

**IMPLEMENTACIÓN Y EVALUACIÓN DE UN PROTOTIPO DE OZONIZACIÓN
CATALÍTICA A ESCALA PILOTO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS**

**DANIELA VARGAS MARIN
GUILLERMO ANDRES QUIÑONES CORTES**



**UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA
CALI, COLOMBIA**

2025

**IMPLEMENTACIÓN Y EVALUACIÓN DE UN PROTOTIPO DE OZONIZACIÓN
CATALÍTICA A ESCALA PILOTO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS**

**DANIELA VARGAS MARIN
GUILLERMO ANDRES QUIÑONES CORTES**

**PROYECTO DE GRADO PRESENTADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERO/A QUÍMICO/A**

DIRECTORES:

**Dr. Ing. JOSE ANTONIO LARA RAMOS
Dr. Ing. FIDERMAN MACHUCA MARTINEZ**

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA
CALI, COLOMBIA**

2025

RESUMEN

La ozonización catalítica (OC) a escala piloto es una tecnología que pertenece a los procesos avanzados de oxidación (POAs). Sin embargo, son pocos los trabajos reportados en la literatura. Por lo que en este trabajo se evaluó el desempeño en dos casos. En el primero, el equipo se usó para tratar agua contaminada sintéticamente con ibuprofeno (IBP), mediante ozonización simple y catalizada con carbón activado (CA), encontrando que el uso del catalizador incrementa en un 11% la mineralización. Siendo el IBP un contaminante emergente (CE) representativo dentro de los fármacos que se identifican con frecuencia en los cuerpos de agua. En el segundo caso, el equipo se puso a prueba para el tratamiento complementario de agua residual, proveniente de una empresa manufacturera de alimentos. De esta manera, se evaluó la tecnología con dos tipos de agua: una solución modelo contaminada sintéticamente y un efluente complejo de carácter industrial, identificando sus limitaciones para tratar aguas más complejas. El equipo logró porcentajes de remoción del Carbono Orgánico Total por encima del 50% en la eliminación del IBP y reducciones de la Demanda Química de Oxígeno alrededor del 25% en el tratamiento del agua residual, demostrando resultados técnicos prometedores. Finalmente, se realizó una evaluación técnico-económica del equipo. En un caso hipotético, se estimó un costo de tratamiento de agua residual de \$1 658 COP por metro cúbico, considerando un ahorro aproximado de \$209 869 898 COP por sanciones ambientales evitadas. Además, se destacaron las ventajas de la ozonización, tales como su alto potencial oxidante y eficacia de remoción, frente a otros procesos oxidativos como los que emplean hipoclorito de sodio al 15% y peróxido de hidrogeno.

Palabras clave: Contaminantes emergentes, Ibuprofeno, Ozonización catalítica, Carbón activado.

TABLA DE CONTENIDO

	Pág.
1. INTRODUCCIÓN.....	9
2. MARCO TEÓRICO	11
2.1. IBUPROFENO COMO CONTAMINANTE EMERGENTE.....	11
2.2. PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADOS	13
2.3. OZONIZACIÓN CATALÍTICA	15
2.4. PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA.....	18
2.5. NORMATIVA	19
2.5.1. Colombia.....	19
2.5.2. Normativa internacional.....	20
3. ANTECEDENTES	21
3.1. PRESENCIA DEL IBP EN CUERPOS DE AGUA	21
3.2. MÉTODOS DE ELIMINACIÓN.....	22
3.3. OZONIZACIÓN CATALIZADA CON CARBÓN ACTIVADO.....	24
3.4. OZONIZACIÓN EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES	25
4. METODOLOGÍA.....	27
4.1. DETERMINACIÓN DEL OZONO EN LA CORRIENTE GASEOSA.....	27
4.2. IMPLEMENTACIÓN DEL CATALIZADOR	29
4.3. EVALUACIÓN DEL EQUIPO PARA ELIMINAR IBP.....	30
4.3.1. Fase exploratoria en laboratorio	31
4.3.2. Pruebas con la unidad piloto	32
4.4. EVALUACIÓN DEL EQUIPO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DE UNA EMPRESA MANUFACTURERA DE ALIMENTOS.....	33
4.5. ANÁLISIS TÉCNICO ECONÓMICO	34
4.5.1. Procedimiento sancionatorio (Ley 1333/2009).....	35

4.5.2.	<i>Metodología para la tasación de multas (Resolución 2086/2010)</i>	36
4.5.3.	<i>Costo de capital (CAPEX)</i>	37
4.5.4.	<i>Costo de operación</i>	37
4.5.5.	<i>Costos energéticos</i>	38
4.5.6.	<i>Análisis de rentabilidad</i>	38
4.5.7.	<i>Análisis Comparativo del Ozonizador con Otras Tecnologías</i>	41
5.	RESULTADOS Y ANÁLISIS	43
5.1.	PRODUCCIÓN DE OZONO EN LA FASE GAS	43
5.2.	TRATAMIENTO DE AGUA CONTAMINADA CON IBP	44
5.2.1.	<i>Fase exploratoria</i>	44
5.2.2.	<i>Desempeño del equipo</i>	45
5.2.3.	<i>Efecto del Carbón Activado</i>	48
5.2.4.	<i>Consideraciones sobre la temperatura</i>	51
5.3.	TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL REAL	52
5.4.	ANÁLISIS TÉCNICO ECONÓMICO	54
5.4.1.	<i>Tasación de sanción (Beneficio monetario)</i>	54
5.4.2.	<i>Costos de inversión y operación</i>	57
5.4.3.	<i>Análisis de rentabilidad</i>	59
5.4.4.	<i>Análisis Comparativo de Tecnologías de Oxidación</i>	61
6.	CONCLUSIONES.....	63
7.	RECOMENDACIONES.....	64
	REFERENCIAS	65
	ANEXOS.....	81

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Características fisicoquímicas del IBP	12
Tabla 2. Comparación de procesos de oxidación avanzados, ventajas y desventajas.	14
Tabla 3. Límites de distintos parámetros generales de calidad del agua para aguas residuales provenientes de la industria alimentaria.	20
Tabla 4. Resultados encontrados sobre la remoción de IBP del agua mediante ozonización usando carbón activado como catalizador.	25
Tabla 5. Mediciones realizadas y resultados de la titulación yodo métrica para distintos caudales de ozono.	43
Tabla 6. Rangos de las variables fisicoquímicas a la entrada y salida del equipo.	54
Tabla 7. Variables para la tasación de multas ambientales.	55
Tabla 8. Cálculo final de la sanción económica aplicando la Resolución 2086/2010.	56
Tabla 9. Costo de inversión del prototipo de ozonización.	57
Tabla 10. Componentes del costo operativo OPEX.	58
Tabla 11. Análisis del Consumo y Costo de Energía Eléctrica por Escenario de Operación...59	
Tabla 12. Parámetros financieros clave y resultados de evaluación para mayo del 2025.	60
Tabla 13. Análisis comparativo técnico-económico de tecnologías de oxidación	62

