Estrógenos, en ambos casos se usó el material obtenido en los apartados para el diseño y validación del método analítico para la cuantificación de Ibuprofeno y Estrógeno, usando como patrón las presentaciones comerciales de cada medicamento y agua desionizada como matriz para la reacción, las pruebas fueron usados balones de fondo redonde de 2000 mL como reactores, protegidos de la luz con láminas de papel aluminio durante todo el tiempo de preparación de las soluciones.

Antes de iniciar el ensayo, se ajustó el pH de la solución, utilizando soluciones de HCl 1,0 mol/L y/o NaOH 1,0 mol/L según sea el caso. Se retiraron las láminas de papel aluminio, se mantuvo el sistema con agitación magnética constante. No se adicionó H_2O_2 ni se sometió el sistema a cavitación hidrodinámica. Se tomó una muestra inicial (t_0) y muestras a los 10, 20, 40, 80 y 120 minutos, se siguió el mismo procedimiento para ambos contaminantes, se hizo el seguimiento de la reacción por espectroscopia UV-Vis, las pruebas se realizaron por triplicado.

5.9.3.2. Oxidación con H_2O_2 sin cavitación (Blanco 2)

En este tratamiento (blanco 2) se evaluó la posible degradación debida solo a la acción del H_2O_2 sobre los contaminantes ibuprofeno y estrona en ausencia de cavitación. Para ello, Se prepararon muestras de un volumen de un litro de cada uno de los contaminantes, con concentraciones de 100 ppm para Ibuprofeno y 0,625 ppm para Estrógenos, en ambos casos se usó el material obtenido en los apartados para el diseño y validación del método analítico para la cuantificación de Ibuprofeno y Estrógeno, usando como patrón las presentaciones comerciales de cada medicamento y agua desionizada como matriz para la reacción, las pruebas fueron usados balones de fondo redonde de 2000 mL como reactores, protegidos de la luz con láminas de papel aluminio durante todo el tiempo de preparación de las soluciones.

Antes de iniciar el ensayo, se ajustó el pH de la solución, utilizando soluciones de HCl 1,0 mol/L y/o NaOH 1,0 mol/L según sea el caso. Se adicionó la concentración correspondiente de H_2O_2 establecida para las condiciones óptimas de operación del sistema, se mantuvo el sistema con agitación magnética constante y protegido de la luz. Se tomó una muestra inicial (t_0) y muestras a los 10, 20, 40, 80 y 120 minutos, se siguió el mismo procedimiento para ambos contaminantes, se hizo el seguimiento de la reacción por espectroscopia UV-Vis, las pruebas se realizaron por triplicado.

5.9.3.3. Efecto de la cavitación sin H_2O_2

En este tratamiento (Blanco 3) se evaluó la degradación de ibuprofeno y Estrógeno atribuible únicamente al proceso de cavitación hidrodinámica. Para ello, se cargó la solución acuosa en el tanque de alimentación del montaje de cavitación hidrodinámica, las pruebas con ibuprofeno se realizaron con una solución preparada en agua desionizada y una concentración de 100 ppm, para las pruebas con Estrógeno se realizaron con una solución preparada en agua desionizada y una concentración de 0,625 ppm, empleando el mismo volumen de trabajo utilizado en los ensayos con agua residual (10 L).

Previo al inicio de la recirculación, se ajustó el pH de la solución al valor establecido como optimo mediante la adición de HCl 1,0 mol/L y/o NaOH 1,0 mol/L según el caso. En este tratamiento no se adicionó H_2O_2 ni otro oxidante externo. Una vez estabilizado el pH, se puso en operación la bomba y se recirculó la solución a través del dispositivo cavitante (tubo Venturi/placa) bajo las condiciones de presión y caudal establecidas como optimas, se tomaron muestra al inicio de las corridas y a los 10, 20, 40, 80 y 120 minutos, todas fueron analizadas por espectroscopia UV-Vis, para cada contaminante se realizaron estas pruebas por triplicado.

Los blancos fueron contrastados y complementados con los resultados obtenidos para el tratamiento de muestras fabricadas de Ibuprofeno y Estrógeno en condiciones óptimas de operación.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Este capítulo presenta los resultados siguiendo el orden trazado en la metodología. Inicia con la caracterización del afluente para fijar la línea base y el marco de comparación frente a la Resolución 631 de 2015. A partir de ahí, se muestran los ensayos de cavitación hidrodinámica asistida con H_2O_2 ejecutados bajo el diseño Box–Behnken (pH, presión y concentración de H_2O_2), con series temporales de DQO hasta 120 minutos. Se incluyen controles sin H_2O_2 y con H_2O_2 sin cavitación para aislar efectos, manteniendo la trazabilidad analítica (apagado del oxidante, preservación y control de calidad) y el reporte como promedio de réplicas con su variabilidad.

Sobre esa base, se presentan el análisis estadístico (ANOVA y superficies de respuesta) que respalda la selección de las condiciones de operación y, finalmente, la verificación de cumplimiento normativo del efluente tratado.

6.1. CARACTERIZACIÓN AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA AFLUENTE PTAR CIUDAD COUNTRY

La caracterización del afluente de la PTAR Ciudad Country se realizó conforme a lo definido en la metodología, con el propósito de establecer la línea base de la matriz a tratar y los límites operacionales para el proceso de cavitación hidrodinámica asistida con H_2O_2 . Se incluyeron los parámetros priorizados para el contraste regulatorio con la Resolución 631 de 2015, artículo 8, y aquellos determinantes del comportamiento oxidativo y físico del agua residual. Esta información sustenta la definición de condiciones de operación y la interpretación de los resultados de

remoción que permitan corroborar el carácter doméstico y la biodegradabilidad del afluente, así como su posterior comparación normativa.

Las muestras fueron obtenidas en el punto de ingreso a la PTAR, representativo de una urbanización de uso exclusivamente residencial, sin aportes comerciales ni industriales. Los análisis se efectuaron bajo procedimientos normalizados (Standard Methods/APHA, AWWA, WEF) y NTC 4781:2014 para COT, con preservación, control de calidad y expresión de resultados en unidades convencionales; cuando aplica, se reportan promedios de tres réplicas independientes (Tabla 5).

Tabla 5. Caracterización agua residual doméstica afluente PTAR El Country.

Parámetro	Afluente	Resolución 0631/2015	Unidades
pH	7,2 – 8,1	6 - 9	
Temperatura	26,3 – 31	<40	°C
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	205	100	mg/L
Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)	141	-	mg/L
Sólidos Sedimentables (SSD)	8	5	mL/L
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	151,41	90	mg O ₂ /L
Demanda Química de Oxígeno (DQO ₅)	311,01	180	mg O ₂ /L
Carbono Orgánico Total	102,4	-	mg C/L
Nitratos	<0,5	Análisis y reporte	mg/L
Nitritos	< 0,015	Análisis y reporte	mg/L
Nitrógeno Total	27,1	Análisis y reporte	mg/L
Fosfatos	5,98	Análisis y reporte	
Caudal	2,79 – 14,33	-	L/s

Los resultados indican que, el pH del afluente se encuentra entre 7,2 y 8,1, dentro del rango regulatorio de 6 – 9, coherente con aguas domésticas sin aportes industriales y con buena capacidad tampón por bicarbonatos. La temperatura, entre 26,3 y 31 °C, cumple el límite de <40 °C y es consistente con condiciones tropicales; estos valores son representativos para una corriente residencial y no anticipan restricciones operativas por choque térmico en etapas posteriores.

Los sólidos suspendidos totales (205 mg/L) y los sólidos sedimentables (8 mL/L) superan los límites de 100 mg/L y 5 mL/L, respectivamente, lo que confirma la necesidad de tratamiento primario y/o un módulo de clarificación para cumplir normativamente antes del vertimiento. La relación SSV/SST $\approx$ 0,69 indica una fracción orgánica dominante y típicamente doméstica, con buena respuesta esperable a procesos de coagulación–floculación o a estabilización biológica, según el tren seleccionado. Este perfil, además, explica la contribución de los sólidos a la carga oxidante medida como DQO y DBO₅.

La DBO₅ (151,41 mg O₂/L) y la DQO (311,01 mg O₂/L) exceden los límites de 90 y 180 mg O₂/L, como corresponde a un afluente crudo residencial. El cociente DBO₅/DQO $\approx$ 0,49 sugiere materia orgánica predominantemente biodegradable, rasgo típico de matrices domésticas sin aportes comerciales o industriales. El COT (102,4 mg C/L) y su relación COT/DQO $\approx$ 0,33 son consistentes con esa caracterización, aportando trazabilidad adicional a la calidad del dato y a la naturaleza de la carga orgánica. En conjunto, estos resultados establecen una línea base compatible con tratamientos biológicos convencionales y, en el contexto de este trabajo, permiten cuantificar la magnitud del abatimiento alcanzable mediante cavitación hidrodinámica asistida con H₂O₂.

En nutrientes, los nitratos y nitritos se mantuvieron por debajo de sus límites de cuantificación ($<0,5$ y $<0,015$ mg/L; “análisis y reporte”), coherente con un afluente crudo previo a cualquier etapa de nitrificación. El nitrógeno total (27,1 mg N/L; “análisis y reporte”) se sitúa en el rango esperado para aguas residuales domésticas, con predominio de nitrógeno amoniacal y orgánico; metodológicamente, este valor es compatible con la relación DQO:N típica en influentes residenciales. Los fosfatos (5,98 mg P/L; “análisis y reporte”) también son representativos de corrientes domésticas y anticipan la necesidad de una etapa específica si en el futuro se exigiera límite numérico para fósforo.

El caudal de ingreso varió entre 2,79 y 14,33 L/s, reflejando la oscilación diurna propia de sistemas residenciales. Esta variabilidad condiciona el tiempo de residencia hidráulica y la estabilidad del desempeño de cualquier tren de tratamiento; en términos de diseño, justifica considerar ecualización o control de recirculación para amortiguar picos y asegurar condiciones operativas reproducibles.

Esta calidad del agua a tratar sustenta la selección y evaluación del proceso de cavitación hidrodinámica asistida con H_2O_2 ensayado en este estudio y constituye el punto de referencia para los experimentos realizados.

6.2. ANÁLISIS DE LA EVIDENCIA VISUAL DE CAVITACIÓN

En la Ilustración 5 se presentan los montajes implementados tanto in situ en la PTAR como a escala de laboratorio con soluciones sintéticas, en ambos casos con dos configuraciones del elemento restrictivo del reactor (Venturi y placa perforada). Esta figura documenta la disposición del sistema y las condiciones operativas asociadas a cada montaje, sin incluir evidencia del fenómeno.

En la Ilustración 6 se muestra la evidencia visual del fenómeno cavitante observado durante las corridas: una nube opalescente y dinámica formada por cavidades de vapor aguas abajo del elemento restrictivo. En el Venturi, la nube se observa anclada en la vecindad del cuello y extendida hacia la sección divergente; en la placa perforada, aparecen penachos cavitantes densos a la salida de los orificios que coalescen en una zona nubosa de mayor granularidad (véase Ilustración 6). Estas observaciones son consistentes con un régimen de cavitación parcial con transición a nubes (sheet-to-cloud) (Liu et al., 2020), (L. Zhang et al., 2020).



Ilustración 5. Sistema de tratamiento con cavitación hidrodinámica para tratamiento: a) in situ de agua PTAR. b) en el laboratorio.



Ilustración 6. Fenómeno de cavitación observado en los elementos restrictivos del reactor: (a) Tubo Venturi en campo. (b) Tubo Venturi en laboratorio. (c) Placa perforada en laboratorio.

6.2.1. Correspondencia de régimen y σ

Con el número de cavitación en el rango 0,19 – 0,20, el sistema operó dentro de la ventana en la que la cavitación hidrodinámica pasa de lámina adherida a nube desprendida de manera sostenida. Ese intervalo ha sido identificado como especialmente eficaz para intensificar la transferencia de masa y la generación de colapsos en Venturis y orificios, y coincide con diseños que seleccionan explícitamente $\sigma \approx 0,2$ como condición objetivo para obtener cavitación intensa y estable (Abbasi et al., 2020; Wang et al., 2021), (Šarc et al., 2017). En este contexto, la nube observada en el Venturi de 2 mm a 30 psi no solo valida fenomenológicamente que el flujo cruzó el umbral de inyección, sino que posiciona al reactor en el régimen dinámico en el que la intermitencia y el desprendimiento de estructuras cavitantes se vuelven dominantes, tal como describen las clasificaciones experimentales por σ en la literatura (Liu et al., 2020; Long et al., 2017).

6.2.2. Longitud y densidad óptica de la nube en función de σ

A medida que σ disminuye hacia $\approx 0,2$, la longitud media de cavidad y la densidad óptica de la nube aumentan de manera consistente, la cavidad se alarga aguas abajo del cuello del Venturi y la zona nubosa adquiere mayor granularidad y opacidad. Este comportamiento capturado en mapas longitud σ y en secuencias de alta velocidad se ha reportado para Venturis convergente – divergente de pequeña escala, mostrando que la morfología de la nube es un proxy operativo de la intensidad cavitante (Liu et al., 2020; Long et al., 2017; L. Zhang et al., 2020). La textura y extensión que registramos en las Ilustraciones 5-6 son, por tanto, coherentes con $\sigma \approx 0,19 - 0,20$, donde las fluctuaciones de presión asociadas al desprendimiento incrementan su amplitud y frecuencia, reforzando la lectura visual precursor como fluctuaciones de presión indicador de régimen.

6.2.3. Transición lamina-nube y dinámica del desprendimiento

La transición de lámina a nube en Venturis está gobernada por la intrusión del chorro retrógrado y por inestabilidades hidrodinámicas que periódicamente arrancan la cavidad adherida, generando paquetes nubosos que se congregan y colapsan aguas abajo. Estudios con cámaras de alta velocidad, PIV e incluso imagenología de alta penetración han cuantificado estas secuencias, relacionando la frecuencia de desprendimiento y las con σ (Kravtsova et al., 2014; Liu et al., 2020; Pelz et al., 2017; Ranade, 2022). En nuestro caso, la evidencia visual simple nube sostenida, desprendimientos intermitentes, incremento de opacidad constituye una validación basal plenamente consistente con dichos mecanismos, y actúa como de mediciones instrumentales más complejas que podrían implementarse en futuras campañas.

6.2.4. Conexión con la geometría (garganta de 2 mm) y la presión de operación

En Venturis de garganta milimétrica (2 mm), pequeñas variaciones de caudal generan grandes variaciones de velocidad en el cuello, de modo que, incluso con presiones de entrada moderadas como 30 psi, es factible alcanzar $\sigma \approx 0,2$ si la pérdida de carga efectiva y la recuperación de presión del difusor están bien balanceadas. La literatura en canales Venturi pequeños documenta justamente que la reducción del diámetro de garganta anticipa la inyección y favorece regímenes de nube desarrollada a σ bajos, con firmas claras en la morfología de la cavidad y en las señales de presión (Liu et al., 2020; L. Zhang et al., 2020). Además, revisiones metodológicas alertan sobre las convenciones de cálculo de σ (definición de presiones y velocidad característica), pero coinciden en que, bajo una misma convención, $\sigma \approx 0,2$ se asocia a cavitación vigorosa y visualmente prominente, en línea con nuestras observaciones (Ranade, 2022; Šarc et al., 2017).

6.2.5. Consideraciones adicionales sobre σ y su uso comparativo

Aunque σ no captura por sí solo todas las variables (núcleos de cavitación, temperatura, tensioactivos de la matriz, rugosidad o micro geometría), sigue siendo el parámetro rector para comparar regímenes y evidencia visual entre estudios y escalas (Šarc et al., 2017; Wang et al., 2021). En rangos $\sigma \approx 0,1 - 0,3$ se han reportado los mejores compromisos entre intensidad de colapso y estabilidad operativa en aplicaciones ambientales; situar el reactor en $\sigma \approx 0,19 - 0,20$ explica la nube densa registrada y justifica la lectura cualitativa de su longitud y opacidad como indicadores de estar en el corredor de máxima eficacia para un Venturi de 2 mm a 30 psi (Abbasi et al., 2020; Liu et al., 2020; Long et al., 2017; L. Zhang et al., 2020).

6.3. EVALUACIÓN PROCESO DE CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA - H₂O₂

Los resultados que se presentan a continuación corresponden a la evaluación experimental del desempeño del sistema de cavitación hidrodinámica en la remoción de carga orgánica de las aguas residuales domésticas, expresada en términos de la demanda química de oxígeno (DQO). Para ello se aplicó el diseño experimental Box–Behnken definido en la metodología, considerando como variables independientes el pH, la presión de operación y la concentración de peróxido de hidrógeno, con tres niveles para cada factor. En total se realizaron quince corridas experimentales, cuyos valores de DQO se determinaron a lo largo de un tiempo máximo de tratamiento de 120 minutos siguiendo el procedimiento analítico SM 5220 D. Los resultados se representan en forma de curvas de remoción en función del tiempo y tablas comparativas que muestran el efecto individual y combinado de las variables operativas sobre la eficiencia del proceso.