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Distribución de catalizadores usados en OC homogénea y heterogénea.	15
Figura 2. Casos de interacción con el catalizador en la OC heterogénea. <i>Tomado de:</i> (Lara-Ramos, Machuca-Martinez, et al., 2021).....	16
Figura 3. Procedimiento experimental de la titulación yodométrica.....	28
Figura 4. Montaje experimental del proceso de oxidación de yoduro con ozono.....	28
Figura 5. Empaque de carbón activado ingresados al tanque contactor del equipo.	30
Figura 6. Montaje experimental de la fase exploratoria.	31
Figura 7. Planta piloto en funcionamiento por lotes para la degradación de IBP.	32
Figura 8. Equipo en las instalaciones de la empresa y pozo de agua residual.	34
Figura 9. Eficiencia de remoción del IBP (20 mg/L) a nivel laboratorio (100 mL de agua, inyección del O ₃ mediante burbujeo) para diferentes concentraciones de ozono.	45
Figura 10. Eficiencia de remoción de la unidad piloto (alrededor de 200 L de agua tratada, inyección del O ₃ mediante tubo Venturi) con diferentes concentraciones de O ₃	46
Figura 11. Remoción de COT del IBP mediante ozonización catalítica y no catalítica a lo largo del tiempo.	47
Figura 12. Tasas de remoción de COT del IBP mediante ozonización catalítica y no catalítica.	47
Figura 13. Cambio de temperatura durante el tiempo de operación.....	51
Figura 14. Remoción de DQO representativos entre junio y diciembre del 2024.	53

LISTA DE ANEXOS

Anexo A. Ficha técnica de la unidad piloto.	81
Anexo B. Resultados del diseño experimental en laboratorio.....	81
Anexo C. Informe con los objetivos de tratamiento del agua y su comparación con lo establecido por la norma.....	81
Anexo D. Excel costos energéticos y operativos de la planta piloto.....	81
Anexo E. Informe análisis económico para definir la rentabilidad.....	81
Anexo F. Reporte de análisis comparativo de costos, ventajas y desventajas.	81

1. INTRODUCCIÓN

La gestión de aguas residuales ha evolucionado con el tiempo enfrentando nuevos desafíos relacionados con la presencia de CE, provenientes de actividades humanas tales como el consumo de productos de higiene, productos farmacéuticos, de agricultura, entre otros (UNESCO, 2017). Los CE se depositan en cuerpos de agua, alterando los ecosistemas y afectando la calidad del agua potable, perjudicando así, a la vida acuática y humana, ya que pueden ser potencialmente cancerígenos, disruptores endocrinos y/o tóxicos (M. Kumar et al., 2023a). Estos compuestos se han detectado en diferentes partes del mundo en el orden de 10^{-3} ng L⁻¹ – 10^3 µg L⁻¹ (Morin-Crini et al., 2022).

En América latina, Colombia, junto con Chile, México y Brasil, está entre los países que más contribuyen a las investigaciones sobre la contaminación del agua con este tipo de compuestos orgánicos. Los fármacos se detectan con mayor frecuencia, principalmente en aguas residuales provenientes de hospitales y aguas superficiales de cuerpos de agua como el río Cauca (Sandoval et al., 2024). Su acumulación se debe a que los métodos convencionales de tratamiento de aguas no son eficaces para eliminarlos completamente, ya que generalmente los CE están presentes en pequeñas cantidades y tienen una naturaleza recalcitrante (R. Kumar et al., 2022).

En Colombia, de acuerdo con la Resolución 0631/2015, no existen límites de concentraciones máximas para los CE. Únicamente, la Resolución No 2115/2007 tiene regulaciones de la presencia de plaguicidas en el agua (Milquez Sanabria & Montagut, 2023). Aun así, dependiendo de las investigaciones realizadas, estos pueden ser candidatos a regulación futura.

Los países en desarrollo, con la falta de regulación y las tecnologías convencionales ineficaces dificultan la gestión adecuada de estos contaminantes. De acuerdo con la organización CEPAL y la UNESCO (2017), menos del 50% de las aguas residuales en América Latina son tratadas correctamente y más del 80% de las aguas residuales en el mundo son vertidas sin tratamiento previo a los cuerpos de agua. Esta situación es preocupante, ya que el vertimiento y acumulación de CE sin regulación, aunque se presenten en bajas concentraciones, puede resultar dañino para diversos organismos vivos (Khan et al., 2022).

En este contexto, los PAOs, han surgido como una alternativa de solución. Dentro de estos, la ozonización es una opción prometedora. El ozono (O_3) tiene un alto potencial oxidante de +2.07 V, superior al del cloro o el peróxido de hidrogeno (H_2O_2). Este convierte a los contaminantes en especies más biodegradables mediante radicales hidroxilos ($OH\cdot$) o ataque directo del O_3 (Lara-Ramos et al., 2021). También puede desinfectar, eliminar color, olor y sabor en el agua. Por otro lado, gran parte de los estudios encontrados en la literatura se realizan a escala de laboratorio. Existen pocos estudios técnico-económicos sobre el desempeño de la OC en entornos industriales (Angel-Ospina & Machuca-Martínez, 2021; Li et al., 2023).

La implementación de esta tecnología en plantas de tratamiento de aguas enfrenta desafíos técnicos, económicos y ambientales, debido a limitaciones en la transferencia de masa por la baja solubilidad del O_3 (0.105 g/100 mL (0°C)), la necesidad de catalizadores para incrementar la eficiencia, la posible generación de productos no deseados y un alto consumo energético. Además, la eficiencia de remoción depende de la concentración de los contaminantes, la interacción entre ellos y variables fisicoquímicas como el pH. Dada su complejidad, es crucial realizar pruebas locales que consideren las características específicas del agua y ajustar los parámetros de operación, para asegurar la remoción eficiente y económica de los contaminantes (J. Wang & Chen, 2020).

En el presente trabajo, se estudia una unidad piloto de ozonización, contribuyendo así al conocimiento sobre la aplicabilidad de esta tecnología en el contexto local. Se evaluó su desempeño en la degradación de IBP y se puso a prueba en el tratamiento de aguas residuales provenientes de una empresa manufacturera como método complementario.

Es importante mencionar que, en el marco teórico se explora la ozonización simple y catalítica. Además, se presentan conceptos claves relacionados al análisis de aguas. Luego, se presentan los antecedentes, en donde se indaga sobre la presencia del IBP en cuerpos de agua, métodos para su degradación y la aplicación de la OC. En la metodología se presenta la unidad piloto de ozonización y los procedimientos ejecutados para evaluar su desempeño en términos de parámetros fisicoquímicos. Finalmente, se presentan los resultados, las conclusiones y recomendaciones.

2. MARCO TEÓRICO

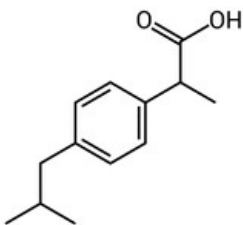
2.1. IBUPROFENO COMO CONTAMINANTE EMERGENTE

Los CE engloban una gran diversidad de compuestos químicos, tales como pesticidas, fármacos, y productos de cuidado personal. Al no ser removidos en plantas de tratamiento convencionales, su presencia es cada vez más común y se asocian con impactos ecológicos y riesgos para la salud (Peña-Guzmán et al., 2019). Entre ellos, los fármacos destacan por su uso generalizado y persistencia. Compuestos como el ibuprofeno, naproxeno, diclofenaco, acetaminofén y cafeína han sido identificados en cuerpos de agua, procedentes de fuentes como el uso doméstico, hospitales e industrias farmacéuticas. En Colombia, se han identificado 20 compuestos farmacéuticos, entre ellos analgésicos, antidepresivos y antibióticos, en concentraciones superiores a 1 µg/L en aguas residuales de regiones como Medellín, Bogotá, Tumaco y Florencia (Botero-Coy et al., 2018).