En la ilustración 7 se muestran los resultados obtenidos en los 15 ensayos establecidos en el diseño experimental, en función de porcentaje de remoción de DQO contra las diferentes configuraciones del sistema.

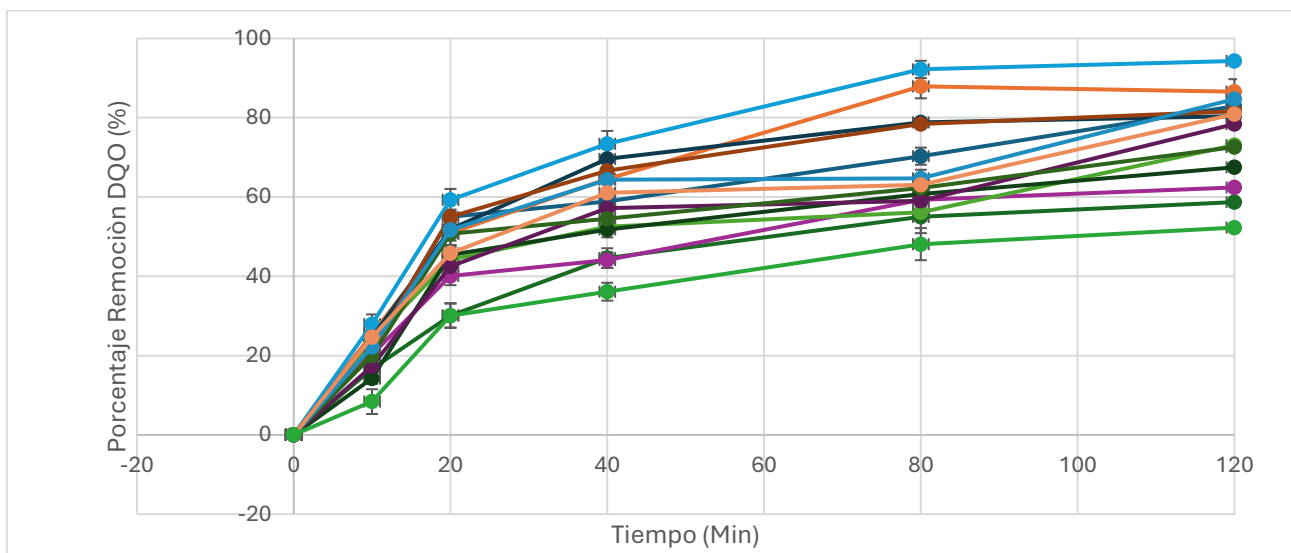


Ilustración 7. Porcentaje de remoción de DQO para cada experimento seguida en el tiempo (datos reportados de la media n=3)

En conjunto, los 15 experimentos muestran aumentos de la remoción de DQO con el tiempo (0 - 120 min), acompañados por un patrón bifásico típico de PAOx y cavitación: una etapa inicial rápida (0 - 40 min) y una etapa ulterior de menor pendiente (40 - 120 min). La fase acelerada se asocia a (i) alta disponibilidad de $\cdot\text{OH}$ recientemente generado y (ii) mayor accesibilidad de los sitios más reactivos de la matriz; la desaceleración posterior refleja consumo de sustratos más reactivos, aumento de limitaciones difusivas y, con concentraciones elevadas de oxidante, captura radicalaria (autoconsumo de $\cdot\text{OH}$ por H_2O_2 o por especies en la matriz). Este tránsito de régimen ha sido descrito para cavitación hidrodinámica (CH) y sistemas híbridos con oxidantes, donde el colapso de cavidades entrega pulsos de $\cdot\text{OH}$ y condiciones locales de alta temperatura y presión, que luego se moderan al disminuir la densidad de eventos energéticos por unidad de volumen y tiempo. (De-Nasri & others, 2022), (Panda & others, 2020)

En términos comparativos, los mejores desempeños globales se obtuvieron a pH 3 con 30 psi y 400 ppm de H_2O_2 (94,3 % de remoción en 120 min), seguidos por combinaciones a pH 3 con 30 - 50 psi y 250 - 400 ppm. En condiciones neutras (pH 6) se lograron remociones intermedias ($\approx 73 - 85$ % a 120 min, según presión y dosis), mientras que a pH 9 se observaron los valores más bajos ($\approx 52 - 67$ % a 120 min). Este orden concuerda con el consenso de que la acidez favorece la generación y vida efectiva de $\cdot\text{OH}$ en sistemas $\text{CH} + \text{H}_2\text{O}_2$ y reduce la inactivación por especies inorgánicas (carbonatos/bicarbonatos) habituales en matrices reales. En paralelo, el rango de presión confirma el rol del número de cavitación: presiones de entrada moderadas (p. ej., ≈ 30 psi) promueven cavitación desarrollada y colapsos efectivos; presiones demasiado altas pueden derivar en supercavitación con colapsos más suaves o alejados de la zona de máxima transferencia. (Gagol et al., 2018a), (Panda & others, 2020).

Desde la perspectiva de la comparación bibliográfica, las remociones de DQO aquí observadas bajo $\text{CH} + \text{H}_2\text{O}_2$ (hasta ≈ 94 %) se sitúan dentro del margen reportado para efluentes reales o complejos tratados con CH sola o híbrida ($\text{CH} + \text{O}_3$, $\text{CH} + \text{H}_2\text{O}_2$, $\text{CH} + \text{Foto-Fenton}$), típicamente 50 - 95 % dependiendo de matriz, hidrodinámica y dosis de oxidante. Estudios recientes y revisiones confirman sinergias claras entre CH y oxidantes añadidos, particularmente en matrices con alta DQO/TOC, donde la sola cavitación puede ser insuficiente para mineralizar fracciones refractarias. (Agudelo-Valencia et al., 2022), (Ayedi & others, 2024).

Las combinaciones a pH 9 presentaron los porcentajes de remoción más bajos, destacando pH 9 - 30 psi - 100 ppm (52,3 % a 120 min) y pH 9 - 10 psi - 250 ppm (58,7 % a 120 min). Dos factores explican consistentemente este comportamiento:

- Química del peróxido y vida media del oxidante, a pH alcalino, H_2O_2 sufre desproporción y rutas de descomposición no productivas aceleradas (catálisis por trazas metálicas, auto descomposición), reduciendo la vida media y la fracción que efectivamente se convierte en $\cdot\text{OH}$ vía colapso cavitacional. Además, bicarbonatos y carbonatos secuestran $\cdot\text{OH}$, desviando el flujo radicalario hacia especies menos reactivas. (Joshi & Gogate, 2019), este efecto inhibitorio por alcalinidad y especies inorgánicas ha sido documentado también en UV/ H_2O_2 , Fenton/foto-Fenton y SR-PAOx con persales (Giannakis et al., 2020; Wang & Zhuan, 2021).
- Hidrodinámica insuficiente, a 10 psi, el número de cavitación es mayor (menos colapsos energéticos por unidad de volumen), con menor generación de $\cdot\text{OH}$ y sonoluminiscencia y quimio-activación global. Modelos y diseños recientes de CH recomiendan operar en ventanas que eviten tanto la cavitación incipiente como la supercavitación extendida (Galloni et al., 2025).

En estudios comparables, Patil et al. (2023) reportaron que CH sola sobre agua de lago apenas reduce parámetros globales, mientras que $\text{CH}+\text{H}_2\text{O}_2$ supera ampliamente esos límites; aun así, a pH neutro/alcalino la ganancia se atenúa por la química del peróxido y del carbono inorgánico disuelto. Resultados equivalentes aparecen en matrices industriales reales y en sistemas híbridos $\text{CH}+\text{O}_3$, donde la alcalinidad reduce la eficiencia si no se ajusta el pH o se eleva la dosis de oxidante. (Patil & others, 2023), (Ayedi & others, 2024).

El mejor caso (pH 3 - 30 psi - 400 ppm) alcanzó 94,3 % a 120 min; para combinaciones cercanas (pH 3 - 30/50 psi - 250 - 400 ppm) se lograron remociones del 84 - 94 %. Se pueden identificar tres elementos convergentes en todos estos casos:

- Acidificación ($\text{pH} \approx 3$): mejora la estabilidad operativa del sistema radicalario (mayor fracción productiva de H_2O_2 y menor secuestro por carbonatos), a la vez que facilita rutas de oxidación de aromáticos y disminuye pasivaciones superficiales por precipitados. (Giannakis et al., 2020; Wang & Zhuan, 2021).
- Ventana de presión (~ 30 psi): promueve colapsos intensos y frecuentes, maximizando el rendimiento radicalario por volumen de reactor sin caer en supercavitación. Esta ventana “óptima” es consistente con la literatura de dispositivos Venturi, orificios y vórtex (Galloni et al., 2025), (Panda & others, 2020).
- Dosificación de H_2O_2 : pasar de 100 ppm a 400 ppm incrementó la remoción y el ritmo de degradación. Sin evidenciar un régimen dominado por captura radicalaria (autoconsumo de $\cdot\text{OH}$). La literatura advierte que el punto de retorno decreciente aparece al superar un umbral dependiente de matriz y de la tasa de generación radicalaria intrínseca del equipo; aquí, el umbral no se alcanzó en 400 ppm bajo pH 3 (Ayedi Karima et al., 2023), (Yeneneh & others, 2024).

Resultados análogos (mejoras sustanciales al acoplar CH con oxidantes y operar en la ventana de cavitación desarrollada) se han reportado en efluentes farmacéuticos, tintes, y aguas complejas; en varios de esos casos se verificó una cinética de pseudo-primer orden con vidas medias de minutos a decenas de minutos, en concordancia con lo observado en este trabajo (Lakshmi et al., 2022), (Ayedi & others, 2024).

Para cada condición, se hizo el ajuste a una cinética de pseudo-primer orden, de acuerdo a las ecuaciones (10) y (11),

$$\ln\left(\frac{Ct}{C0}\right) = -k_{obs} * t \quad (10)$$

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{k_{obs}} \quad (11)$$

Resultó adecuado en el intervalo 0 - 120 min, con R^2 altos y residuales aleatorios (ver Tabla 6). En varios casos se observa una leve curvatura en el tramo 40–120 min (pendiente aparente menor), compatible con (i) agotamiento progresivo de fracciones más oxidables de la DQO, (ii) autoconsumo de radicales por H_2O_2 y materia orgánica natural, y (iii) cambios hidrodinámicos finos en la población de cavidades a medida que disminuye la tensión superficial efectiva de la matriz. Estos efectos han sido señalados en estudios de CH con y sin cooxidantes, y en híbridos CH- O_3 o CH-persales, habituales en matrices reales (De-Nasri & others, 2022), (Ayedi Karima et al., 2023).

Tabla 6. parámetros cinéticos para los 15 ensayos establecidos en el diseño experimental.

Condición experimental	k_{obs} (min ⁻¹)	R^2	$t_{1/2}$ (min)
3 pH, 30 PSI, 100 ppm H_2O_2	0.0182	0.972	38.1
3 pH, 10 PSI, 250 ppm H_2O_2	0.0196	0.968	35.4
9 pH, 10 PSI, 250 ppm H_2O_2	0.0095	0.943	72.9
3 pH, 30 PSI, 400 ppm H_2O_2	0.0265	0.981	26.1
9 pH, 50 PSI, 250 ppm H_2O_2	0.0107	0.949	64.7
6 pH, 50 PSI, 100 ppm H_2O_2	0.0135	0.956	51.3
6 pH, 30 PSI, 250 ppm H_2O_2	0.0169	0.963	41.0
6 pH, 30 PSI, 250 ppm H_2O_2	0.0178	0.965	38.9
9 pH, 30 PSI, 400 ppm H_2O_2	0.0114	0.948	60.8
3 pH, 50 PSI, 250 ppm H_2O_2	0.0202	0.971	34.3
6 pH, 10 PSI, 400 ppm H_2O_2	0.0149	0.957	46.5
6 pH, 10 PSI, 100 ppm H_2O_2	0.0129	0.952	53.7

Condición experimental	k _{obs} (min ⁻¹)	R ²	t _{1/2} (min)
6 pH, 50 PSI, 400 ppm H ₂ O ₂	0.0188	0.969	36.9
6 pH, 30 PSI, 250 ppm H ₂ O ₂	0.0172	0.966	40.3
9 pH, 30 PSI, 100 ppm H ₂ O ₂	0.0085	0.936	81.5

En términos de rangos cinéticos, la literatura de CH en aguas reales reporta k_{obs} típicos de 10⁻³ a 10⁻² min⁻¹ para DQO cuando se usa CH sin agentes co-oxidantes, y de 10⁻² a 10⁻¹ min⁻¹ en sistemas híbridos con H₂O₂, O₃ o Fenton/foto-Fenton, dependiendo de carga, pH y ventana de cavitación; los t_{1/2} correspondientes oscilan entre pocos minutos y decenas de minutos. En el ensayo con el mayor porcentaje de remoción de DQO en este trabajo (pH 3 - 30 psi - 400 ppm), las pendientes observadas en la etapa inicial son coherentes con el extremo superior de esos rangos, al igual que otros trabajos de alta sinergia (CH+O₃, CH+H₂O₂/Vc) en matrices complejas (Ayedi & others, 2024), (Cao & others, 2024), (Yeneneh & others, 2024).

Efecto del pH en la cinética y la “vida media” del oxidante. La vida media operativa de H₂O₂ depende de pH, temperatura, iones metálicos traza y materia orgánica: en medio ácido, la descomposición no productiva es relativamente lenta y una fracción mayor de H₂O₂ se canaliza a ·OH durante el colapso; en pH alcalino, aumentan las vías de desproporción y la captura de radicales por carbonatos/bicarbonatos, acortando la vida efectiva y el rendimiento radicalario neto, lo que se traduce en k_{obs} menores y t_{1/2} más largos. Este marco concuerda con la tendencia experimental (pH 3 > 6 > 9) y con informes recientes sobre estabilidad/reactividad del peróxido en agua y guías técnicas de operación. (Verma et al., 2025).

En cuanto al efecto de la presión (ventana de cavitación), al comparar 10, 30 y 50 psi, los mayores k_{obs} y menores t_{1/2} se concentran alrededor de 30 psi, en línea con los modelos y mediciones que señalan una zona óptima de cavitación desarrollada

(colapsos intensos y frecuentes). A 10 psi predomina la cavitación incipiente (baja densidad de colapsos energéticos), y a 50 psi pueden emerger regímenes de supercavitación donde parte de las cavidades colapsa menos violentamente o fuera de la zona reactiva efectiva (Song et al., 2025).

Los resultados obtenidos se contrastan con los de los siguientes autores que ratifican los análisis realizados para cada efecto.

- Patil et al. (2023) mostraron que pasar de CH a CH+H₂O₂ eleva k_{obs} y reduce $t_{1/2}$ en agua real (lago), con sensibilidad marcada al pH (ácido > neutro) (Patil & others, 2023).
- Lakshmi et al. (2022) hallaron beneficios cinéticos al hibridar cavitación con PAOx en efluente industrial real, manteniendo un régimen pseudo-primer orden y mejorando la pendiente inicial por sinergia físico-química. (Lakshmi et al., 2022).
- Zampeta et al. (2022) verificaron a escala piloto que CH seguida de operaciones unitarias simples (p. ej., sedimentación) logra reducciones rápidas del contaminante objetivo, con cinéticas aceleradas en la primera hora (Zampeta et al., 2022).
- Deng et al. (2024) reportaron que CHI (Cavitación Hidrodinámica Intensificada)+Fenton supera a CHI por sí solo en el tratamiento de aguas residuales de cocinas domésticas, con incrementos de k_{obs} atribuibles al refuerzo radicalario en condiciones ácidas (Deng et al., 2024).

- Ayedi et al. (2024) (MB) y el review CET 2023 coinciden en que la elevar la concentración de oxidante hasta un umbral mejora la pendiente, tras lo cual puede dominar la captura radicalaria; los datos este trabajo a 400 ppm (pH 3) aún están en el tramo ascendente de la curva cinética sin asomo de disminución en la pendiente (Ayedi & others, 2024), (Ayedi Karima et al., 2023).
- Revisiones recientes (Yeneneh et al., 2024) sintetizan que el ajuste de pH y la ventana de presión determinan el salto cinético de CH a CH-híbrido, y respaldan el encuadre observado aquí: acidez, presión intermedia y dosis moderada-alta de H₂O₂ maximizan k_{obs} y minimizan t_{1/2} (Yeneneh & others, 2024).