El IBP, un fármaco antiinflamatorio no esteroideo ampliamente utilizado para el tratamiento del dolor, la inflamación y la fiebre, es un compuesto representativo dentro de los fármacos. Se detecta con frecuencia en aguas superficiales a nivel mundial (Wada & Olawade, 2025), incluso en América Latina, donde se han identificado principalmente fármacos y productos de cuidado personal en los cuerpos de agua (Souza et al., 2022). Su estructura molecular del IBP se caracteriza por la presencia de un grupo ácido carboxílico (-COOH) unido a un anillo bencénico. Esta combinación le confiere propiedades hidrofóbicas y ácidas que afectan su comportamiento en medios acuosos y su interacción con otros compuestos.

La Tabla 1 muestra algunas propiedades fisicoquímicas del IBP. Su baja solubilidad en agua (21 mg L⁻¹) limita su biodisponibilidad y dificulta su eliminación mediante métodos convencionales. Presenta una toxicidad aguda moderada, con una dosis letal media (LD₅₀) de 800 mg kg⁻¹ en ratas, lo que representa un riesgo potencial para organismos acuáticos. Durante su degradación, puede formar 4-isobutilacetofenona, un subproducto aún más tóxico (Fidelis et al., 2023; Minella et al., 2019), con efectos adversos reportados en peces y microalgas (Chopra & Kumar, 2020). Además, su valor de pKa (4.9) indica que, a pH neutro o ligeramente básico, predomina su forma ionizada, lo que favorece un comportamiento hidrofílico (Ayati et al., 2023).

Tabla 1. Características fisicoquímicas del IBP

Estructura química	PKa	LD ₅₀ (mg kg ⁻¹)	Solubilidad en agua (mg L ⁻¹)
	4.9	800	21

Fuente: (Dolatimehr et al., 2024).

Los métodos convencionales, tales como la adsorción implementando CA y la biodegradación con microorganismos, aunque en algunos casos logran su remoción, presentan varias desventajas, resultando poco eficientes (Chopra & Kumar, 2020). Por esta razón, los PAOs se presentan como alternativa de solución implementados como métodos complementarios para mejorar la eficiencia de remoción, tanto del IBP como de los intermediarios generados por su degradación (Brillas, 2022).

2.2. PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADOS

Los POAs se caracterizan por la generación de especies reactivas de oxígeno, como los radicales hidroxilos, que son responsables de la oxidación y mineralización de los contaminantes. Entre ellos, se encuentran la fotocátalisis, la ozonización simple, OC, procesos Fenton, Foto-Fenton y procesos híbridos. Estos procesos pueden lograr una eliminación eficiente de CE en poco tiempo, lo cual es una ventaja clave frente a métodos convencionales de tratamiento de aguas (Jamil et al., 2024; M. Kumar et al., 2023b).

También enfrentan distintos desafíos tales como la mineralización incompleta, la generación de intermediarios parcialmente oxidados en el agua, generación de productos intermedios tóxicos (especialmente en la ozonización y la fotocátalisis), y altos consumos energéticos, en muchos casos derivados de la generación de luz UV (Wada & Olawade, 2025). En la Tabla 2 se comparan las ventajas y desventajas de los POAs más comunes.

A diferencia del proceso Foto-Fenton, que conlleva una producción de lodos y requiere la posterior eliminación de hierro residual, la ozonización no genera residuos sólidos significativos, lo que facilita su manejo operativo y reduce los costos de disposición. Además, puede llevarse a cabo sin necesidad de sistemas de irradiación UV artificial, como los requeridos por la fotocátalisis y el Foto-Fenton. Esto se traduce en una infraestructura más simple y menores requerimientos energéticos, además de mayor flexibilidad para adaptarse a distintos tipos de aguas residuales.

El O_3 es un gas triatómico, una forma alotrópica del oxígeno, con un color azulado distintivo a temperatura ambiente. Es considerablemente menos estable que el oxígeno atmosférico, por lo que debe ser generado según se necesite mediante un sistema generador. Se descompone rápidamente tanto en el aire como en el agua, lo que lo hace eficaz contra una amplia gama de contaminantes, de forma directa e indirecta. Directamente mediante O_3 molecular, indirectamente mediante radicales OH generados a partir de su descomposición (J. Wang & Chen, 2020). En la Tabla 3 se muestran algunas de sus propiedades fisicoquímicas.

Tabla 2. Comparación de procesos de oxidación avanzados, ventajas y desventajas.

Proceso	Ventajas	Desventajas	Ref
Ozonización	Reduce la turbidez causada por la sedimentación de partículas en suspensión. Su eficiencia incrementa de manera sencilla al adicionar H ₂ O ₂ o un catalizador. Desinfección y esterilización del agua	Generación de subproductos Poco efectivo contra compuestos con enlaces amida Alto consumo energético	(M. B. Ahmed et al., 2017) (Roslan et al., 2024)
Fenton, Foto-Fenton	Se logran porcentajes alto de degradación de los CE.	Producción excesiva de lodos. El número de aniones en las aguas residuales tratadas es significativo. Dependencia del pH	(Canciani et al., 2024; Roslan et al., 2024)
Fotocatálisis (TiO ₂)	La degradación ocurre incluso con contaminantes orgánicos persistentes en el ambiente. La velocidad de la reacción se acelera con el uso de un catalizador. El catalizador TiO ₂ es económico, químicamente estable y fácil de extraer.	El costo del proceso se incrementa al usar luces UV artificiales. Es un reto separar y reutilizar las partículas foto catalíticas en una suspensión tipo lodo.	(Roslan et al., 2024)

Adaptado de (M. Kumar et al., 2023a)

Tabla 3. Propiedades fisicoquímicas del ozono.

Propiedad	Unidades	Valor
Poder oxidante	V	+2.07
Peso molecular	g mol ⁻¹	48
Solubilidad en agua (@0 °C)	mg 100mL ⁻¹	0.105

Fuente: (J. Wang & Chen, 2020)

2.3. OZONIZACIÓN CATALÍTICA

La ozonización presenta varias ventajas entre las que destacan su simplicidad, propiedades desinfectantes y cortos tiempo de reacción. Sin embargo, su principal desventaja es que no logra una mineralización completa de los contaminantes, ya que el O_3 es selectivo con ciertos compuestos (Lara-Ramos, Machuca-Martinez, et al., 2021).

La OC, homogénea y heterogénea, surge para superar esta limitación, implementando catalizadores tales como óxidos metálicos (especialmente los basados en hierro) y catalizadores basados en carbón o zeolitas, en suspensión o como soporte (Malik et al., 2020). De acuerdo a lo presentado por (Lara-Ramos, Machuca-Martinez, et al., 2021), como se puede observar en la Figura 1, los catalizadores más usados en OC, entre los distintos métodos de implementación, son el carbón activado, la alúmina y los óxidos metálicos.

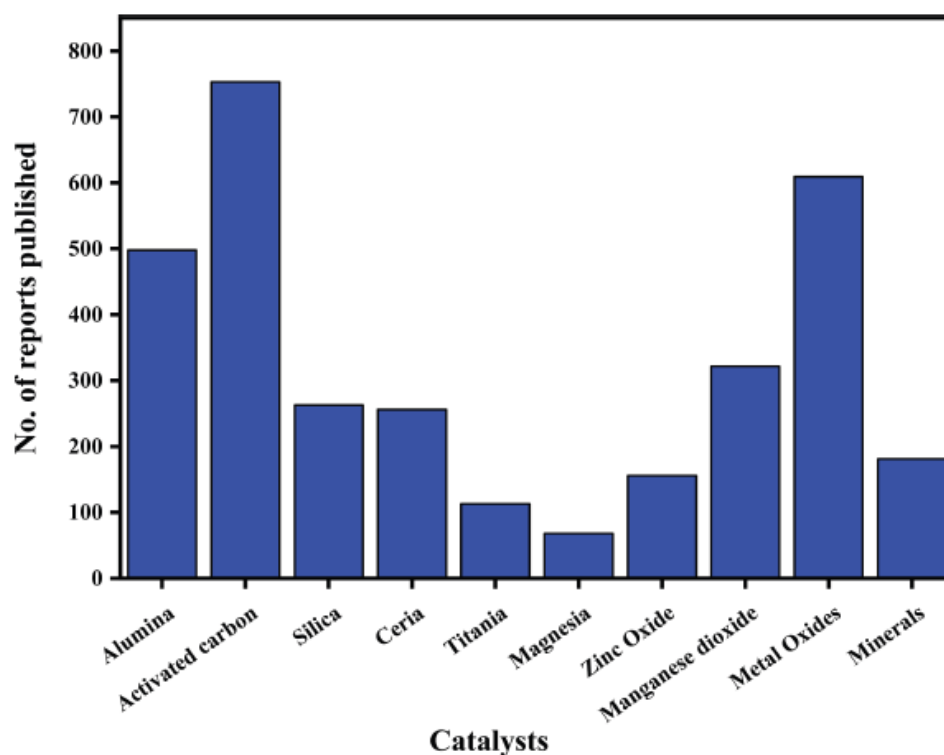


Figura 1. Distribución de catalizadores usados en OC homogénea y heterogénea.

Tomado de: (Lara-Ramos, Machuca-Martinez, et al., 2021)

El catalizador mejora la descomposición del O_3 en radicales hidroxilos, los cuales tienen un mayor potencial oxidante (+2.8 V) y son menos selectivos, incrementando la mineralización (Lara-Ramos, Diaz-Angulo, et al., 2021). Esto es importante ya que la desaparición del contaminante no asegura una baja toxicidad del agua, es posible la generación de subproductos más dañinos que el contaminante original, por lo que es necesario monitorear su presencia en el agua y asegurar un buen grado de mineralización, la cual consiste en la reducción de los compuestos a su forma más simple: CO_2 y H_2O .

La generación de los radicales hidroxilos ocurre por la descomposición del O_3 en la superficie del catalizador. El catalizador es efectivo cuando al menos una de las tres maneras que se muestran en la Figura 2 se da. De esta manera, la reacción con el contaminante puede ocurrir sobre la superficie del catalizador o en la matriz de agua.

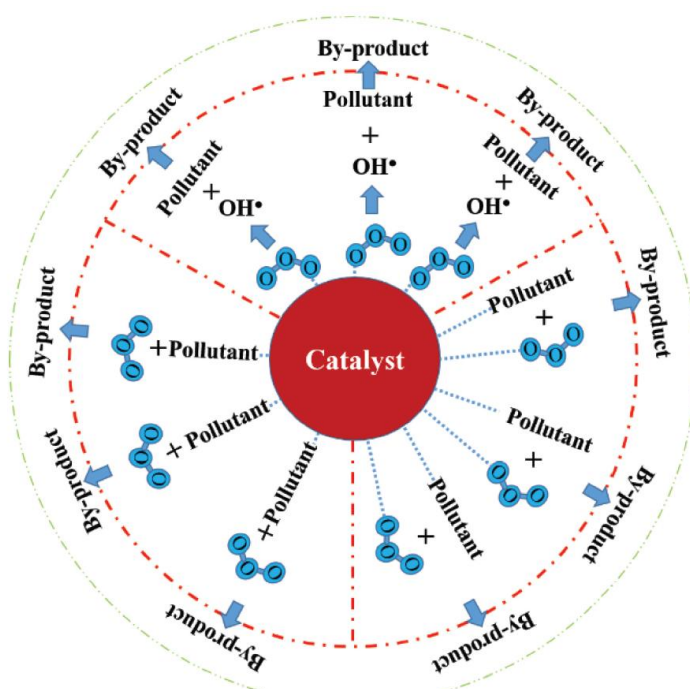
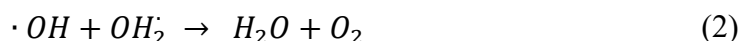
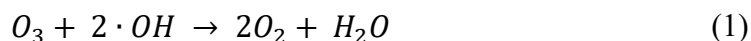


Figura 2. Casos de interacción con el catalizador en la OC heterogénea. *Tomado de:* (Lara-Ramos, Machuca-Martinez, et al., 2021)

Además del tipo de catalizador y su superficie, la eficiencia del proceso depende de otros factores operativos, los cuales se presentan a continuación.

Dosis de ozono. La OC es un proceso multifásico, incluyendo una fase gas, líquida e incluso sólida. En la fase gas, es importante considerar tanto la concentración del O₃ como su velocidad de flujo. Un exceso de O₃ puede ser contraproducente para la correcta degradación de los contaminantes, de acuerdo a las reacciones 1 y 2 (J. Wang & Bai, 2017), ya que puede reaccionar con radicales hidroxilos útiles. La eficiencia en el uso de O₃ impacta directamente sobre los costos y el desempeño del proceso.



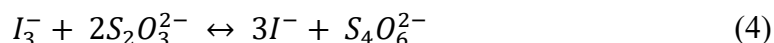
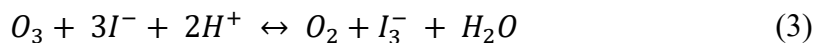
Dosis de catalizador. En general aumentar la dosis de catalizador incrementa los sitios activos y el área superficial disponible para que se den las reacciones. Sin embargo, un exceso puede causar efectos negativos sobre la eficiencia del proceso al disminuir la concentración del contaminante y O₃ por área, reduciendo la interacción efectiva con el catalizador (J. Wang & Bai, 2017; Ye et al., 2020). Además, la dosis de catalizador puede no ser relevante para la degradación del contaminante, pero sí para mejorar el grado de mineralización, como en lo encontrado por (Lara-Ramos, Diaz-Angulo, et al., 2021) en la degradación de cafeína usando un catalizador basado en hierro. Por lo que, evaluar este parámetro es de vital importancia dependiendo de los objetivos del tratamiento del agua.