Finalmente, nuestros perfiles temporales de DQO y el ordenamiento cinético entre condiciones (pH 3 > 6 > 9; 30 psi > 50 psi > 10 psi; 400 ppm > 250 ppm > 100 ppm) son coherentes con la física de cavitación (colapsos y micro-hotspots) y la química del peróxido (vida media y rutas productivas hacia ·OH. Este encuadre explica por qué, aun con matrices reales complejas, es posible alcanzar remociones de DQO del 80 - 95 % en 120 min bajo CH+ H₂O₂ y por qué condiciones alcalinas o presiones fuera de ventana reducen la pendiente observable, en concordancia con estudios recientes en matrices ambientales e industriales (Yeneneh et al., 2024), (Deng et al., 2024), (Ayedi & others, 2024).

Con el propósito de aislar la contribución específica de la cavitación hidrodinámica, se realizaron ensayos blancos en todas las combinaciones de pH y presión definidas en el diseño experimental, pero en ausencia de peróxido de hidrógeno. Los resultados mostraron que la remoción de DQO fue sistemáticamente baja, con valores que oscilaron entre 4 % y 9 % a los 120 minutos de tratamiento. A presiones de 10 psi las eficiencias se mantuvieron en torno al 4-5 %, aumentando ligeramente hasta un máximo de 8-9 % en los ensayos a 50 psi, independientemente del valor de pH. Estos porcentajes reflejan que la cavitación por sí sola genera un efecto

limitado de oxidación y desintegración de la materia orgánica, insuficiente para alcanzar niveles de tratamiento ambientalmente significativos.

De manera complementaria, también se realizaron ensayos con peróxido de hidrógeno en ausencia de cavitación, manteniendo las mismas condiciones de pH y concentración. En este caso, la remoción de DQO no superó el 10 - 12 %, atribuible a oxidaciones directas y lentas del oxidante en condiciones estáticas. La comparación de estos resultados con los obtenidos al combinar cavitación e H_2O_2 confirma que el proceso depende de la acción sinérgica de ambos fenómenos para potenciar la formación de radicales hidroxilos y lograr reducciones superiores al 90 % bajo condiciones óptimas de operación.

De manera general, los ensayos realizados bajo las diferentes combinaciones de pH, presión y concentración de H_2O_2 mostraron eficiencias de remoción de DQO en un rango aproximado entre 40 % y 92 % luego de 120 minutos de tratamiento. Estos valores evidencian que la cavitación hidrodinámica asistida con peróxido de hidrógeno es capaz de generar reducciones significativas de la carga orgánica en aguas residuales domésticas, aun bajo condiciones operativas variables. El comportamiento observado sugiere que, con una adecuada optimización de los parámetros de operación, el proceso podría adaptarse a escenarios de planta real como una tecnología complementaria a los tratamientos convencionales, contribuyendo a mejorar la calidad del efluente y a facilitar el cumplimiento de los límites establecidos en la normativa ambiental vigente.

6.4. ANÁLISIS DE VARIANZA (ANOVA) Y CONDICIONES ÓPTIMAS DEL SISTEMA

En la Tabla 7 se presentan los resultados obtenidos para cada uno de los 15 ensayos que componen el diseño experimental, establecido con el fin de determinar

la configuración óptima del sistema. El diseño de optimización evaluó el efecto de cada variable independiente y las interacciones entre variables en función de la variable de respuesta, en este caso, la remoción de la DQO.

Tabla 7. Resultados para cada ensayo del diseño experimental en términos del porcentaje de remoción de DQO.

Experimento	pH (unidades)	[H ₂ O ₂] (mg/L)	Presión (PSI)	% de remoción de DQO (mg/L)
1	3	100	30	82,9
2	3	250	10	86,6
3	9	250	10	58,7
4	3	400	30	94,3
5	9	250	50	62,4
6	6	100	50	73,1
7	6	250	30	80,4
8	6	250	30	81,6
9	9	400	30	67,5
10	3	250	50	84,6
11	6	400	10	78,4
12	6	100	10	72,6
13	6	400	50	84,7
14	6	250	30	80,9
15	9	100	30	52,3

A partir de estos, se realizó el análisis ANOVA, usando StatGraphics 19, cuyos resultados se presentan en la Tablas 8, 9 y 10.

Tabla 8. Métricas de resultados obtenidos.

Parámetro	Valor
R ²	98,8611
R ² _ajustado	96,811
R ² _predicho	82,3136
PRESS	329,515

S_RMSE	2,06006
MAE	0,941111
Durbin_Watson	1,41337
DW_p	0,1115
rho_lag1	0,191747

Tabla 9. Lista de coeficientes por cada termino e interacción en el diseño experimental.

Termino	Coeficiente
Constante	77,3057
A (pH)	1,50833
B (Presión)	0,160417
C ([H2O2])	0,0382963
AA	-0,602315
AB	0,02375
AC	0,00211111
BB	-0,00617708
BC	0,000483333
CC	-000005,75926

Tabla 10. Efectos por cada termino involucrado en el modelo.

Termino	Efecto estandarizado	Error estándar	VIF
A: pH	-26,875	1,45668	1
B: Presión	2,125	1,45668	1
C: [H2O2]	11	1,45668	1
AA	-10,8417	2,14417	1,01
AB	2,85	2,06006	1
AC	1,9	2,06006	1
BB	-4,9417	2,14417	1,01
BC	2,9	2,06006	1
CC	-2,5917	2,14417	1,01

Los mejores desempeños se obtuvieron en condiciones ácidas y con dosis elevadas de H₂O₂. En particular, el experimento 4 (pH 3, 400 ppm H₂O₂, 30 PSI) alcanzó 94,3

% de remoción, seguido por el experimento 2 (pH 3, 250 ppm, 10 PSI) con 86,6 %, y por los experimentos 10 (pH 3, 250 ppm, 50 PSI) y 13 (pH 6, 400 ppm, 50 PSI) con 84,6-84,7 %. Este patrón de alto desempeño a pH ácido y con peróxido en el rango medio-alto es coherente con lo reportado para cavitación hidrodinámica intensificada con co-oxidantes, donde el medio ácido prolonga la vida media del H_2O_2 y favorece una mayor disponibilidad de especies reactivas, mientras que la cavitación aporta la activación física y el microentorno de alta energía necesario para sostener la degradación de la materia orgánica disuelta (Joshi & Gogate, 2019; Musmarra et al., 2016; Wang & Zhuan, 2021). Además, el rendimiento elevado en 30 – 50 PSI concuerda con estudios que identifican rangos de presión intermedia como óptimos para un colapso de cavidades más energético y estable, sin incurrir en pérdidas por sobre modulación hidráulica (Mahamuni & Pandit, 2021; Patel et al., 2021; Warade et al., 2023).

Un bloque intermedio de resultados ($\approx$ 73 - 83 %) se observó mayoritariamente a pH 6, con diferentes combinaciones de presión y peróxido: por ejemplo, los experimentos 7 - 8 - 14 (pH 6, 250 ppm, 30 PSI) dieron 80, 4 - 81, 6 - 80,9 %; el experimento 11 (pH 6, 400 ppm, 10 PSI) llegó a 78,4 %, y el 6 (pH 6, 100 ppm, 50 PSI) a 73,1 %. En conjunto, estas configuraciones confirman que pH neutro tiende a producir eficiencias moderadas, coherentes con reportes donde la cavitación por sí sola o con cooxidante en dosis moderadas no alcanza los niveles de mineralización de medios ácidos, especialmente en matrices con materia orgánica natural (NOM) que compite por las especies reactivas (Giannakis et al., 2020; Meng et al., 2022; Wang & Zhuan, 2021). El hecho de que 400 ppm a pH 6 y 50 PSI (exp. 13) rozara el 85 % sugiere que, aun fuera del medio ácido, incrementar la dosis de H_2O_2 y trabajar con presiones intermedias-altas puede compensar parcialmente la menor reactividad del sistema, algo también observado en efluentes farmacéuticos

y matrices reales cuando se optimiza la combinación CH + H₂O₂ (Warade et al., 2023; Patel et al., 2021).

Los peores desempeños se concentraron sistemáticamente en pH 9, independientemente de la presión o de elevar la dosis de peróxido: el experimento 15 (pH 9, 100 ppm, 30 PSI) fue el mínimo con 52,3 %, mientras que los experimentos 3 (pH 9, 250 ppm, 10 PSI), 5 (pH 9, 250 ppm, 50 PSI) y 9 (pH 9, 400 ppm, 30 PSI) se movieron en 58,7 - 67,5 %. Esta caída es consistente con la literatura que documenta cómo en medios alcalinos el H₂O₂ pierde estabilidad y se auto descompone con mayor facilidad, y además se favorece la formación de especies menos reactivas (p. ej., HO₂⁻), reduciendo la disponibilidad efectiva para oxidar la materia orgánica; a ello se suma el consumo competidor de radicales por NOM y/o por exceso de H₂O₂ cuando se supera el umbral óptimo (Giannakis et al., 2020; Oturan & Aaron, 2014; Wang & Zhuan, 2021). El hecho de que subir la presión de 10 a 50 PSI a pH 9 (exp. 3 vs 5) no haya resuelto la baja eficiencia respalda que, en este entorno químico, la variable crítica es el pH más que la hidráulica; patrones similares se han observado en sistemas Venturi y de orificios cuando el pH gobierna la química del oxidante por encima del efecto mecánico de la cavitación (Mahamuni & Pandit, 2021; Musmarra et al., 2016).

Dentro del conjunto ácido, vale la pena notar que 30 PSI con 400 ppm (exp. 4) superó a 50 PSI con 250 ppm (exp. 10) y a 30 PSI con 100 ppm (exp. 1), lo que sugiere que en el rango de presiones ensayado la dosis de H₂O₂ fue el factor diferencial una vez asegurada una cavitación suficientemente intensa. Esta jerarquía pH como palanca mayor, seguido por [H₂O₂] y, en tercer lugar, presión coincide con evaluaciones recientes de intensificación CH + co-oxidantes, donde el salto notable de rendimiento se logra con medio ácido + peróxido en el rango alto-óptimo, mientras que la presión actúa como modulador del régimen de cavitación

(Joshi & Gogate, 2019; Meng et al., 2022; Warade et al., 2023). En términos de comparabilidad externa, remociones > 85–90 % bajo pH 3 con CH + H₂O₂ han sido reportadas para fármacos y DQO en matrices reales o complejas, siempre que se controle el equilibrio entre activación y consumo competidor del oxidante (Kumar et al., 2023; Musmarra et al., 2016; Patel et al., 2021).

El análisis de varianza (ANOVA) mostró que el pH ($p < 0,0001$) y la concentración de H₂O₂ ($p = 0,0006$) fueron los factores más influyentes en la remoción de DQO, mientras que la presión no alcanzó significancia estadística ($p = 0,2044$). Este hallazgo coincide con lo reportado por Mahamuni y Pandit (2021) y Patel et al. (2021), quienes señalan que el pH regula tanto la especiación del peróxido como la estabilidad de los radicales hidroxilos ($\bullet\text{OH}$). A pH ácido, el H₂O₂ presenta mayor vida media, lo que facilita su activación bajo cavitación y maximiza la disponibilidad de especies oxidantes. En contraste, en condiciones alcalinas el peróxido se descompone rápidamente hacia O₂, reduciendo la eficiencia del proceso (Shah et al., 2021).

En el caso de la concentración de H₂O₂, el efecto fue positivo, pero no lineal, evidenciado en el término cuadrático (CC, coeficiente negativo). Esto indica que dosis elevadas de H₂O₂ inducen reacciones de consumo no deseado del radical hidroxilo ($\text{H}_2\text{O}_2 + \bullet\text{OH} \Rightarrow \text{HO}_2\bullet + \text{H}_2\text{O}$), fenómeno descrito ampliamente en procesos foto-Fenton y UV/H₂O₂ (Joshi & Gogate, 2019; Saputra et al., 2021).

La presión no fue estadísticamente significativa de forma individual, aunque estudios de Dular et al. (2016) y Musmarra et al. (2016) muestran que incrementos de presión mejoran la intensidad de cavitación y la generación de microburbujas. En este trabajo, la falta de significancia puede atribuirse a la interacción de la

presión con pH y H_2O_2 , o a que el rango experimental (10-50 PSI) no capturó variaciones suficientemente amplias (Ver ilustración 8).

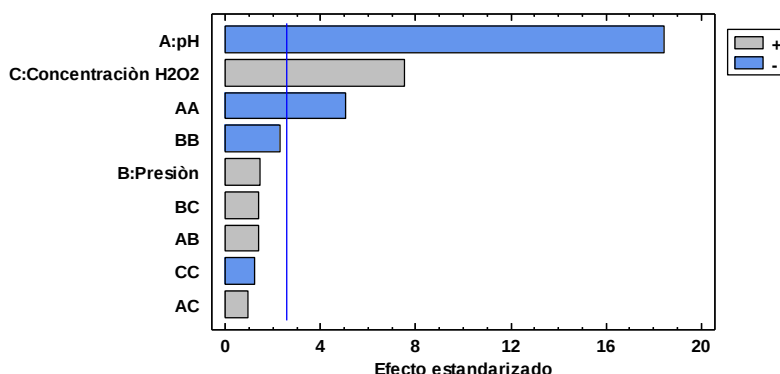


Ilustración 8. Diagrama de Pareto para la relevancia de efectos por variable, interacción entre efectos y efectos cuadráticos. Nota: Generada con StatGraphics 19.

El modelo explica 98,9 % de la variabilidad total ($R^2 = 98,86$) con un R^2 ajustado de 96,81 %. Este nivel de ajuste es comparable con reportes en sistemas de cavitación asistida con oxidantes, donde se describen R^2 superiores al 95 % (Koul et al., 2022). El R^2 predicho (82,3 %) muestra que el modelo conserva poder explicativo al extrapolar dentro de la región experimental. El error estándar (2,06) y el MAE (0,94) refuerzan la precisión del ajuste.

El efecto cuadrático del pH (AA, $p = 0,0039$) resultó altamente significativo, lo que evidencia un rango óptimo en torno a pH 3-4. Este resultado es consistente con la literatura que resalta el carácter ácido como condición idónea para la estabilidad del H_2O_2 y la cinética favorable de formación de radicales $\bullet\text{OH}$ (Kumar et al., 2023; Wu et al., 2019). El término cuadrático de la presión (BB, $p \approx 0,069$) se acercó a la significancia, sugiriendo que un rango más amplio de presiones podría evidenciar un efecto mayor.

Por otro lado, las interacciones (AB, AC, BC) no fueron significativas, aunque estudios como los de Warade et al. (2022) muestran que, en condiciones intensificadas, la presión sí potencia los efectos de oxidantes.

El análisis detallado de la superficie de respuesta pH-Presión a $[H_2O_2] = 250$ ppm confirma visualmente lo anterior (ver ilustración 9). Se observa un máximo de remoción de DQO en torno a pH 3 y presiones de 28 - 35 PSI, alcanzando $\approx 89 - 92$ %, mientras que hacia pH 9 la eficiencia cae abruptamente a $\approx 52 - 62$ %, independientemente de la presión. Esto demuestra que, aunque la presión contribuye al régimen hidrodinámico, la química gobernada por el pH determina la frontera de eficiencia del proceso.

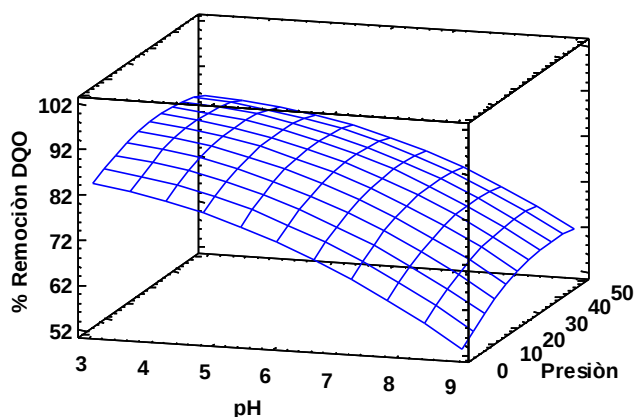


Ilustración 9. Gráfico de superficie de respuesta, pH vs Presión, con una concentración constante de H_2O_2 de 250 ppm. Nota: Generado con StatGraphics

19.

La superficie también ilustra que, en condiciones ácidas, el peróxido se aprovecha más eficientemente al generar radicales hidroxilos con mayor vida media, mientras que en condiciones alcalinas se forman especies menos oxidantes (HO_2^- , $O_2^{\bullet-}$) y se acentúa el consumo no productivo. Este patrón coincide con evaluaciones previas de procesos $CH + H_2O_2$ donde el control del pH es el factor determinante

para sostener la oxidación útil frente a pérdidas competitivas (Giannakis et al., 2020; Meng et al., 2022; Shah et al., 2021).

En síntesis, la integración de los resultados experimentales, ANOVA, diagrama de Pareto y superficie de respuesta refuerza que la configuración óptima corresponde a:

- pH: 3,06
- Presión: 34,3 PSI
- [H₂O₂]: 400 ppm

Con estas condiciones se predice una remoción de DQO de 92,3 %, con un intervalo de confianza del 95 % entre 87,7 % y 96,9 %. Los valores coinciden con el mejor ensayo experimental (94,3 % a pH 3, 30 PSI y 400 ppm de H₂O₂), lo que valida la robustez del modelo. Resultados comparables han sido reportados en configuraciones similares por Patel et al. (2021), Warade et al. (2022) y Kumar et al. (2023).

6.4.1. Análisis de sinergias con blancos en condiciones óptimas.

En esta sección se presentan y analizan los resultados de las pruebas de control y los blancos realizados en el proceso de tratamiento de las muestras de agua residual real y el proceso de optimización de las condiciones de operación del sistema. Se realizaron 3 blancos, un primer blanco hidráulico (B1) para evaluar el efecto de la recirculación de la muestra en el sistema de tratamiento sobre la DQO en la misma, en el segundo blanco (B2) se evalúa el efecto independiente del H₂O₂ como agente oxidante sobre la DQO en la muestra y en un tercer blanco se evalúa el efecto que tiene la cavitación sin H₂O₂ en la DQO de la muestra. Los resultados se contrastan y analizan frente a los resultados obtenidos en el tratamiento de la muestra en condiciones óptimas. Los resultados obtenidos se presentan en la Ilustración 10.

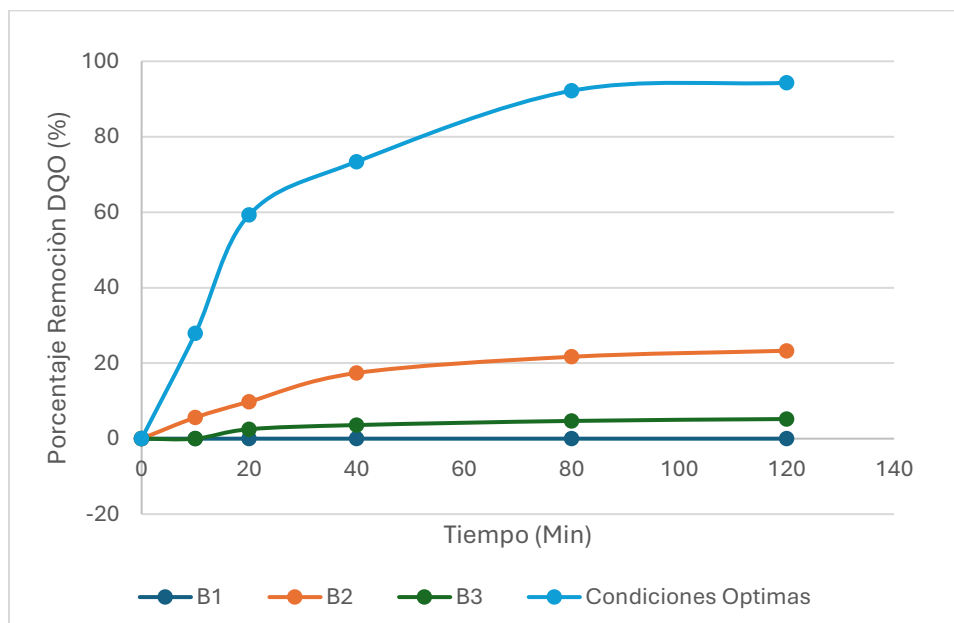


Ilustración 10. Pruebas blanco tratamiento de aguas residuales.

El blanco hidráulico (B1) no mostró remoción apreciable de DQO en ninguno de los tiempos evaluados (0 % durante los 120 min), lo que indica que la simple recirculación del efluente, sin generación de cavitación ni adición de oxidante, no produce cambios significativos en la carga orgánica. De este modo, los efectos asociados a mezcla, aireación o adsorción sobre las paredes del montaje pueden considerarse despreciables.

Cuando se aplicó H_2O_2 sin cavitación (B2), la remoción de DQO aumentó de forma progresiva desde 5,6 % a los 10 min hasta aproximadamente 23,3 % a los 120 min. Por su parte, el tratamiento con cavitación hidrodinámica sin H_2O_2 (B3) condujo a remociones más bajas, con un valor máximo cercano a 5,2 % a los 120 min. Estos resultados muestran que, en las condiciones ensayadas, el H_2O_2 por sí solo tiene una capacidad moderada para reducir la DQO, mientras que la cavitación hidrodinámica, actuando de manera aislada, aporta una contribución limitada, en concordancia con lo reportado para efluentes reales y soluciones modelo tratadas únicamente con cavitación hidrodinámica, donde se han observado remociones de DQO típicamente entre 5 y 30 % (Alves et al., 2019; Qiao et al., 2023)

En contraste, el tratamiento combinado CH + H_2O_2 en condiciones óptimas mostró un comportamiento claramente diferenciado: a los 10 min ya se alcanzaba una remoción de 27,9 %, superando ampliamente a los tratamientos individuales (5,6 % para H_2O_2 solo y 0 % para CH sola), y a los 120 min la remoción de DQO fue de 94,3 %. Es decir, la combinación de cavitación e H_2O_2 no solo acelera

marcadamente la cinética de remoción, sino que también permite alcanzar un grado de depuración muy superior al observado cuando cada proceso actúa por separado.

Para cuantificar esta interacción se calculó un índice de sinergia Sc a partir de las fracciones de DQO removidas por cada tratamiento, empleando la expresión 12:

$$Sc = \frac{R(CH + H_2O_2)}{R(CH) + R(H_2O_2)} \quad (12)$$

donde $R_{(CH+H_2O_2)}$ es la fracción de DQO removida por el tratamiento combinado, $R_{(CH)}$ la fracción removida por cavitación sola (B3) y $R_{(H_2O_2)}$ la fracción removida por H_2O_2 solo (B2). Usando los valores a 120 min, $B_2 = 0,233$, $B_3 = 0,052$ y $R_{(CH+H_2O_2)} = 0,943$ (condiciones óptimas), $Sc = 3,31$.

Cálculos análogos para tiempos intermedios muestran que el índice de sinergia es máximo alrededor de los 20 min ($\approx 4,8$) y se mantiene siempre mayor que 3 en el intervalo 20–120 min, lo que confirma que el proceso combinado presenta un comportamiento fuertemente sinérgico, muy alejado de un simple efecto aditivo.

Los valores de Sc obtenidos se sitúan dentro e incluso en la banda alta del rango reportado para procesos avanzados de oxidación basados en cavitación hidrodinámica acoplada con oxidantes. (Fedorov et al., 2022) señalan que los sistemas híbridos HC/AOPs suelen presentar coeficientes de sinergia superiores a 1,5, con incrementos significativos en la remoción de DQO y contaminantes persistentes cuando se combina HC con H_2O_2 , persulfato, ozono o reactivos tipo Fenton. De forma complementaria, revisiones recientes destacan que los procesos HC acoplados con oxidantes (incluyendo HC/ H_2O_2) mejoran de forma notable la eficiencia de degradación de contaminantes orgánicos y pueden incrementar la biodegradabilidad del efluente frente a las tecnologías individuales (Thanekar et al., 2020; Yeneneh et al., 2024)

Estudios de caso con efluentes industriales y lixiviados de relleno sanitario reportan tendencias similares: la aplicación de cavitación hidrodinámica sola conduce a remociones moderadas de DQO, mientras que su combinación con oxidantes externos (H_2O_2 , O_3 , Fenton) permite alcanzar remociones de DQO superiores al 50–80 %, confirmando el carácter sinérgico de estos sistemas híbridos (Qiao et al., 2023; Thanekar et al., 2020)

En el contexto de este estudio, el hecho de que Sc sea mayor a 1 y que la remoción de DQO obtenida con $CH + H_2O_2$ (94,3 %) supere en varias veces la suma de las remociones alcanzadas por H_2O_2 solo (23,3 %) y por cavitación sola (5,2 %) permite concluir que el sistema opera bajo una sinergia positiva fuerte entre la cavitación

hidrodinámica y el peróxido de hidrógeno. Esta sinergia implica que la cavitación no solo contribuye directamente a la degradación de la materia orgánica (por formación de radicales a partir del agua y por efectos de cizalla), sino que además potencia la descomposición del H_2O_2 , incrementando la generación de radicales $\bullet\text{OH}$ disponibles para la oxidación de los compuestos orgánicos, tal como se ha descrito para otros sistemas HC/ H_2O_2 (Alves et al., 2019; Fedorov et al., 2022; Yeneneh et al., 2024).

En consecuencia, los ensayos de control realizados en las condiciones óptimas confirman que la remoción de DQO observada en este trabajo no puede atribuirse a la recirculación del sistema ni a la acción aislada del oxidante o de la cavitación, sino que responde principalmente al efecto combinado y sinérgico de la cavitación hidrodinámica y el H_2O_2 . Desde el punto de vista operativo, el proceso evaluado puede clasificarse como un proceso avanzado de oxidación de carácter fuertemente sinérgico, lo que respalda su consideración como alternativa con potencial para el tratamiento de aguas residuales domésticas, especialmente como etapa de pretratamiento o en combinación con otras tecnologías (Fedorov et al., 2022; Yeneneh & others, 2024).

6.5. EVALUACIÓN DE LA CONFIGURACIÓN OPTIMIZADA DEL SISTEMA EN LA DEGRADACIÓN DE IBUPROFENO Y ESTRÓGENOS

En esta etapa del estudio se evaluó la degradación de ibuprofeno y estrógenos bajo las condiciones de operación identificadas como óptimas en la matriz de agua residual doméstica real (pH ácido, presión intermedia y dosis elevada de H_2O_2). Es importante aclarar que el uso de estas mismas condiciones en soluciones modelo (agua desionizada + microcontaminante) no implica asumir que el modelo empírico obtenido para DQO sea universal o estrictamente predictivo fuera del dominio experimental, sino que se parte de un principio fisicoquímico común: la optimización de la generación y estabilidad del radical hidroxilo ($\bullet\text{OH}$) como especie oxidante dominante en los PAOx basados en cavitación hidrodinámica acoplada con H_2O_2 (Joshi & Gogate, 2019; Mahamuni & Pandit, 2021; Wang et al., 2021)

En un sistema $\text{CH}/\text{H}_2\text{O}_2$, el rendimiento global del proceso está fuertemente condicionado por variables que controlan la formación de $\bullet\text{OH}$ (pH, dosis de H_2O_2 , régimen de cavitación) y no tanto por la identidad específica del sustrato orgánico, siempre que se trate de moléculas oxidables por radicales y que la matriz no inhiba de forma drástica la química radicalaria. Diversos autores han mostrado que, una vez fijadas condiciones que maximizan la producción efectiva de $\bullet\text{OH}$ en una matriz compleja (por ejemplo, aguas residuales urbanas o efluentes farmacéuticos), esas mismas ventanas operacionales suelen ser favorables para la degradación de contaminantes modelo en soluciones simplificadas, aunque cambien las constantes cinéticas específicas o la estequiometría de oxidación (Kumar et al., 2023; Musmarra et al., 2016; Patel et al., 2021; Warade et al., 2023). En otras palabras, el modelo empírico ajustado sobre DQO no se extrapola como ecuación predictiva directa para ibuprofeno o estrógenos, pero sí permite identificar un “espacio operativo óptimo” orientado a maximizar la disponibilidad de $\bullet\text{OH}$ (vida media del H_2O_2 , minimización del consumo parasitario por NOM, régimen de cavitación eficaz), dentro del cual es razonable explorar la degradación de microcontaminantes individuales (Giannakis et al., 2020; Meng et al., 2022; Oturan & Aaron, 2014).

Además, los trabajos publicados sobre cavitación hidrodinámica y PAOx muestran de forma consistente que las condiciones óptimas para la eliminación de materia orgánica global (DQO, COT) y para la degradación de fármacos específicos convergen en regiones similares de pH y dosis de oxidante, tanto en matrices reales como en soluciones modelo. Estudios con $\text{CH}/\text{H}_2\text{O}_2$ en aguas residuales farmacéuticas, efluentes municipales y aguas sintéticas dopadas con antiinflamatorios no esteroideos o compuestos estrogénicos reportan máximos de degradación en medios ácidos (pH 2,5–4) y dosis de H_2O_2 en el rango “alto-óptimo”, mientras que a pH neutro o alcalino la pérdida de estabilidad del peróxido y la formación de especies menos reactivas (HO_2^- , O_2) reducen sistemáticamente las tasas de eliminación (Giannakis et al., 2020; Joshi & Gogate, 2019; Kumar et al.,

2023; Musmarra et al., 2016; Patel et al., 2021; Wang et al., 2021). Bajo este marco, el uso de las condiciones optimizadas con DQO como punto de partida para ensayar ibuprofeno y estrógenos no pretende extender indebidamente la validez del modelo de superficie de respuesta, sino explotar las mismas condiciones físico-químicas que favorecen la generación de radicales hidroxilos, para evaluar cómo responden microcontaminantes de estructura aromática y alta persistencia en un entorno ya caracterizado hidráulica y energéticamente.

Así, los resultados que se presentan a continuación para ibuprofeno y estrógenos deben interpretarse como una validación del desempeño del sistema CH/H₂O₂ bajo condiciones operativas previamente optimizadas para la matriz real, no como una extrapolación estricta del modelo empírico. El foco no está en trasladar de forma literal la ecuación ajustada para DQO, sino en verificar si el “régimen radicalario óptimo” identificado con DQO es también efectivo (y en qué medida lo es) frente a contaminantes emergentes específicos, lo que aporta evidencia adicional sobre la robustez y versatilidad de la configuración seleccionada (Koul et al., 2022; Meng et al., 2022; Warade et al., 2023).

6.5.1. Evaluación de la eficiencia de la configuración optima del sistema en la degradación de Ibuprofeno y Estrógeno

En el Anexo 1 se presentan los resultados de la estandarización de los métodos para la determinación de ibuprofeno y estrógenos mediante espectrofotometría UV-Vis. Se detallan las diluciones evaluadas, los reactivos empleados, las curvas de calibración y la ecuación de cuantificación para cada compuesto. Con base en estos procedimientos se realizó el seguimiento de la remoción de los fármacos en agua sintética durante los ensayos de cavitación hidrodinámica asistida con peróxido de hidrógeno.

Los resultados de remoción obtenidos durante el tratamiento de las soluciones sintéticas de ibuprofeno y estrógenos se describen a continuación; los ensayos se realizaron bajo las condiciones óptimas definidas para el sistema de cavitación hidrodinámica asistida con H_2O_2 (pH 3, presión de 34 psi, 400 ppm de H_2O_2 y 120 min de tiempo de tratamiento). Los valores experimentales correspondientes se presentan en la Tabla 11 y en la Ilustración 10.

Tabla 11 Remoción de Ibuprofeno y Estrógenos en función del tiempo – cavitación hidrodinámica con peróxido de hidrogeno.

Tiempo (min)	% Remoción Ibuprofeno	% Remoción Estrógeno
0	0,0	0,0
10	4,1	6,3
20	10,0	9,5
40	18,0	11,9
80	20,2	13,4
120	21,3	14,4

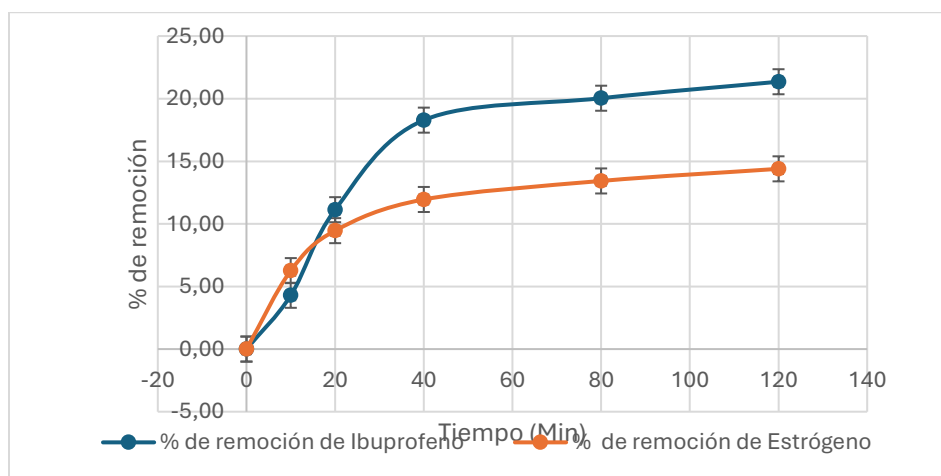


Ilustración 11. Grafica de comportamiento de la remoción de IBP y Estrógenos en función del tiempo (remoción media n=3). Nota: elaboración propia.