Concentración inicial del contaminante. Un aumento en la concentración inicial del contaminante puede disminuir la degradación del mismo, por el bloqueo de espacios activos útiles para descomposición del O₃ y la acumulación de compuestos derivados de la degradación (Z. Ma et al., 2014; Ye et al., 2020). De esta manera, el proceso puede resultar poco efectivo frente a altas concentraciones de contaminante.

Acidez o alcalinidad del agua. Los mecanismos de oxidación con O₃ varían principalmente según el pH de la solución. En condiciones ácidas, la oxidación se realiza predominantemente a través del O₃ molecular, mientras que, en condiciones básicas la oxidación debida a los radicales hidroxilos se favorece. Bajo condiciones neutras, ambos mecanismos pueden ser relevantes (Lara-Ramos, Machuca-Martinez, et al., 2021; Pereira et al., 2014) .

Temperatura. La temperatura tiene dos efectos sobre el proceso que resultan contrarios. Aumentar la temperatura incrementa la rapidez con la que se degradan los contaminantes Wang (2020). Pero, disminuye la solubilidad del O_3 (Galdeano et al., 2018; Khalimov et al., 2025). En resumen, el proceso de OC depende de distintas variables fisicoquímicas y operativas que tienen un efecto directo sobre su rendimiento. Además, es relevante caracterizar los equipos generadores de ozono, para lo cual se utilizan técnicas de medición del ozono en la fase gas como se presenta a continuación.

Métodos de medición del ozono. Para cuantificar el ozono en la fase gas se implementa un análisis yodo métrico. Este método se basa en la reacción de oxidación del yoduro por ozono, seguida de la titulación de los iones I_3^- formados mediante tiosulfato de sodio, siguiendo las reacciones 3 y 4 (Ferre-Aracil et al., 2015). De esta manera, se cuantifica de forma indirecta la concentración de ozono disuelto en el agua.



2.4. PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA

A continuación, se presentan brevemente los parámetros de control de análisis de aguas implementados en el proyecto:

Carbono Orgánico Total (COT). Representa la cantidad total de carbono orgánico presente en una muestra de agua. Mide todos los compuestos orgánicos, tanto biodegradables como no biodegradables. Se utiliza para evaluar la contaminación orgánica general del agua y se expresa en miligramos de carbono por litro ($mg\ L^{-1}$) o partes por millón (ppm). Una de las técnicas más comunes para su determinación es la medición del Carbono Orgánico No Purgable (NPOC), que se basa en eliminar previamente los compuestos orgánicos volátiles y el carbono inorgánico mediante un proceso de purga con gas, seguido de la oxidación del carbono orgánico restante a dióxido de carbono (CO_2), el cual se cuantifica por medio de detectores infrarrojos no dispersivos (NDIR).

Demanda Química De Oxígeno (DQO). Es una medida de las sustancias orgánicas oxidables, representa la cantidad total de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica mediante productos químicos fuertemente oxidantes en condiciones ácidas y se expresa en miligramos de oxígeno por litro de ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$).

Sólidos Disueltos Totales (SDT). El SDT es un índice de la cantidad de sustancias disueltas en el agua, determina la salinidad del medio y, en consecuencia, su conductividad y se expresa en partes por millón (ppm). Los principales aniones inorgánicos disueltos en el agua son carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, fosfatos y nitratos. Los principales cationes incluyen calcio, magnesio, sodio, potasio y amonio, entre otros.

2.5. NORMATIVA

2.5.1. Colombia

En Colombia, la regulación del tratamiento de aguas residuales industriales está establecida principalmente en el Decreto 3930/2010, el cual define el fundamento legal y criterios generales, y en la Resolución 0631/ 2015, donde se definen los límites permisibles para los vertimientos en cuerpos de agua y sistemas de alcantarillado, centrándose en parámetros tradicionales como el DQO, la Demanda Biológica de Oxígeno, sólidos suspendidos y metales pesados.

Sin embargo, estas regulaciones no contemplan específicamente los compuestos farmacéuticos, presentes en las aguas residuales de hospitales o de la industria farmacéutica. Actualmente, en Colombia no existe una regulación específica que mencione el IBP ni establece concentraciones máximas permisibles de este ni ningún otro fármaco (López & Soto, s. f.). En cuanto a aguas residuales hospitalarias, solo se hace referencia a la prevención y gestión dentro del ciclo productivo. En la Resolución 1164/2002 y Resolución 371/2009, se establecen procedimientos para disminuir los vertimientos de las aguas residuales, sin regularlas directamente.

Por otro lado, en la Resolución 0631/2015 se encuentran regulaciones para las aguas residuales provenientes de actividades manufactureras. En la Tabla 4 se muestran los límites establecidos por la Resolución 0631/2015 para distintos parámetros de calidad del agua residual de la industria alimentaria. En el Decreto 3930/2010 no hay especificaciones en cuanto a este tipo de efluente

Tabla 3. Límites de distintos parámetros generales de calidad del agua para aguas residuales provenientes de la industria alimentaria.

Parámetro	Unidades	Valor
pH	Unidades de pH	5 – 9
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg L ⁻¹ O ₂ ⁻¹	900
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	mg L ⁻¹ O ₂ ⁻¹	600
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	mg L ⁻¹	300
Sólidos Sedimentables (SSED)	mg L ⁻¹	3
Grasas y aceites	mg L ⁻¹	30

Fuente: Resolución 0631/2015

2.5.2. Normativa internacional

A nivel internacional, la mayoría de los países no tienen límites legalmente establecidos para la presencia de fármacos en el agua potable o aguas residuales. En su documento “*Pharmaceuticals in Drinking Water* (2012)”, la OMS concluye que las concentraciones de fármacos halladas en el agua potable suelen ser insignificantes para 1 ng L⁻¹, no representan un riesgo inmediato para la salud humana según los datos, pero sí reconoce la necesidad de monitoreo e investigación continua.

En los últimos años se han producido avances importantes en vigilancia, recomendaciones y estudios normativos. La Directiva 2020/2184/UE sobre la calidad del agua destinada al consumo humano menciona sustancias emergentes, y ha empezado a incluir fármacos en su lista de observación, aunque no hay límites obligatorios para ellos. Por otro lado, la *Environmental Protection Agency* (EPA) tampoco establece límites legales para medicamentos en el agua potable. Sin embargo, tiene una *Contaminant Candidate List* (CCL) donde incluye fármacos para futura regulación. Otros países como Canadá han publicado documentos guía y análisis de riesgo para algunos fármacos en agua potable. Suiza es uno de los pocos países que ha comenzado a regular indirectamente, mejorando el tratamiento terciario en plantas de aguas residuales para eliminar compuestos orgánicos traza (López & Soto, s. f.).

3. ANTECEDENTES

3.1. PRESENCIA DEL IBP EN CUERPOS DE AGUA

En Colombia, se ha detectado IBP en diversas fuentes hídricas. En Medellín se identificó su presencia en los ríos La Fe y Río Grande, con concentraciones inferiores a $80 \mu\text{g L}^{-1}$ en el 60 % de las muestras analizadas. Incluso después del tratamiento en plantas de agua que utilizan estos ríos como fuente el IBP persistió en bajas concentraciones ($< 40 \mu\text{g L}^{-1}$), evidenciando su remoción incompleta mediante tratamientos convencionales (Aristizabal-Ciro et al., 2017). Asimismo, en Antioquia, se registraron concentraciones de IBP en el rango de $0.12 - 0.46 \mu\text{g L}^{-1}$ en aguas superficiales del Golfo de Urabá, con valores más bajos en temporada de lluvias y más altos en temporada seca (Pemberthy M et al., 2020).