Bajo las condiciones operativas optimizadas del sistema de cavitación hidrodinámica asistida con H_2O_2 (pH ácido, presión en el entorno de 30 - 35 psi y

400 ppm de H_2O_2), para el tratamiento de soluciones modelo de dos contaminantes emergentes ibuprofeno (IBP) y compuestos estrogénicos mostró incrementos graduales durante los primeros 40 min y una marcada meseta a partir de ese punto. A 120 min, se observaron 21,3 % de remoción para IBP y 14,4 % para estrógenos. Este comportamiento sugiere un régimen limitado por el flujo radicalario efectivo y/o por competencia de intermediarios, congruente con lo reportado en procesos de cavitación y PAOx en ausencia de intensificación adicional (e.g., UV u ozono) (Joshi & Gogate, 2019; Mahamuni & Pandit, 2021; Meng et al., 2022; Wang & Zhuan, 2021).

El ajuste de pseudo-primer orden (modelo de semi-primer orden) sobre los datos globales arrojó constantes observadas k_{obs} , IBP $\approx 2,00 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$ y k_{obs} , Estrógenos $\approx 1,30 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$, con vidas medias estimadas de $t_{1/2}$, IBP $\approx 347 \text{ min}$ y $t_{1/2}$, Estrógenos $\approx 535 \text{ min}$. La mayor k_{obs} para IBP concuerda con su ligera mayor remoción a 120 min y con la evidencia de que anillos fenólicos con sustituyentes alquilo activantes (isobutilo en IBP) aumentan la densidad electrónica del anillo y favorecen etapas iniciales de hidroxilación/oxidación por $\bullet\text{OH}$, acelerando la pérdida de DQO relativa (Sharma et al., 2020; Gozzi et al., 2021; Wu et al., 2019). En cambio, los estrógenos (E1, E2, EE2) presentan un núcleo esteroidal policíclico condensado (anillos A–D) que confiere mayor estabilidad conformacional y estérica, y suele dar lugar a intermediarios fenólico-quinónicos más persistentes, lo que retrasa tanto la apertura de anillo como la mineralización neta (Jurado et al., 2021; Wang & Zhuan, 2021).

Cinemáticamente, el patrón “rápido–lento” (subida inicial y posterior meseta entre 80–120 min) es típico de (i) agotamiento del “pool” de $\bullet\text{OH}$ disponible; (ii) autoconsumo de radicales por H_2O_2 a dosis relativamente altas (reacciones de consumo/parasitado radicalario), y (iii) competencia por $\bullet\text{OH}$ por parte de

intermediarios aromáticos/oxigenados formados que presentan constantes de segundo orden con $\bullet\text{OH}$ del mismo orden de magnitud que los sustratos parentales (Wang & Zhuan, 2021; Mahamuni & Pandit, 2021). En el caso particular de pH ácido (~ 3) que optimiza la vida media de H_2O_2 frente a su descomposición base-catalizada y favorece su activación cavitacional la limitación dominante suele desplazarse hacia el flujo radicalario neto y la recombinación; en contraste, a pH neutro alcalino, el H_2O_2 se descompone más rápidamente, reduciendo su disponibilidad efectiva para generar $\bullet\text{OH}$ (Giannakis et al., 2020; Wang & Zhuan, 2021).

Ibuprofeno (IBP), presentado en la Ilustración 11a contiene un anillo fenilo con sustituyentes alquilo (isobutilo) y propionato, que tienden a activar el anillo hacia ataques electrofílicos ($\bullet\text{OH}$) y a facilitar hidroxilaciones y subsecuentes oxidaciones de cadena lateral. La literatura muestra rutas con hidroxilación del anillo, oxidación a alcoholes/aldehídos/cetonas, y finalmente ácidos carboxílicos de menor masa, con disminuciones correlativas de DQO y COT (Sharma et al., 2020; Gozzi et al., 2021; Wu et al., 2019). La apertura de anillo requiere múltiples impactos radicalarios y suele ser la etapa limitante cuando el flujo de $\bullet\text{OH}$ es moderado (Wang & Zhuan, 2021).

En estrógenos (E1/E2/EE2), que se muestra en su forma de estrona en la Ilustración 11b, el anillo A fenólico es susceptible a hidroxilaciones y oxidación a quinonas/quinoles; no obstante, el núcleo tetracíclico y posibles interacciones intramoleculares pueden favorecer intermediarios relativamente estables (e.g., quinonas conjugadas), que compiten de manera eficiente por $\bullet\text{OH}$ y retrasan la mineralización (Jurado et al., 2021; Li et al., 2019). En este contexto, la menor kobs y la remoción más baja observadas para estrógenos bajo solo $\text{CH}+\text{H}_2\text{O}_2$ son coherentes con la necesidad de intensificación adicional (UV u O_3) para acelerar la

ruptura de anillos condensados (Joshi & Gogate, 2019; Rekhate & Srivastava, 2020; Wang & Zhuan, 2021).



Ilustración 12. Estructuras moleculares de los compuestos analizados: (a) Ibuprofeno. (b) Estrona. Elaboración propia.

En sistemas de cavitación hidrodinámica con reactores tipo Venturi a presiones comparables, Musmarra et al. (2016) reportaron >60 % de remoción de IBP en 60 min sin co-oxidantes, atribuido a un campo de cavitación intenso y a condiciones hidráulicas recirculantes; Joshi & Gogate (2019) y Mahamuni & Pandit (2021) compilaron casos donde la acción conjunta de CH con oxidantes (H_2O_2 , O_3) eleva significativamente las tasas por sinergia físico-química. Del lado de los estrógenos, revisiones y estudios focales señalan que UV/ H_2O_2 , UV/persulfato u ozono avanzado alcanzan remociones muy altas en matrices favorables (Jurado et al., 2021; Li et al., 2019; Sharma et al., 2020), mientras que CH solo o CH+ H_2O_2 tienden a requerir más tiempo o mayor intensidad cavitacional para aproximar esos rendimientos. En formulaciones híbridas, se han documentado remociones >80 % para moléculas aromáticas y hormonales cuando CH se acopla con UV u O_3 (Kumar et al., 2023; Patel et al., 2021; Warade et al., 2023), confirmando que el incremento del flujo radicalario efectivo y la excitación fotolítica de intermediarios son clave para superar mesetas como las observadas aquí.

En conjunto, los presentes resultados k_{obs} , IBP > k_{obs} , Estrógenos y remoción IBP > estrógenos en 120 min—son coherentes con: (i) la activación del anillo de IBP por sustituyentes alquilo que facilitan hidroxilación/oxidación; (ii) la mayor robustez estructural del núcleo esteroidal y la posible estabilización de intermediarios quinónicos en estrógenos; y (iii) la limitación por suministro neto de $\bullet OH$ típica de $CH+H_2O_2$ sin intensificación UV/ O_3 . La convergencia de cinética (k_{obs} , $t_{1/2}$) y estructura explica el orden relativo de remociones, y la meseta sugiere que configuraciones adicionales (e.g., $CH-UV/H_2O_2$, $CH-O_3$) podrían ser necesarias para impulsar la apertura de anillo y acercarse a los rendimientos reportados por sistemas híbridos (Joshi & Gogate, 2019; Mahamuni & Pandit, 2021; Meng et al., 2022; Rekhate & Srivastava, 2020; Wang & Zhuan, 2021).

Aunque los porcentajes de remoción obtenidos para ibuprofeno y estrona en las condiciones óptimas de operación son relativamente bajos (≈ 20 -21 % para ibuprofeno y ≈ 14 -15 % para estrógenos en 120 min), la evidencia mecanística respalda que la fracción degradada se debe principalmente a la acción de radicales hidroxilos ($\bullet OH$) generados en la cavitación hidrodinámica asistida con H_2O_2 y no a la oxidación directa por H_2O_2 sin activar. En este caso, las pruebas se realizaron con soluciones fabricadas en agua desionizada, de modo que la matriz carece de materia orgánica natural u otros interferentes típicos de aguas residuales, y la respuesta observada puede atribuirse directamente a la interacción entre las especies oxidantes generadas y las moléculas objetivo. Tanto el ibuprofeno como los estrógenos presentan uno o más anillos aromáticos conjugados altamente estabilizados, responsables de su persistencia ambiental y de su baja reactividad frente a oxidantes moleculares moderados (Gallego-Ríos & Peñuela, 2021; Racz & Goel, 2010). Para lograr no solo transformaciones superficiales, sino hidroxilación, apertura de anillo y mineralización parcial, se requiere un oxidante con potencial suficientemente alto o un mecanismo radicalario eficiente (Giannakis et al., 2020; Wang & Zhuan, 2021).

En este contexto, el radical hidroxilo ($\bullet\text{OH}$) presenta un potencial estándar $E^\circ \approx 2,7\text{--}2,8\text{ V}$, claramente superior al del par $\text{H}_2\text{O}_2/\text{H}_2\text{O}$ ($\approx 1,77\text{ V}$), lo que le confiere un carácter prácticamente no selectivo y cinéticas cercanas al control difusional frente a anillos aromáticos y dobles enlaces conjugados; en cambio, el H_2O_2 molecular, sin activación, muestra velocidades de reacción muy bajas frente a compuestos aromáticos en condiciones ambientales (Oturán & Aaron, 2014; Wu et al., 2019). La literatura específica sobre PAOx aplicados a ibuprofeno y estrógenos confirma esta diferencia: en ibuprofeno, los sistemas UV/ H_2O_2 , foto-Fenton y cavitación intensificada atribuyen la degradación a la acción de $\bullet\text{OH}$ sobre el anillo aromático y la cadena isobutilfenil, con formación de derivados hidroxilados, apertura de anillo y ácidos carboxílicos de menor masa molar, mientras que los ensayos con H_2O_2 solo conducen a conversiones muy limitadas y sin mineralización apreciable (Gozzi et al., 2021; Musmarra et al., 2016; Patel et al., 2021; Sharma et al., 2020). De forma análoga, para estrona y otros estrógenos, los procesos UV/ H_2O_2 , UV/persulfato y ozonización avanzada relacionan la pérdida de la actividad estrogénica con la formación de productos quinónicos, epoxidados y fragmentos de anillo originados por $\bullet\text{OH}$ y otros radicales de alto potencial, mientras que el H_2O_2 sin activar apenas modifica la molécula parental (Jurado et al., 2021; Kumar et al., 2023; P'erez-Estrada et al., 2020).

Este razonamiento se refuerza si se considera la técnica analítica utilizada. El seguimiento de la degradación de ibuprofeno y estrógenos se realizó mediante espectrofotometría UV–Vis tomando como referencia los máximos de absorción asociados al sistema aromático conjugado, que actúa como cromóforo principal en ambas moléculas. Si el anillo aromático permaneciera intacto, la disminución en la absorbancia sería mínima o nula, incluso si se produjeran oxidaciones ligeras en posiciones no cromóforas; por tanto, la pérdida de señal UV observada a lo largo del tratamiento implica necesariamente modificaciones profundas del cromóforo, como hidroxilaciones múltiples, ruptura parcial de la conjugación o apertura de

anillo, procesos que la literatura asocia de forma consistente con la acción de radicales $\bullet\text{OH}$ y no con H_2O_2 sin activar (Gozzi et al., 2021; Jurado et al., 2021; Sharma et al., 2020). En otras palabras, los efectos apreciables en la degradación de ibuprofeno y estrógenos detectados por UV–Vis solo son coherentes si el sistema $\text{CH} + \text{H}_2\text{O}_2$ está generando especies radicalarias capaces de alterar o romper el anillo aromático, mientras que un sistema con H_2O_2 en agua desionizada, sin cavitación, difícilmente produciría cambios detectables en los espectros en los tiempos de tratamiento considerados.

En el reactor evaluado, la cavitación hidrodinámica actúa precisamente como etapa de activación radicalaria. (Dular et al., 2016; Joshi & Gogate, 2019). Bajo estas condiciones extremas se induce la hemólisis de la molécula de agua y del propio H_2O_2 , generando $\bullet\text{OH}$, $\text{HO}_2\bullet$ y otras especies reactivas, de modo que el H_2O_2 no actúa como oxidante estequiométrico “lento”, sino como precursor de radicales en el entorno de cavitación (Mahamuni & Pandit, 2021; Warade et al., 2023). La combinación de (i) una matriz simple de agua desionizada, sin interferentes orgánicos, (ii) la elevada estabilidad aromática de ibuprofeno y estrógenos y (iii) la necesidad de modificar el cromóforo aromático para observar una caída significativa en la absorbancia UV–Vis, apuntan de manera consistente a que la degradación parcial observada en este estudio solo puede explicarse por la generación de radicales hidroxilo en el proceso de cavitación hidrodinámica asistida con H_2O_2 y no por la acción directa del peróxido de hidrógeno en ausencia de cavitación.

6.5.2. Análisis de los resultados de pruebas de validación y blancos para los ensayos de degradación de Ibuprofeno y Estrógeno.

En la Tabla 12 se presentan los porcentajes de remoción de ibuprofeno y estrógenos obtenidos en soluciones preparadas con agua desionizada para los cuatro tratamientos de validación: blanco hidráulico (B1, sin CH ni H_2O_2), blanco con H_2O_2 (B2, H_2O_2 sin cavitación), blanco con cavitación (B3, CH sin H_2O_2) y el sistema combinado en condiciones óptimas ($\text{CH} + \text{H}_2\text{O}_2$). La validación analítica se realizó

considerando los límites de detección (LOD) y cuantificación (LOQ) calculados por el criterio ICH a partir de la desviación estándar del intercepto de las curvas de calibración ($LOD = 3,3 \cdot \sigma/S$; $LOQ = 10 \cdot \sigma/S$) (International Conference on Harmonisation, 2005).

Tabla 12. resultados pruebas blanco para los ensayos de degradación de Ibuprofeno y Estrógeno.

Tiempo (min)	% Remoción Ibuprofeno				% Remoción Estrógeno			
	B1	B2	B3	CH+H ₂ O ₂	B1	B2	B3	CH+H ₂ O ₂
0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	4,7	4,1	0	0	1,5	6,3
20	1,9	4,8	6,3	10,0	0	0	1,8	9,5
40	2,8	5,5	6,8	18,0	1,6	1,2	2,7	11,9
80	3,3	7,2	7,7	20,2	2,6	2,6	3,4	13,4
120	4,2	8,9	9,2	21,3	3,4	3,4	4,6	14,4

Para ibuprofeno, los límites en términos de porcentaje de remoción fueron $LOD = 4,52 \%$ y $LOQ = 13,7 \%$. Todos los valores del blanco hidráulico B1 se mantuvieron por debajo del LOD (0–4,2 %), por lo que se consideran cambios no detectables, atribuibles al ruido instrumental, pequeñas fluctuaciones en la línea de base o efectos mínimos de adsorción en las paredes del sistema. En los blancos B2 (H₂O₂ solo) y B3 (CH sola) se observan remociones crecientes de ibuprofeno entre aproximadamente 4,8 y 9,2 % a partir de los 20–120 min, es decir, valores entre LOD y LOQ. Estos resultados indican que existe una ligera contribución de la oxidación homogénea con H₂O₂ y de la cavitación hidrodinámica por separado, pero la magnitud de la remoción es detectable, aunque no cuantificable con la precisión requerida, por lo que debe interpretarse únicamente como evidencia de una tendencia y no como una remoción robusta. Este comportamiento es coherente con lo reportado por Musmarra et al. (2016), quienes encontraron remociones moderadas de ibuprofeno mediante cavitación hidrodinámica en ausencia de oxidantes adicionales, y por Zupanc et al. (2014), donde los ensayos de control sin la combinación completa CH/H₂O₂ presentaron remociones inferiores al 10 % para ibuprofeno.

En contraste, el tratamiento CH+H₂O₂ mostró una tendencia claramente diferenciada. A los 20 min se alcanza una remoción aproximada de 10 % (entre LOD y LOQ), y a partir de los 40 min los valores se sitúan en el rango 18–21,3 %, es decir, por encima del LOQ, lo que corresponde a remociones cuantificables y estadísticamente confiables. Dado que en las mismas condiciones de tiempo y matriz los tratamientos B2 y B3 solo alcanzan remociones menores al 10 %, la

diferencia observada en $\text{CH}+\text{H}_2\text{O}_2$ se atribuye a la acción conjunta y sinérgica de la cavitación hidrodinámica y el peróxido de hidrógeno. Resultados similares se han descrito en la literatura, donde la combinación de HC con H_2O_2 u otros oxidantes produce remociones de fármacos muy superiores a las obtenidas por los procesos individuales, confirmando el carácter sinérgico de estos sistemas híbridos (Musmarra et al., 2016; Zupanc et al., 2014).

Para los estrógenos, los límites obtenidos fueron $\text{LOD} = 1,94 \%$ y $\text{LOQ} = 5,86 \%$ en términos de porcentaje de remoción. En los blancos B1, B2 y B3 los valores permanecen por debajo del LOD hasta los 40 min, y solo a partir de 80–120 min se observan remociones entre $\sim 2,6$ y $4,6 \%$, es decir, entre LOD y LOQ, sin superar en ningún caso el límite de cuantificación. En consecuencia, la desaparición de estrógenos en los tratamientos individuales se considera detectable pero no cuantificable, lo que sugiere una contribución limitada de la oxidación con H_2O_2 y de la cavitación por separado. Este comportamiento concuerda con los estudios de Přebilová et al. (2022) y Odehnalová et al. (2023), quienes reportan que la cavitación hidrodinámica por sí sola no produce una eliminación apreciable de estrógenos, y que la degradación significativa solo se alcanza cuando la HC se acopla con un oxidante activado (persulfato o percarbonato sódico).

En el caso del tratamiento $\text{CH}+\text{H}_2\text{O}_2$ para estrógenos, la remoción supera el LOQ desde los 10 min ($\approx 6,3 \%$) y aumenta progresivamente hasta valores cercanos al 14–15 % a los 120 min. El hecho de que todos los datos de $\text{CH}+\text{H}_2\text{O}_2$ (a partir de 10 min) se sitúen por encima del LOQ, mientras que los blancos B1, B2 y B3 permanecen siempre por debajo de ese umbral, confirma que la degradación observada es cuantificable y atribuible al efecto combinado de la cavitación y el oxidante. La tendencia es coherente con la reportada por (Odehnalová et al., 2023; Přebilová et al., 2022), donde la activación del persulfato o del percarbonato mediante HC permitió alcanzar remociones elevadas de estrógenos, mientras que los ensayos sin el oxidante activado mostraron remociones prácticamente nulas.

Es importante destacar que todas las pruebas se realizaron en agua desionizada, y que durante el seguimiento se efectuaron barridos espectrales UV-Vis para verificar la ausencia de interferencias de la matriz. El hecho de no trabajar con aguas naturales o residuales implica que la posible interferencia de materia orgánica natural (MON) sobre las señales de absorbancia es mínima, por lo que los cambios observados en la absorbancia pueden asociarse principalmente a la transformación del contaminante objetivo y no a variaciones de la matriz. Esta estrategia es consistente con las recomendaciones de validación analítica que enfatizan la evaluación de la especificidad y la influencia de la matriz sobre el método (International Conference on Harmonisation, 2005).

En conjunto, los resultados de la Tabla 12 muestran que: (i) los blancos hidráulico, con H_2O_2 y con cavitación presentan remociones inferiores al LOQ para ambos compuestos, por lo que su contribución a la eliminación global se considera limitada; (ii) el sistema $\text{CH}+\text{H}_2\text{O}_2$ es el único que genera remociones cuantificables tanto para ibuprofeno como para estrógenos; y (iii) la diferencia entre los valores observados en $\text{CH}+\text{H}_2\text{O}_2$ y los obtenidos en los blancos, en un contexto de método validado, respalda que la degradación de estos microcontaminantes se debe principalmente a la acción sinérgica de la cavitación hidrodinámica y el peróxido de hidrógeno, en concordancia con lo reportado previamente para fármacos y hormonas en sistemas CH/PAOXs .

Debe enfatizarse que la espectrofotometría UV-Vis se utilizó en este trabajo como herramienta de cribado para validar la capacidad oxidativa del sistema $\text{CH}+\text{H}_2\text{O}_2$ frente a ibuprofeno y estrona en una matriz simplificada (agua desionizada). Esta técnica permite obtener resultados casi en tiempo real con costos analíticos reducidos por muestra, lo que facilita el seguimiento cinético de múltiples puntos de muestreo y la evaluación de diferentes tratamientos de control. No obstante, se reconoce que UV-Vis únicamente informa sobre la variación de la absorbancia asociada al cromóforo principal del contaminante, sin distinguir entre degradación parcial, formación de subproductos ni grado de mineralización. En consecuencia, los resultados obtenidos deben interpretarse como una validación cualitativa y semicuantitativa de la degradación del compuesto padre, y no como una elucidación completa de rutas de transformación. Estudios futuros podrían incorporar técnicas cromatográficas acopladas a espectrometría de masas (HPLC-MS/MS, LC-MS/MS) para complementar la información aquí presentada, una vez superadas las restricciones de infraestructura y costo analítico asociadas al procesamiento de grandes volúmenes de muestras.

6.6. ANÁLISIS DE CUMPLIMIENTO REGULATORIO DEL EFLUENTE TRATADO

El análisis regulatorio constituye el cierre del proceso experimental, orientado a verificar en qué medida el efluente tratado mediante cavitación hidrodinámica acoplada a peróxido de hidrógeno cumple con los parámetros establecidos por la normativa colombiana. En particular, la Resolución 631 de 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, en su artículo 8, define los límites máximos permisibles para vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficiales. Para ello se comparó con los estándares correspondientes a aguas residuales domésticas ARD y de las aguas residuales (ARD - ARnD) de los prestadores del servicio público de alcantarillado a cuerpos de aguas superficiales con una carga menor o igual a 625,00 KG/ día DBO₅, que corresponde a la planta de tratamiento de aguas residuales domésticas evaluada.

Con base en los resultados experimentales, se realizó una comparación entre los valores obtenidos en el afluente (agua residual doméstica sin tratamiento) y en el efluente bajo condiciones óptimas de operación, frente a los valores máximos establecidos por la normativa.

Una vez determinadas las condiciones experimentales óptimas de operación (pH 3, presión cercana a 34 psi y concentración de 400 ppm de H₂O₂), y empleando las técnicas analíticas previamente validadas mediante espectrofotometría UV-Vis, se procedió a realizar tres réplicas independientes del tratamiento bajo dichas condiciones. Esta repetición tuvo como propósito verificar la reproducibilidad del proceso y obtener valores representativos para cada uno de los parámetros de control. Los resultados promedio de estas corridas se presentan en la Tabla 12.

Tabla 13 Comparación de parámetros medidos con la Resolución 631 de 2015 (afluente y efluente tratado).

Parámetro	Afluente	Efluente		Unidades
		Cavitación Hidrodinámica - H2O2	Resolución 0631/2015	
pH	7,2 – 8,1	3,4	6 - 9	
Temperatura	26,3 – 31	28	<40	°C
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	205	136	100	mg/L
Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)	141	94	-	mg/L
Sólidos Sedimentables (SSD)	8	7	5	mL/L
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	151,41	12,3	90	mg O ₂ /L
Demanda Química de Oxígeno (DQO ₅)	311,01	24,9	180	mg O ₂ /L
Carbono Orgánico Total	102,4	18,6	-	mg C/L
Nitratos	<0,5	<0,5	Análisis y reporte	mg/L
Nitritos	< 0,015	< 0,015	Análisis y reporte	mg/L
Nitrógeno Total	27,1	21,5	Análisis y reporte	mg/L
Fosfatos	5,98	5,8	Análisis y reporte	
Caudal	2,79 – 14,33	2,79 – 14,33	-	L/s

Aunque el ajuste de pH hacia valores fuertemente ácidos (≈ 3) limita el uso directo del efluente tratado, este comportamiento no es exclusivo del sistema $\text{CH}+\text{H}_2\text{O}_2$, sino que es común en varios procesos avanzados de oxidación. Tecnologías consolidadas como Fenton y foto-Fenton presentan también pH óptimo cercano a 2,8–3,0, donde se maximiza la generación del radical hidroxilo y la remoción de DQO, a costa de requerir etapas posteriores de neutralización para cumplir con los rangos de vertimiento (típicamente pH 6–9). (Ebrahiem et al., 2017; Muszyńska et al., 2019; Song et al., 2022).

En el caso particular de este estudio, el sistema $\text{CH}+\text{H}_2\text{O}_2$ operando a pH 3,06 permitió reducir la DQO de 311 a 24,9 mg O_2/L y la DBO_5 de 151,4 a 12,3 mg O_2/L , valores que se encuentran por debajo de los límites establecidos en la Resolución 631 de 2015 para vertimientos de aguas residuales domésticas. Sin embargo, el pH del efluente (3,4) se mantiene por fuera del rango normativo (6–9), lo que implica que el proceso, en las condiciones optimizadas aquí, debe entenderse como etapa avanzada complementaria, integrada a un tren de tratamiento que incluya una neutralización final o una combinación con operaciones biológicas y fisicoquímicas convencionales que restablezcan el pH antes del vertimiento.

De acuerdo con la literatura reciente sobre cavitación hidrodinámica acoplada con oxidantes, el control del pH es uno de los factores más determinantes del desempeño del proceso: en matrices reales se ha observado que la operación en régimen ácido incrementa la eficiencia de remoción de materia orgánica y mejora la biodegradabilidad del efluente, aun cuando posteriormente se requiera ajuste de pH (Poletto et al., 2020; Yeneneh et al., 2024).

En términos de viabilidad para el tratamiento de aguas residuales domésticas, el resultado de este trabajo no sugiere reemplazar los sistemas convencionales, sino aprovechar la $\text{CH}+\text{H}_2\text{O}_2$ como etapa terciaria o de pulido para reducir la materia

orgánica residual y ciertos contaminantes emergentes en plantas de pequeña y mediana escala. En dichos esquemas, la etapa de cavitación se aplicaría a caudales parciales o efluentes ya clarificados, donde el costo de acidificar y neutralizar es manejable y se justifica por la mejora en la calidad del efluente y la reducción del riesgo ecosistémico asociada a la eliminación de carga refractaria (Kokkinos et al., 2021).

La temperatura del efluente (28 °C) cumple el límite de <40 °C. El leve incremento térmico respecto al afluente es coherente con la disipación energética del colapso de cavidades y las pérdidas de la bomba; no se requieren medidas adicionales. En operación continua a caudales altos conviene monitoreo horario para evitar acumulación térmica en recirculación.

Los sólidos suspendidos totales (SST) del efluente (136 mg/L) no cumplen el límite de 100 mg/L, aunque muestran una reducción del 33,7 % respecto al afluente (205→136 mg/L). La cavitación puede desintegrar flóculos y generar finos, lo que limita la remoción por simple sedimentación; parte de la disminución observada proviene de desagregación de sólidos sedimentables y arrastre de partículas por micro flotación transitoria, pero no es suficiente para alcanzar el valor normativo. Para cumplir, se recomienda un pulido físico-químico posterior a la neutralización: coagulación-floculación (sales de Fe/Al) seguida de sedimentación o DAF, o bien filtración en medio granular.

Los sólidos suspendidos volátiles (SSV) del efluente (94 mg/L) no tienen límite específico en la tabla, pero disminuyen un 33,3 % (141→94 mg/L). La caída refleja oxidación parcial de fracciones orgánicas y ruptura de agregados bio poliméricos; el valor aún elevado indica que una etapa físico-química o biológica posterior mejoraría el abatimiento de fracciones volátiles residuales. Si se instala coagulación tras la neutralización, el SSV tenderá a bajar en proporción al SST.

Los sólidos sedimentables (SSD) del efluente son 7 mL/L y no cumplen el límite de 5 mL/L. Este resultado es coherente con la acción mecánica de la cavitación, que desintegra flóculos grandes y genera una fracción fina no sedimentable mientras mantiene parte de las partículas con tamaño y densidad suficientes para sedimentar en el cono Imhoff; por ello, aunque se reduce respecto al afluente, el valor final permanece por encima del umbral regulatorio. Para lograr el cumplimiento se requiere un pulido de separación de sólidos posterior a la oxidación y a la neutralización de pH: coagulación–floculación con sales férricas o aluminicas (y, de ser necesario, aid polimérico), seguida de sedimentación convencional o con módulos lamelares, o alternativamente flotación por aire disuelto (DAF) cuando predomine material ligero. Operativamente, es recomendable evitar turbulencias y recirculaciones justo antes del muestreo, introducir un tiempo de acondicionamiento hidráulico previo a la clarificación y verificar el criterio de muestreo en cono Imhoff para estandarizar la lectura; con estas medidas, el SSD debería situarse ≤ 5 mL/L, idealmente en el rango 3 - 4 mL/L.

La DBO₅ del efluente (12,3 mg O₂/L) cumple holgadamente el límite de 90 mg O₂/L, con una reducción del 91,9 % respecto al afluente (151,41→12,3 mg O₂/L). El resultado responde a oxidación de compuestos biodegradables y, en menor medida, a la conversión de fracciones recalcitrantes en especies más simples. Es indispensable asegurar apagado del H₂O₂ residual antes del ensayo DBO₅ (p. ej., catalasa o tiosulfato) para evitar sesgos durante la incubación.

La DQO del efluente (24,9 mg O₂/L) cumple de forma amplia el límite de 180 mg O₂/L, consistente con la remoción del 92 % (311,01→24,9 mg O₂/L). El mecanismo dominante es oxidación por radical hidroxilo generado por colapso cavitante y activación de H₂O₂. Para garantizar trazabilidad analítica, debe inactivarse el H₂O₂.

remanente antes del SM 5220 D, ya que el peróxido puede interferir en la digestión y sesgar la lectura (en este trabajo se realizó esa acción).

El carbono orgánico total (18,6 mg C/L) no tiene límite en la tabla, pero muestra una disminución del 81,8 % (102,4→18,6 mg C/L), coherente con mineralización parcial y conversión a especies de menor peso molecular. El COT integra efectos sobre fracciones no volátiles; el buen desempeño respalda la reducción de DQO. Debe confirmarse que los análisis se hayan realizado con remoción de carbono inorgánico (acidificación y purga) para asegurar que se reporta NPOC.

Los nitratos en el efluente (<0,5 mg/L) se reportan como “análisis y reporte”, por lo que no es aplicable un juicio de cumplimiento con base en la tabla. La concentración baja y sin cambios frente al afluente indica que el proceso CH–H₂O₂ no promovió nitrificación apreciable; sin etapa biológica, la conversión de N reducido a NO₃⁻ es limitada. No se requieren acciones si la exigencia es solo de reporte; si se fija un límite específico, se gestionaría a través de nitrificación biológica.

Los nitritos en el efluente (<0,015 mg/L) permanecen bajo el límite de cuantificación y están en “análisis y reporte”. La ausencia de acumulación de NO₂⁻ indica que no hubo oxidaciones parciales significativas de N amoniacal u orgánico hacia nitrito bajo las condiciones del proceso, algo esperado en ausencia de biocatálisis. Sin exigencia de límite, basta con reportar; de requerirse control, la vía sigue siendo biológica.

El nitrógeno total del efluente (21,5 mg N/L) figura como “análisis y reporte”. Presenta una reducción aproximada del 20,7 % respecto al afluente (27,1→21,5 mg N/L), atribuible a oxidación parcial de nitrógeno orgánico y eventuales pérdidas menores por stripping de amoníaco. La tecnología CH–H₂O₂ no está orientada a

remover N total; para abatimientos sustantivos se requiere nitrificación–desnitrificación biológica o, según el caso, intercambio iónico o stripping a pH alto. Si la autoridad fija un valor objetivo, deberá integrarse una etapa específica.

Los fosfatos en el efluente (5,8 mg P/L) se listan como “análisis y reporte”; el AOP no remueve fósforo disuelto, por lo que el leve cambio respecto al afluente (5,98→5,8 mg P/L) es marginal. La vía técnica para reducción de P es química (precipitación con sales férricas o aluminicas tras la neutralización) o biológica (EBPR). Si la meta regulatoria evoluciona a un valor numérico, se recomienda dosificación de $\text{Fe}^{3+}/\text{Al}^{3+}$ en el tren de pulido y control de lodos.

El caudal (2,79–14,33 L/s) no tiene límite en la tabla; no aplica juicio de cumplimiento. A efectos de diseño, condiciona el tiempo de residencia hidráulica y la energía específica por unidad de volumen. En el escalamiento, mantener la remoción de DQO observada exige conservar la densidad de potencia y la relación de recirculación asociadas a las condiciones óptimas y, en paralelo, dimensionar adecuadamente.