Investigaciones recientes en Santander confirmaron la presencia de este fármaco en la cuenca del río del Oro, con concentraciones entre 0.5 y $3.16 \mu\text{g L}^{-1}$. Se encontraron los valores más elevados aguas abajo de una planta de tratamiento en Floridablanca, que recibe aguas residuales de hospitales. Además, el análisis de coeficientes de riesgo indicó que estas concentraciones representan una amenaza para especies de peces (Cerón-Vivas & Peñuela Mesa, 2024).

En el Valle del Cauca, en la ciudad de Cali, se identificó la presencia del IBP en el ciclo de agua urbana, junto con otros compuestos como el paracetamol, naproxeno y el gemfibrozilo, superando hasta 200 veces el límite de detección de menos de 10 ng L^{-1} para el río Cauca y agua potable y de menos de 5 ng L^{-1} para el agua residual. La mayor concentración detectada de IBP en el agua superficial del río Cauca fue de 1500 ng L^{-1} , provenientes del tributario Canal Sur, a la salida de la ciudad y el efluente de la PTAR (Madera-Parra et al., 2018).

El IBP es ampliamente usado en Colombia, ya que su compra no requiere prescripción médica y es común la automedicación (López-Cabra et al., 2016; Solano Roa & Garavito Cárdenas, 2013). Los hallazgos evidencian que la contaminación con compuestos farmacéuticos no es una problemática ajena a la región. Aunque las investigaciones para la detección de fármacos en el agua son limitadas, son necesarias para incentivar su control y regulación.

3.2. MÉTODOS DE ELIMINACIÓN

Para la eliminación de IBP del agua, se han desarrollado diversos métodos de tratamiento que pueden clasificarse en tres grandes grupos: biológicos, físicos y químicos. Los métodos biológicos comprenden estrategias como el compostaje anaeróbico o el uso de reactores de lodos, que dependen de la actividad microbiana para eliminar el contaminante. Por su parte, los métodos físicos incluyen técnicas como la filtración y el uso de carbón activado. Finalmente, los métodos químicos abarcan procesos avanzados como la ozonización, tratamientos combinados UV/H₂O₂, Fenton y similares, los cuales buscan degradar la molécula de IBP mediante reacciones químicas.

Implementando el método biológico de lodos activados en biorreactores de membrana, se logra hasta un 96% de degradación de IBP en la fase sólida y líquida, a bajas temperaturas (8 °C), luego de 24 h de tratamiento. Sin embargo, se identificó la presencia de metabolitos, causados por las transformaciones lentas en los microorganismos. A las mismas condiciones, en reactores secuenciales, se logró un porcentaje menor de degradación del 63%, generando una mayor cantidad de productos no deseados (Kruglova et al., 2016). Está demostrado que, aunque se alcanzan porcentajes altos de degradación a ciertas condiciones, la generación de subproductos es común en este tipo de tratamiento y los tiempos de residencia son altos, necesitando de mínimo 1 día y hasta 7 días o más en el caso del IBP, además del ajuste de parámetros operativos como la temperatura y el pH (Dolatimehr et al., 2024; Wu et al., 2024).

Por otro lado, métodos físicos como la adsorción son menos costosos, ya que requieren de poca energía y operan bajo condiciones simples. Se han puesto a prueba distintos materiales adsorbentes tales como los metales orgánicos, arcillas, sílice, CA, entre otros, siendo el CA el más utilizado (Osman et al., 2024). El CA presenta una alta capacidad de absorción del IBP, con una efectividad de alrededor del 99%. Su efectividad mejora a pH alcalinos, debido a la ionización del IBP (Delgado-Moreno et al., 2021). No obstante, este método requiere de una gran área superficial y tiempos largos de solidificación (Balarak et al., 2020; Khalidi-Idrissi et al., 2024). Además, el contaminante no se elimina, tan solo se acumula en la superficie del sólido, implicando costo adicionales para el proceso de desorción (Oba et al., 2021).

Los PAOs resultan ser eficientes en la eliminación del IBP del agua, logrando eliminar hasta el 100% del contaminante inicial en 60 minutos mediante fotocátalisis (Mena et al., 2018) y hasta 76% en 20 minutos mediante ozonización (Guo et al., 2020). Además, sus rendimientos aumentan al implementar procesos híbridos, combinando, por ejemplo, el ozono con H_2O_2 o catalizadores (Brillas, 2022).

Un estudio reciente, mediante OC usando como catalizador óxido de hierro soportado en nanotubos de carbono, alcanzó una degradación del IBP del 100% en 15 minutos y una mineralización del 50% en 3 horas, demostrando mejores resultados en comparación con la ozonización simple, con la cual se logró un 44% de mineralización en el mismo tiempo. La mineralización aumentó hasta al 85%, combinando la OC con H_2O_2 . También, se identificaron la presencia de intermediarios como la hidroquinona en concentraciones por encima de $4 \mu\text{g L}^{-1}$ (Almeida et al., 2022).

En otro estudio, se han implementó otro tipo de catalizador: el ferro silicio, logrando más del 70% de mineralización, con un pH inicial de 8, 80 minutos de reacción, 10 mg L^{-1} de IBP, 9 mg L^{-1} de dosis de ozono y 1 g L^{-1} de dosis de catalizador. En el estudio, también se identificó la presencia de 14 intermediarios tales como la 4-isopropilacetofenona y el 4-isobutilfenol. Además, se puso a prueba el método con agua farmacéutica residual real logrando un 65% de remoción del COT en 60 minutos de operación (Huang et al., 2021).

En conclusión, si bien los métodos biológicos y físicos pueden ser eficaces bajo ciertas condiciones, presentan limitaciones en términos de tiempo, eliminación completa del contaminante y formación de subproductos. Mientras que, la OC destaca por su eficiencia en la degradación y mejora en la mineralización del IBP en tiempos reducidos, lo que la convierte en una alternativa prometedora para el tratamiento de aguas contaminadas, especialmente cuando se optimizan sus parámetros operativos. Sin embargo, es necesario evaluar los costos energéticos y operativos relacionados con la generación del ozono, los cuales tienen un efecto significativo sobre la viabilidad de esta tecnología en entornos industriales (Han et al., 2025).

3.3. OZONIZACIÓN CATALIZADA CON CARBÓN ACTIVADO

El CA ha despertado especial interés debido a su disponibilidad, estabilidad y capacidad de adsorción (M. J. Ahmed, 2017). Además de utilizarse como soporte, el CA actúa como catalizador y adsorbente (B. Wang et al., 2019). Ha demostrado su eficiencia en la degradación de compuestos farmacéuticos mediante OC, alcanzando eficiencias de remoción del 78% y 56%, cuando es implementado en sus formas modificada y no modificada, respectivamente (Orge et al., 2024; Tu et al., 2023). Sin embargo, su eficiencia depende de las propiedades superficiales del carbón, por lo que el tipo y carga de CA utilizado es un parámetro relevante. Un estudio reciente demostró que aumentar la dosis de CA, obtenido a partir de biomasa (*Hydrochar*), puede causar una reducción en la eficiencia de remoción, por el efecto del ozono sobre la superficie de este, en donde se libera materia orgánica que compite con el ozono afectando negativamente el proceso (Nieto-Sandoval et al., 2025).