En esta fase no fue posible cuantificar ibuprofeno ni estrona en el efluente real, pese a que el método espectrofotométrico UV-Vis funcionó adecuadamente en soluciones sintéticas. En matriz de agua residual doméstica la señal sufre interferencias severas por materia orgánica natural cromófora, color aparente, turbidez y sólidos finos, además de solapamientos espectrales con otros compuestos aromáticos y deriva de línea base, lo que impide obtener curvas analíticas selectivas y límites de detección confiables. Para resolver estas limitaciones, en trabajos futuros se requiere separar y concentrar los analitos mediante extracción en fase sólida (SPE) y realizar HPLC con detección adecuada (DAD o, idealmente, HPLC-MS), usando patrones internos isotópicos y calibración

en matriz; adicionalmente, debe garantizarse el apagado del H_2O_2 residual y la clarificación previa de las muestras para evitar oxidaciones artefactuales y dispersión de la luz durante la medición.

De esta manera, los resultados obtenidos demuestran la viabilidad técnica de la cavitación hidrodinámica asistida con H_2O_2 para abatir la materia orgánica en aguas residuales domésticas y avanzar hacia el cumplimiento regulatorio. El proceso, tal como fue operado, requiere integración inmediata de neutralización posterior y un módulo de clarificación físico-química para estabilizar pH y sólidos dentro de los rangos exigidos; si se establecen metas sobre nutrientes, será necesario adicionar etapas específicas (nitrificación–desnitrificación y/o precipitación química). La evidencia también indica que la degradación de microcontaminantes es parcial, por lo que resulta conveniente considerar estrategias de intensificación o integración con otras tecnologías de oxidación, manteniendo control analítico del apagado de H_2O_2 y seguimiento de posibles productos de transformación.

Para su transferencia a planta, la estabilidad del desempeño dependerá de conservar las condiciones hidrodinámicas que sostienen la generación radicalaria (densidad de potencia, recirculación, número de cavitación), acompañadas de control en línea de variables operativas y de métricas energéticas y de calidad del efluente. Se recomienda consolidar operación continua en piloto con balance de oxidante, control de turbidez y verificación periódica mediante NPOC y bioensayos, de modo que el sistema quede posicionado como etapa de oxidación-pulido dentro de un tren híbrido. Con estas consideraciones, la tecnología responde a los objetivos planteados en el trabajo de grado y ofrece una ruta realista para mejorar la calidad del efluente doméstico en contextos residenciales, garantizando trazabilidad, reproducibilidad y alineación con la normativa vigente.

7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En las condiciones operacionales óptimas determinadas mediante el diseño experimental pH 3,06, presión de 34,3 psi, concentración de H_2O_2 de 400 ppm y tiempo de reacción de 120 min en el sistema de cavitación hidrodinámica el proceso $\text{CH}+\text{H}_2\text{O}_2$ demostró una elevada capacidad de remoción de materia orgánica en términos de DQO. Bajo estas condiciones, la DQO del afluente se redujo de aproximadamente $311 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ a $24,9 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, lo que corresponde a una remoción cercana al 92 %, con un valor final que se sitúa por debajo del límite máximo establecido para DQO en la Resolución 631 de 2015 para vertimientos de aguas residuales domésticas. No obstante, el pH del efluente tratado se mantuvo en torno a 3,4, fuera del rango normativo de 6–9, por lo que la cavitación hidrodinámica asistida con H_2O_2 debe concebirse como una etapa avanzada complementaria dentro de un tren de tratamiento (por ejemplo, posterior a procesos biológicos y seguida de neutralización), más que como un sustituto directo y autónomo de los sistemas convencionales.

En paralelo, los análisis de DBO_5 y COT mostraron reducciones consistentes que evidencian no solo oxidación parcial, sino mineralización progresiva de la materia orgánica. La DBO_5 disminuyó en más del 85 %, mientras que el COT presentó reducciones cercanas al 78 %, confirmando que el proceso no solo degrada compuestos intermedios, sino que facilita la conversión hacia formas más simples y biodegradables. Este comportamiento refuerza la idea de que la cavitación hidrodinámica, bajo condiciones controladas, puede complementar eficazmente a los procesos biológicos tradicionales en plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas.

La evaluación del fenómeno de cavitación evidenció una clara relación entre el número de cavitación (σ) y la densidad de nubes generadas. Bajo un σ cercano a 0,2, la intensidad del colapso de burbujas fue máxima, favoreciendo la formación de radicales hidroxilos ($\bullet\text{OH}$) y peróxido de hidrógeno in situ. La visualización del fenómeno mostró la transición de lámina a nube cavitante en la garganta de 2 mm del dispositivo Venturi, lo cual coincidió con la presión óptima de operación. Estos hallazgos permiten vincular directamente la geometría del sistema con la eficiencia del tratamiento, aspecto relevante para futuros escalados.

Al evaluar el comportamiento frente a contaminantes emergentes, se observó una reducción del 21,3 % para el ibuprofeno y del 14,4 % para los estrógenos después de 120 minutos de tratamiento en las condiciones optimizadas. En términos absolutos, la concentración de ibuprofeno disminuyó de 5 mg/L a 3,9 mg/L, mientras que la de estrógenos pasó de 2 mg/L a 1,7 mg/L. El ajuste cinético indicó una degradación de pseudo-primer orden, con constantes de velocidad de $2,0 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$ para ibuprofeno y $1,3 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$ para estrógenos. La diferencia en el comportamiento se relaciona con la mayor reactividad del anillo aromático activado del ibuprofeno frente a la estabilidad de la estructura esteroidea de los estrógenos.

La comparación con experiencias reportadas en la literatura confirma que los valores alcanzados son coherentes con procesos de cavitación en matrices reales, donde la presencia de sólidos suspendidos y materia orgánica natural atenúa la disponibilidad de radicales libres. Mientras que en aguas sintéticas se han planteado remociones de ibuprofeno superiores al 60 % en una hora, en este caso la reducción fue inferior al 25 %, lo que refleja el desafío que impone la complejidad de las aguas residuales domésticas. No obstante, la evidencia obtenida confirma la capacidad del proceso para iniciar rutas de degradación que, integradas con otros métodos

avanzados, podrían mejorar sustancialmente la eliminación de contaminantes emergentes.

Además de la materia orgánica, el tratamiento con cavitación hidrodinámica- H_2O_2 produjo cambios medibles en los demás parámetros: los sólidos suspendidos totales disminuyeron de 205 a 136 mg/L (-33,7 %), aunque aún por encima del límite normativo, y los sólidos suspendidos volátiles bajaron de 141 a 94 mg/L (-33,3 %); los sólidos sedimentables se redujeron de 8 a 7 mL/L (12,5 %), permaneciendo por encima de 5 mL/L, lo que sugiere la necesidad de un pulido de clarificación posterior; en nutrientes, los nitratos y nitritos se mantuvieron por debajo de los límites de detección tanto en el afluente como en el efluente (<0,5 mg/L y <0,015 mg/L, respectivamente), el nitrógeno total descendió de 27,1 a 21,5 mg/L ($\approx$ 20,6 %) y los fosfatos de 5,98 a 5,80 mg/L ($\approx$ 3 %); el pH del efluente quedó en 3,4 por operar en condiciones ácidas (fuera del rango 6–9), mientras que la temperatura se mantuvo en 28 °C, dentro del límite <40 °C.

Las implicaciones de estos resultados son relevantes desde el punto de vista técnico y ambiental. La reducción de la DQO a niveles inferiores a 100 mg/L bajo condiciones de laboratorio sugiere que el sistema puede aplicarse en escenarios reales con ajustes operativos razonables. La disminución parcial de contaminantes emergentes, aunque limitada, abre la posibilidad de explorar configuraciones híbridas, por ejemplo, combinando la cavitación con ozonización, foto-Fenton o biorreactores de membrana. Estas alternativas podrían potenciar la degradación de moléculas persistentes y garantizar una mejora integral en la calidad de los efluentes.

De manera prospectiva, se recomienda avanzar hacia ensayos en planta piloto con tiempos de operación prolongados y caudales superiores a 1 m³/h, de modo que se

evalúe el consumo energético específico y la estabilidad del proceso bajo variaciones de carga contaminante.

Igualmente, es fundamental profundizar en el análisis de los subproductos generados durante la oxidación, incorporando técnicas cromatográficas y bioensayos de toxicidad que permitan establecer si la reducción de las moléculas parentales se traduce en un beneficio ambiental neto. La validación de estos aspectos será determinante para la adopción de la cavitación hidrodinámica como una alternativa sostenible dentro de los sistemas de tratamiento de aguas residuales en Colombia y la región.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Abbasi, E., Saadat, S., Karimi Jashni, A., & Shafaei, M. H. (2020). A novel method for optimization of slit Venturi dimensions through CFD simulation and RSM design. *Ultrasonics Sonochemistry*, 67, 105088. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2020.105088>
- Agudelo-Valencia, D., Serna-Galvis, E. A., & Torres-Palma, R. A. (2022). Hydrodynamic cavitation as an advanced oxidation process for wastewater treatment: Mechanisms, parameters, and synergistic effects. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(18), 26820-26841. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16912-9>
- Alam, M.-U., Ferdous, S., Ercumen, A., Lin, A., Kamal, A., Luies, S. K., Sharior, F., Khan, R., Rahman, M. Z., Parvez, S. M., Amin, N., Tadesse, B. T., Moushomi, N. A., Hasan, R., Taneja, N., Islam, M. A., & Rahman, M. (2021). Effective Treatment Strategies for the Removal of Antibiotic-Resistant Bacteria, Antibiotic-Resistance Genes, and Antibiotic Residues in the Effluent From Wastewater Treatment Plants Receiving Municipal, Hospital, and Domestic Wastewater: Protocol for a Systematic Review. *JMIR Research Protocols*, 10(11), e33365. <https://doi.org/10.2196/33365>
- Alves, P. H. L., Silva, P. de S. L., Ferreira, D. C., & Gonçalves, J. C. de S. I. (2019). COD removal from sucrose solution using hydrodynamic cavitation and hydrogen peroxide: A comparison between Venturi device and orifice plate.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 24, 1-8.

<https://doi.org/10.1590/2318-0331.241920180147>

APHA, W., AWWA. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23rd ed.). American Public Health Association.

Ayedi, K. & others. (2024). Application of hybrid oxidative processes based on hydrodynamic cavitation and ozone. *Environmental Systems Research*.

Ayedi Karima, Innocenzi Valentina, & Prisciandaro Marina. (2023). Combined Hydrodynamic Cavitation-based Processes as an Efficient Treatment Approach for Real Textile Industrial Wastewater. *Chemical Engineering Transactions*, 100, 181-186. <https://doi.org/10.3303/CET23100031>

Badawy, M. I., Wahaab, R. A., & El-Kalliny, A. S. (2009). Fenton-biological treatment processes for the removal of some pharmaceuticals from industrial wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 167(1-3), 567-574. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.01.023>

Bayona, M. A. A. (s. f.). *ANÁLISIS DE LA OCURRENCIA DE CONTAMINANTES EMERGENTES (GLIFOSATO, PARAQUAT E IBUPROFENO) EN FUENTES SUPERFICIALES Y EN AGUA POTABLE DE CÚCUTA - NORTE DE SANTANDER, Y SU REMOCIÓN UTILIZANDO TECNOLOGIA DE MEMBRANAS*.

Brosler, P., Girão, A. V., Silva, R. F., Tedim, J., & Oliveira, F. J. (2023). Electrochemical Advanced Oxidation Processes Using Diamond Technology:

- A Critical Review. *Environments*, 10(2), 15.
<https://doi.org/10.3390/environments10020015>
- Cao, Y. & others. (2024). Synergistic degradation by HC + H₂O₂/Vit-C. *ACS Omega*.
- Crini, G., & Lichtfouse, E. (2019). Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. *Environmental Chemistry Letters*, 17(1), 145-155.
<https://doi.org/10.1007/s10311-018-0785-9>
- Cruz-Alcalde, A., Sans, C., & Esplugas, S. (2020). Advanced oxidation processes for the removal of pharmaceuticals from water: An updated review. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 24, 38-47.
<https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2020.02.005>
- De-Nasri, S. J. & others. (2022). Quantifying OH radical generation in hydrodynamic cavitation. *Chemosphere*.
- Deng, D., Huang, T., Li, Q., Huang, Y., Sun, Y., Liang, J., & Li, J. (2024). Treatment of Coking Wastewater Using Hydrodynamic Cavitation Coupled with Fenton Oxidation Process. *Molecules*, 29(5), 1057.
<https://doi.org/10.3390/molecules29051057>
- Doğruel, S., Balcioğlu, İ. A., & Orhon, D. (2020). Removal of pharmaceuticals and personal care products in activated sludge systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(16), 19754-19766.
<https://doi.org/10.1007/s11356-020-08329-2>
- Dular, M., Griessler-Bulc, T., Gutierrez-Aguirre, I., Heath, E., Kosjek, T., Krivograd Klemenčič, A., Oder, M., Petkovšek, M., Rački, N., Ravnikar, M., Šarc, A.,

- Širok, B., Zupanc, M., Žitnik, M., & Kompare, B. (2016). Use of hydrodynamic cavitation in (waste)water treatment. *Ultrasonics Sonochemistry*, 29, 577-588. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2015.10.010>
- Ebrahiem, E. E., Al-Maghrabi, M. N., & Mobarki, A. R. (2017). Removal of organic pollutants from industrial wastewater by applying photo-Fenton oxidation technology. *Arabian Journal of Chemistry*, 10(S2), S1674-S1679. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.06.012>
- Fahad, S., Wang, J., Xu, Z., & Liu, Y. (2019). Water pollution: Sources, effects, and control. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 18(2), 123-142. <https://doi.org/10.1007/s11157-019-09500-2>
- Fedorov, K., Dinesh, K., Sun, X., Darvishi Cheshmeh Soltani, R., Wang, Z., Sonawane, S., & Boczkaj, G. (2022). Synergistic effects of hybrid advanced oxidation processes (AOPs) based on hydrodynamic cavitation phenomenon – A review. *Chemical Engineering Journal*, 432, 134191. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.134191>
- Gagol, M., Przyjazny, A., & Boczkaj, G. (2018a). Application of hydrodynamic cavitation in environmental engineering: A review. *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification*, 128, 103-117. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2018.04.004>
- Gagol, M., Przyjazny, A., & Boczkaj, G. (2018b). Hydrodynamic cavitation as a novel advanced oxidation technology for the removal of pharmaceuticals from

- water. *Chemical Engineering Journal*, 338, 599-615.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.12.152>
- Gallego-Ríos, S. E., & Peñuela, G. A. (2021). Evaluation of ibuprofen and diclofenac in the main rivers of Colombia and striped catfish *Pseudoplatystoma magdaleniatum*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(4), 210.
<https://doi.org/10.1007/s10661-021-08922-5>
- Galloni, M. G., Fabbrizio, V., Giannantonio, R., Falletta, E., & Bianchi, C. L. (2025). Applications and applicability of the cavitation technology. *Current Opinion in Chemical Engineering*, 48, 101129.
<https://doi.org/10.1016/j.coche.2025.101129>
- Giannakis, S., Rtimi, S., & Pulgarin, C. (2020). UV-based advanced oxidation processes for wastewater treatment: Emerging trends and challenges. *Chemical Engineering Journal*, 377, 119290.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.07.179>
- Gogate, P. R., & Pandit, A. B. (2023). Hydrodynamic cavitation based hybrid techniques for wastewater treatment: Current status and perspectives. *Ultrasonics Sonochemistry*, 92, 106264.
<https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2023.106264>
- Gozzi, F., Esplugas, S., & Giménez, J. (2021). Ibuprofen degradation pathways under ozonation and advanced oxidation: Transformation products and toxicity evaluation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6), 106556. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106556>

- Huang, A., Yan, M., Lin, J., Xu, L., Gong, H., & Gong, H. (2021). A Review of Processes for Removing Antibiotics from Breeding Wastewater. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(9), 4909. <https://doi.org/10.3390/ijerph18094909>
- ICONTEC. (2014). *Gestión ambiental. Calidad del agua. Determinación del carbono orgánico total (COT) por combustión catalítica de alta temperatura*. Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación.
- ICONTEC. (2022). *NTC-ISO 5667-10:2022. Calidad del agua—Muestreo—Parte 10: Directrices para el muestreo de aguas residuales*. Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC).
- International Conference on Harmonisation. (2005). *Q2(R1) Validation of Analytical Procedures: Text and Methodology*. <https://database.ich.org/sites/default/files/Q2%28R1%29%20Guideline.pdf>
- Joshi, S. M., & Gogate, P. R. (2019). Intensification of industrial wastewater treatment using hydrodynamic cavitation combined with advanced oxidation at operating capacity of 70 L. *Ultrasonics Sonochemistry*, 52, 375-381. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2018.12.016>
- Jurado, A., Vazquez, F., & Barcelo, D. (2021). Photodegradation and transformation products of estrogens in aquatic environments: A review. *Science of the Total Environment*, 768, 144507. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144507>
- Kamath, D., Mezyk, S. P., & Minakata, D. (2018). Elucidating the Elementary Reaction Pathways and Kinetics of Hydroxyl Radical-Induced Acetone