En la actualidad los trabajos de OC se enfocan en el uso de modificaciones de CA; son más actuales las investigaciones en donde se usa grafeno, nano tubos de carbono o carbono granular (Fan et al., 2014; Oulton et al., 2015; Restivo et al., 2016; Rocha et al., 2015). Sin embargo, su efectividad se ha demostrado anteriormente (Alvárez et al., 2006; Faria et al., 2008; Jans & Hoigné, 1998; Rivera-Utrilla & Sánchez-Polo, 2002; Sánchez-Polo et al., 2005).

La OC con CA se ha puesto a prueba con distintos tipos de compuestos en el pasado. (Gonçalves et al., 2012) usaron CA comercial para la degradación de sulfametoxazol, un antibiótico utilizado para el tratamiento de infecciones, logrando una mineralización del 45% en comparación con el efecto único del ozono, con el cual se logró un 34% en 180 minutos de operación. Otro estudio, realizado por (Faria et al., 2008), en 120 minutos logró un 92% de remoción de ácido oxálico, un producto final común en la oxidación de compuestos orgánicos, demostrando una mejora respecto a la acción única del ozono (69% de remoción). Además, se demostró la absorción del compuesto sobre el CA, influenciada por el pH del medio.

A continuación, en la Tabla 5 se presentan estudios específicos encontrados en donde se implementa el CA como catalizador en OC para la degradación de IBP, especificando las condiciones operativas.

Tabla 4. Resultados encontrados sobre la remoción de IBP del agua mediante ozonización usando carbón activado como catalizador.

Carga y tipo de catalizador	Concentración contaminante	Condiciones operativas	Remoción	Ref
0.025 g L ⁻¹ , hydrochar modificado	10 mg L ⁻¹	0.08 L, 5 minutos, dosis de O ₃ de 5 mg L ⁻¹	56%	(Nieto-Sandoval et al., 2025)
0.5 g L ⁻¹ , CA comercial	20 mg L ⁻¹	0.7 L, 20 minutos, dosis de O ₃ de 0.05 g L ⁻¹	COT: 55%	(Orge et al., 2024)

3.4. OZONIZACIÓN EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES

En la industria los PAOs se implementan típicamente como métodos complementarios, integrados después de un tratamiento bioquímico y/o biológico inicial. La combinación de sistemas de tratamiento permite mejorar la eficiencia y viabilidad económica de los procesos, logrando mejores resultados técnico-económicos en sistema de ozonización (Das et al., 2024).

Las tecnologías comerciales de generación de ozono consisten principalmente en: un generador de ozono, un sistema de suministro de aire u oxígeno y un reactor de reacción. Los generadores de ozono generalmente utilizan el efecto corona para la generación e implementan como métodos de inyección de ozono el burbujeo o tubos Venturi (Lara-Ramos, Machuca-Martinez, et al., 2021). A continuación, se presentan algunos estudios seleccionados que aplican sistemas de OC para el tratamiento de aguas residuales reales.

Calvo y colaboradores (Pedreros Calvo et al., 2021), implementaron un sistema de ozonización catalizado con Fe²⁺ para tratar agua residual proveniente de la industria farmacéutica, logrando una reducción del 31% del DQO y del 37% del COT con un pH del agua igual a 9, una tasa de producción de ozono de 10 g h⁻¹, 10 mg L⁻¹ de Fe²⁺ y un tiempo de exposición de 4.5 horas. La

operación fue realizada por lotes con una capacidad máxima del tanque de contacto de 6.1 m³. Los autores concluyeron que un pH por encima de 9.5 afecta negativamente al catalizador

Shahmahdi y colaboradores (Shahmahdi et al., 2020), implementaron un sistema de OC que consistía en dos columnas empacadas, usando como catalizador 288.46 g L⁻¹ de virutas de Fe para la degradación de 20 mg L⁻¹ Sulfametoxazol (SMX), un compuesto farmacéutico presente en aguas residuales de una planta tratamiento de aguas local. La eficiencia de remoción del DQO fue mayor con un pH alcalino, con un caudal de ozono de 1.5 L min⁻¹, concentración de gas de ozono de 178.8 mg L⁻¹. Por otro lado, el uso del catalizador incrementó los niveles de mineralización.

Ma y colaboradores (J. Ma et al., 2018), operaron un sistema de OC a escala piloto con un catalizador de hierro en estado cero con capacidad de 2.93 m³ para el tratamiento de aguas residuales de la industria textil, tratadas previamente con métodos químicos y biológicos como hidrólisis ácida, aireación y sedimentación, con 132–148 mg L⁻¹ de DQO. En modo discontinuo, el sistema logró una eliminación del 69% de DQO después de 30 minutos de tratamiento, con un pH de 7, flujo de agua de 22 m³ h⁻¹ y una concentración de ozono de 120 mg L⁻¹.

Los estudios seleccionados presentan las siguientes características: 1) El desempeño del tratamiento se evalúa en términos de DQO, COT y/o SDT. La medición de TDS es necesaria para caracterizar los sólidos presentes en el efluente, ya que estos pueden interrumpir el proceso de ozonización (Zhang et al., 2022). 2) Las variables que generalmente se tienen en cuenta son el tiempo de exposición, la dosis de ozono y el flujo de agua. Estos son parámetros operativos cruciales que deben ajustarse para cada caso de tratamiento. Las concentraciones iniciales de contaminante suelen estar entre 10 y 20 mg L⁻¹. 3) Los sistemas de OC se implementaron como métodos complementarios, generalmente después de un tratamiento bioquímico y/o biológico.

4. METODOLOGÍA

Inicialmente, se identificaron y pusieron a prueba los componentes de la planta piloto, incluyendo el generador de ozono, el sistema de tuberías y el reactor de contacto. Realizando modificaciones necesarias en tuberías e implementando instrumentos adicionales para su operación por lotes en las distintas instalaciones. En el anexo A se encuentra la ficha técnica del equipo y el manual proporcionado por el fabricante, en donde se describen cada uno de sus componentes más detalladamente y se especifican sus límites de operación.

A continuación, se presenta el método implementado para cuantificar la producción de ozono en la fase gas, la implementación del catalizador en el equipo, la manera en la que se evaluó su desempeño para la eliminación de IBP y finalmente, cómo se operó para tratar agua residual proveniente de una empresa manufacturera de alimentos.

4.1. DETERMINACIÓN DEL OZONO EN LA CORRIENTE GASEOSA

La tasa de producción de ozono (mg min^{-1}) correspondiente al 100% de la capacidad de la máquina generadora se cuantificó mediante titulación yodométrica, procedimiento que se repitió tres veces para obtener un valor promedio confiable. La Figura 3 presenta el procedimiento experimental y las condiciones de operación. Para ello, se utilizaron las siguientes soluciones: yoduro de potasio al 2% (Honeywell, pureza $\geq 99\%$), ácido sulfúrico 2 N (Honeywell, pureza 95–97%) y tiosulfato de sodio pentahidratado a concentraciones de 0.1 N y 0.005 N (Fisher Scientific, pureza 99.5%), junto con una solución indicadora de almidón al 1% (Fisher Scientific).