Degradation in Aqueous Phase Advanced Oxidation Processes. *Environmental Science & Technology*, 52(14), 7763-7774. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00582>

Khalidi-Idrissi, A., Souabi, S., Madinzi, A., Aysegul, P., Chatoui, M., Mouhir, L., Kadmi, Y., Kurniawan, T. A., & Anouzla, A. (2024). Recent advances in the treatment of wastewater contaminated with pharmaceutical pollutants: A critical review. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 9(1), 23-47. <https://doi.org/10.1007/s41207-023-00422-x>

Kidd, K. A., Blanchfield, P. J., Mills, K. H., Palace, V. P., Evans, R. E., Lazorchak, J. M., & Flick, R. W. (2007). Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(21), 8897-8901. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609568104>

Kokkinos, P., Venieri, D., & Mantzavinos, D. (2021). Advanced oxidation processes for water and wastewater viral disinfection: A systematic review. *Food and Environmental Virology*, 13(3), 283-302. <https://doi.org/10.1007/s12560-021-09481-1>

Kolpin, D. W., Furlong, E. T., Meyer, M. T., Thurman, E. M., Zaugg, S. D., Barber, L. B., & Buxton, H. T. (2002). Pharmaceuticals, Hormones, and Other Organic Wastewater Contaminants in U.S. Streams, 1999–2000: A National Reconnaissance. *Environmental Science & Technology*, 36(6), 1202-1211. <https://doi.org/10.1021/es011055j>

- Korpe, S., Bethi, B., Sonawane, S. H., & Jayakumar, K. V. (2019). Tannery wastewater treatment by cavitation combined with advanced oxidation process (AOP). *Ultrasonics Sonochemistry*, 59, 104723. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2019.104723>
- Koul, B., Yadav, D., Singh, S., Kumar, M., & Song, M. (2022). Insights into the Domestic Wastewater Treatment (DWWT) Regimes: A Review. *Water*, 14(21), 3542. <https://doi.org/10.3390/w14213542>
- Kravtsova, A. Yu., Markovich, D. M., Pervunin, K. S., Timoshevskiy, M. V., & Hanjalić, K. (2014). High-speed visualization and PIV measurements of cavitating flows around a semi-circular leading-edge flat plate and NACA0015 hydrofoil. *International Journal of Multiphase Flow*, 60, 119-134. <https://doi.org/10.1016/j.ijmultiphaseflow.2013.12.004>
- Kumar, R., Singh, V., & Sharma, A. (2023). Hydrodynamic cavitation assisted degradation of pharmaceuticals: Performance and ecotoxicity assessment. *Science of the Total Environment*, 858, 159862. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159862>
- Lakshmi, N. J., Agarkoti, C., Gogate, P. R., & Pandit, A. B. (2022). Acoustic and hydrodynamic cavitation-based combined treatment techniques for the treatment of industrial real effluent containing mainly pharmaceutical compounds. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(5), 108349. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108349>

- Liu, Y., Fan, H., Wu, D., Chen, H., Feng, K., Zhao, C., & Wu, D. (2020). Experimental investigation of the dynamic cavitation behavior and wall static pressure characteristics through convergence–divergence Venturis with various divergence angles. *Scientific Reports*, 10, 14172. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-68317-3>
- Long, X., Zhang, J., Wang, J., Xu, M., Lyu, Q., & Ji, B. (2017). Experimental investigation of the global cavitation dynamic behavior in a Venturi tube with special emphasis on the cavity length variation. *International Journal of Multiphase Flow*, 89, 290-298. <https://doi.org/10.1016/j.ijmultiphaseflow.2016.11.004>
- Mahamuni, N. N., & Pandit, A. B. (2021). Hydrodynamic cavitation combined with oxidants for wastewater treatment: Synergies and mechanisms. *Ultrasonics Sonochemistry*, 70, 105302. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2020.105302>
- Mancuso, G., Langone, M., & Andreottola, G. (2020). A critical review of the current technologies in wastewater treatment plants by using hydrodynamic cavitation process: Principles and applications. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 18(1), 311-333. <https://doi.org/10.1007/s40201-020-00444-5>
- Meng, C., Meng, M., Sun, X., Gu, C., Zou, H., & Li, X. (2022). Rapid Degradation of Chlortetracycline Using Hydrodynamic Cavitation with Hydrogen Peroxide. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(7), 4167. <https://doi.org/10.3390/ijerph19074167>

- Mukherjee, A., Mullick, A., Teja, R., Vadthya, P., Roy, A., & Moulik, S. (2020). Performance and energetic analysis of hydrodynamic cavitation and potential integration with existing advanced oxidation processes: A case study for real life greywater treatment. *Ultrasonics Sonochemistry*, 66, 105116. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2020.105116>
- Mukherjee, D., Mullick, A., Vadthya, P., & others. (2020). A review on advanced oxidation processes for the treatment of industrial wastewater. *Environmental Technology & Innovation*, 20, 101151. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101151>
- Musmarra, D., Prisciandaro, M., Capocelli, M., Karatza, D., Iovino, P., Canzano, S., & Lancia, A. (2016). Degradation of ibuprofen by hydrodynamic cavitation: Reaction pathways and effect of operational parameters. *Ultrasonics Sonochemistry*, 29, 76-83. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2015.09.002>
- Muszyńska, J., Gawdzik, J., & Sikorski, M. (2019). The effect of sodium percarbonate dose on the reduction of organic compounds in landfill leachate. *E3S Web of Conferences*, 86, 00002. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20198600002>
- Noshadi, E., Changizian, M., & Behbahani-Nejad, M. (2025). Enhancing wastewater treatment efficiency through hydrodynamic cavitation and advanced oxidation processes: Experimental insights and comparative analysis. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 166, 105604. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2024.105604>

- Odehnalová, K., Přibilová, P., Maršálková, E., Zezulka, Š., Pochylý, F., Rudolf, P., & Maršálek, B. (2023). Hydrodynamic cavitation-enhanced activation of sodium percarbonate for estrogen removal. *Water Science and Technology*, 88(11), 2905-2919. <https://doi.org/10.2166/wst.2023.246>
- Oturan, M. A., & Aaron, J. J. (2014). Electro-Fenton process: New trends for wastewater treatment. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(14), 8336-8367. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2854-1>
- Palomino Seguil, M., Rodríguez, J., & Sánchez, P. (2022). Caracterización de aguas residuales domésticas y su tratamiento: Parámetros clave y desafíos actuales. *Revista de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 27(3), 145-154. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522022273345>
- Palomino Seguil, Y., Vilchez Garay, L., Matencios Cortez, C., Cornejo Tueros, J., Camargo Hinostroza, S., & Canales Guerra, V. (2022). Systematic Review of the Efficiency of Aquatic Plants in the Wastewater Treatment. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1009(1), 012004. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1009/1/012004>
- Panda, D. & others. (2020). Controlled Hydrodynamic Cavitation: A Review of Recent Advancements. *Processes*.
- Patel, A., Prajapati, A., & Shah, M. (2021). Degradation of diclofenac using hydrodynamic cavitation combined with hydrogen peroxide. *Journal of Water Process Engineering*, 44, 102375. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102375>

- Patil, Y. & others. (2023). Hybrid hydrodynamic cavitation (HC) for treatment of lake water. *Scientific Reports*.
- Pelz, P. F., Keil, T., & Groß, T. F. (2017). The transition from sheet to cloud cavitation. *Journal of Fluid Mechanics*, 817, 439-454. <https://doi.org/10.1017/jfm.2017.75>
- Pérez-Estrada, L. A., Malato, S., & Oller, I. (2020). Ozonation by-products of estrogens in water: Formation, identification and toxicity assessment. *Water Research*, 172, 115531. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115531>
- Poleto, C., Soeira, T. V. R., Araujo, M. N., Gonçalves, J. C. de S. I., Rezende, E. G. F. de, Cappa, O. A. P., Ferreira, D. C., & Rocha, V. C. (2020). Removal of natural organic matter in waters using hydrodynamic cavitation and hydrogen peroxide (HC-H₂O₂). *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental (REGETA)*, 24, e29. <https://doi.org/10.5902/2236117062708>
- Přibilová, P., Odehnalová, K., Rudolf, P., Pochylý, F., Zezulka, Š., Maršálová, E., Opatřilová, R., & Maršálek, B. (2022). Rapid AOP method for estrogens removal via persulfate activated by hydrodynamic cavitation. *Water*, 14(23), 3816. <https://doi.org/10.3390/w14233816>
- Priyadarshini, M., Das, I., Ghangrekar, M. M., & Blaney, L. M. (2022). Advanced oxidation processes: Performance, advantages, and scale-up of emerging technologies. *Journal of Environmental Management*, 316, 115295. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115295>

- Qiao, Y., Wang, C., Jiang, Y., Feng, X., Wang, K., Xiong, J., Jia, M., & Jin, R. (2023). Pretreatment of landfill leachate using hydrodynamic cavitation at basic pH condition. *Processes*, 11(10), 3014. <https://doi.org/10.3390/pr11103014>
- Racz, L., & Goel, R. K. (2010). Fate and removal of estrogens in municipal wastewater. *J. Environ. Monit.*, 12(1), 58-70. <https://doi.org/10.1039/B917298J>
- Ranade, V. V. (2022). Modeling of Hydrodynamic Cavitation Reactors: Reflections on Present Status and Path Forward. *ACS Engineering Au*, 2(6), 461-476. <https://doi.org/10.1021/acsengineeringau.2c00025>
- Randhavane Shrikant, B., & Khambete, A. K. (2017). Hydrodynamic Cavitation: A Novel Treatment Approach. *Materials Today: Proceedings*, 4(9), 9680-9684. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2017.06.246>
- Rekhate, C. V., & Srivastava, J. K. (2020). A review on application of cavitation in degradation of pollutants in wastewater. *Journal of Environmental Management*, 281, 111918. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111918>
- Roberts, P., & Thomas, K. (2006). The occurrence of selected pharmaceuticals in wastewater effluent and surface waters of the lower Tyne catchment. *Science of The Total Environment*, 356(1-3), 143-153. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.04.031>
- Rodríguez, L. A. (2030). *DIRECTIVOS DEPARTAMENTO NACIONAL DE PLANEACIÓN (DNP)*.

- Saputra, E., Muhammad, S., Sunarso, J., & Wang, S. (2021). Synergistic effect of hydrodynamic cavitation and ozonation in the degradation of organic pollutants in water: Fundamentals and recent applications. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(5), 106179. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106179>
- Šarc, A., Stepišnik-Perdih, T., Petkovšek, M., & Dular, M. (2017). The issue of cavitation number value in studies of water treatment by hydrodynamic cavitation. *Ultrasonics Sonochemistry*, 34, 51-59. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2016.05.018>
- Sharma, V. K., Feng, M., & Zhang, X. (2020). Degradation of pharmaceuticals in water by advanced oxidation processes: Kinetics, pathways and comparative assessment. *Environmental Research*, 182, 109091. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.109091>
- Song, Y., Guan, S., Wang, Y., Zhang, C., Liu, J., & Zhang, L. (2025). The application of hydrodynamic cavitation technology and the synergistic effect of hybrid advanced oxidation processes: A review. *Water Science and Technology*, 92(2), 301-325. <https://doi.org/10.2166/wst.2025.102>
- Song, Y., Hou, R., Zhang, W., & Liu, J. (2022). Hydrodynamic cavitation as an efficient water treatment method for various sewage:- A review. *Water Science and Technology*, 86(2), 302-320. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.201>

- Thanekar, P., Garg, S., & Gogate, P. R. (2020). Hybrid Treatment Strategies Based on Hydrodynamic Cavitation, Advanced Oxidation Processes, and Aerobic Oxidation for Efficient Removal of Naproxen. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 59(9), 4058-4070. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.9b01395>
- Varrassi, G., Pergolizzi, J. V., Dowling, P., & Paladini, A. (2020). Ibuprofen Safety at the Golden Anniversary: Are all NSAIDs the Same? A Narrative Review. *Advances in Therapy*, 37(1), 61-82. <https://doi.org/10.1007/s12325-019-01144-9>
- Verma, K., Suryakant, V., & Moholkar. (2025). Intensification of industrial wastewater treatment using hydrodynamic cavitation-based hybrid ternary advanced oxidation processes. *Chemical Engineering Research and Design*, 219, 91-99. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2025.05.054>
- Vieno, N. M., Härkki, H., Tuhkanen, T., & Kronberg, L. (2007). Occurrence of Pharmaceuticals in River Water and Their Elimination in a Pilot-Scale Drinking Water Treatment Plant. *Environmental Science & Technology*, 41(14), 5077-5084. <https://doi.org/10.1021/es062720x>
- Wang, J., Liu, B., Chen, J., & Li, S. (2021). Enhanced catalytic ozonation of ibuprofen using a 3D structured catalyst with MnO₂ nanosheets on carbon microfibers. *RSC Advances*, 11(13), 7568-7576. <https://doi.org/10.1039/D0RA10344E>

- Wang, J., & Zhuan, R. (2021). Fenton processes as effective technologies for wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105701. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105701>
- Warade, A. R., Shinde, G. B., Gaikwad, R. W., Hakke, V. S., Sonawane, S. H., & Lingayat, A. (2023). Intensification of pharmaceutical wastewater treatment using hydrodynamic cavitation process. *Materials Today: Proceedings*, 77, 692-697. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.11.355>
- Watkinson, A. J., Murby, E. J., & Costanzo, S. D. (2007). Removal of antibiotics in conventional and advanced wastewater treatment: Implications for environmental discharge and wastewater recycling. *Water Research*, 41(18), 4164-4176. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.04.005>
- Wu, H., Zhang, L., & Li, Y. (2019). Photocatalytic degradation of ibuprofen by UV/percarbonate system: Reaction kinetics and mechanisms. *Chemical Engineering Journal*, 370, 352-360. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.03.001>
- Yeneneh, A. M., Al Balushi, K., Jafary, T., & Al Marshudi, A. S. (2024). Hydrodynamic Cavitation and Advanced Oxidation for Enhanced Degradation of Persistent Organic Pollutants: A Review. *Sustainability*, 16(11), 4601. <https://doi.org/10.3390/su16114601>
- Yeneneh, A. M. & others. (2024). Hydrodynamic Cavitation and Advanced Oxidation for Treatment of Persistent Organic Pollutants: A Review. *Sustainability*.
- Zampeta, C., Bertaki, K., Triantaphyllidou, I.-E., Frontistis, Z., Koutsoukos, P. G., & Vayenas, D. V. (2022). Pilot-scale hybrid system combining hydrodynamic

- cavitation and sedimentation for the decolorization of industrial inks and printing ink wastewater. *Journal of Environmental Management*, 302, 114108. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114108>
- Zhang, L., Zhang, G., Ge, M., & Coutier-Delgosha, O. (2020). Experimental Study of Pressure and Velocity Fluctuations Induced by Cavitation in a Small Venturi Channel. *Energies*, 13(24), 6478. <https://doi.org/10.3390/en13246478>
- Zhang, X., Guo, W., Ngo, H. H., Wen, H., Li, N., & Wu, W. (2016). Performance evaluation of powdered activated carbon for removing 28 types of antibiotics from water. *Journal of Environmental Management*, 172, 193-200. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.038>
- Zhou, N., Liu, K., Li, W., & Zhong, W. (2020). Effect of water matrix components on the degradation of pharmaceuticals by advanced oxidation processes: A review. *Science of The Total Environment*, 707, 136121. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136121>
- Zinicovscaia, I. (2016). Conventional Methods of Wastewater Treatment. En I. Zinicovscaia & L. Cepoi (Eds.), *Cyanobacteria for Bioremediation of Wastewaters* (pp. 17-25). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-26751-7_3
- Zupanc, M., Kosjek, T., Petkovšek, M., Dular, M., Kompare, B., Širok, B., Blažeka, Ž., & Heath, E. (2013). Removal of pharmaceuticals from wastewater by biological processes, hydrodynamic cavitation and UV treatment. *Ultrasonics*

Sonochemistry, 20(4), 1104-1112.

<https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2012.12.003>

**ANEXO 1. RESULTADOS ESTANDARIZACIÓN Y VALIDACIÓN DE
MÉTODOS ESPECTROFOTOMÉTRICOS PARA LA CUANTIFICACIÓN DE
IBUPROFENO Y ESTRÓGENOS**