El ozono producido por la unidad piloto se introdujo en la solución de yoduro mediante un sistema de absorción conformado por dos lavadores de gases tipo Drechsel, como se observa en la Figura 4. Estos consistieron en probetas de vidrio de 250 mL provistas con tubos de entrada que se extendían hasta el fondo y finalizaban en difusores porosos, permitiendo el burbujeo del gas en el medio líquido.

Como se puede observar en la Figura 4, la primera trampa estaba expuesta a una mayor cantidad de ozono, por lo que su coloración era más intensa evidenciando una mayor cantidad de iones

yoduro. Por esta razón, y con el fin de aprovechar los reactivos, el contenido de esta trampa se tituló con la solución de tiosulfato de sodio a 0.1 N y se consideró en los cálculos posteriores.

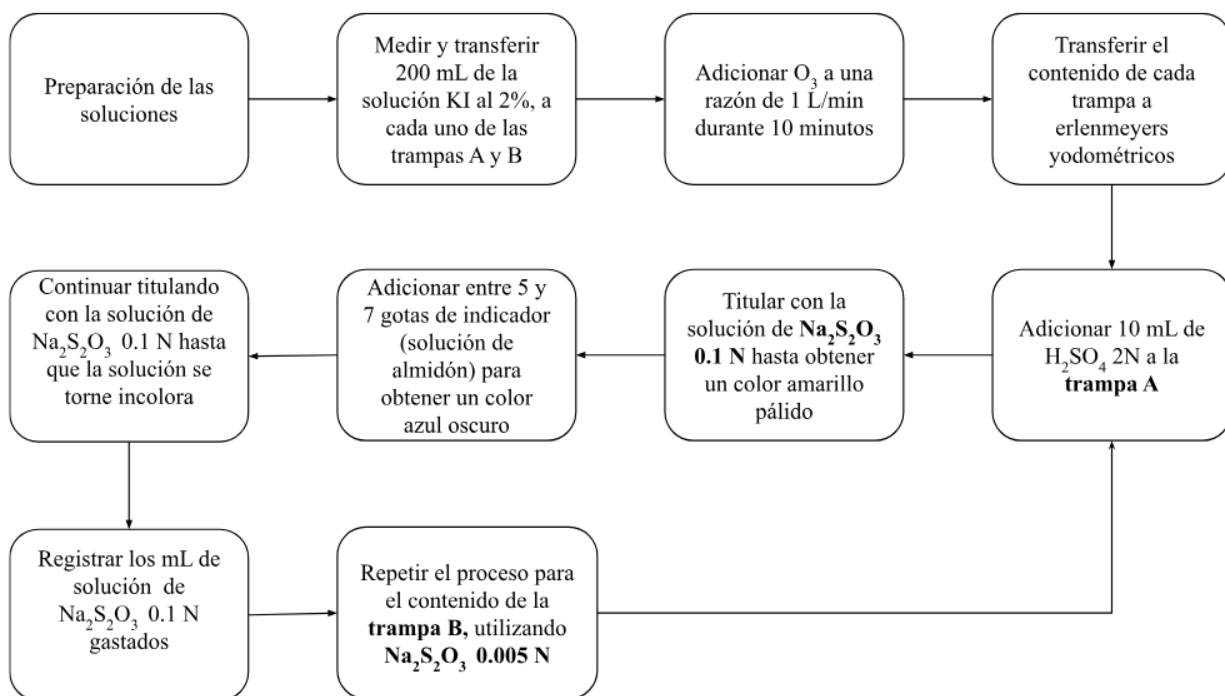


Figura 3. Procedimiento experimental de la titulación yodométrica.



Figura 4. Montaje experimental del proceso de oxidación de yoduro con ozono.

El procedimiento también se llevó a cabo para el flujo de operación de 10 L min⁻¹ de ozono. En este caso, las cantidades utilizadas se redujeron a la mitad, reduciendo también el tiempo de exposición a dos minutos, dado el alto caudal. Esta gran cantidad de ozono ocasionó la reversión de la reacción de oxidación luego de más de tres minutos de exposición. También, para el contenido de ambas trampas se usó la solución de tiosulfato de sodio a 0.1 N.

Los residuos generados durante la titulación yodo métrica se almacenaron y etiquetaron como residuos peligrosos. Además, la solución de ácido sulfúrico restante se neutralizó de acuerdo con las normas del Laboratorio de Docencia e Investigación (LAPIQ). Finalmente, los flujos efectivos de ozono se calcularon de acuerdo con la Ecuación 1:

$$\text{Dosis de ozono (mg/min)} = \frac{(A + B) \cdot N \cdot 24}{T} \quad \text{Ec. 1}$$

Donde: A y B son los mililitros gastados de la solución de tiosulfato para las trampas A y B, respectivamente, N es la normalidad de la solución de tiosulfato y T el tiempo de suministro en minutos.

4.2. IMPLEMENTACIÓN DEL CATALIZADOR

Para catalizar el proceso de ozonización se construyeron dos empaques de CA usando una malla de acero inoxidable 60x60 hilos por pulgada (abertura de aproximadamente 233 micrones), como se muestra en la Figura 5, asegurando el contenido de cada empaque con amarras plásticas. Cada empaque contenía 200 g de CA comercial (marca CALGON). Estos se introdujeron en el tanque contactor del equipo, como se muestra en la Figura 6. Fue necesario desmontar y volver a montar el tanque para adicionar o retirar los empaques.

Considerando que el equipo podía contener alrededor de 170 L, adaptado con un tanque de alrededor de 137 L, se agregaron 400 g de CA para una relación de 2 g L⁻¹ para la totalidad del agua. También se tuvo en cuenta el volumen de 60 L del tanque contactor en donde se encontraban los empaques, considerando este volumen, se contaba con una de carga de catalizador de 7 g L⁻¹. Estas cantidades se seleccionaron considerando los rangos encontrados en la revisión de literatura, los límites mínimos de la investigación a nivel de laboratorio (0.25 – 1 g L⁻¹) y los valores usados a nivel de escala piloto (2 – 10 g L⁻¹).



Figura 5. Empaque de carbón activado ingresados al tanque contactor del equipo.

4.3. EVALUACIÓN DEL EQUIPO PARA ELIMINAR IBP

La concentración de IBP (Sigma-Aldrich, pureza $\geq 98\%$) se estableció en 20 mg L^{-1} para todas las pruebas. Aunque superior a las concentraciones encontradas en aguas reales, este valor permite una cuantificación adecuada del contaminante y ha sido utilizado como referencia en otras investigaciones, donde se emplean concentraciones entre 10 y 20 mg L^{-1} .

El desempeño del sistema en la eliminación de IBP se evaluó mediante la medición de COT, utilizando un analizador SHIMADZU TOC-VCPH y la técnica de CONP, dado que el objetivo de los procesos avanzados de oxidación es la mineralización. Las muestras se etiquetaron según el tiempo de tratamiento, número de repeticiones y uso de catalizador, se conservaron bajo refrigeración y se analizaron en un máximo de cuatro días. El pH final fue cercano a 2, requisito para la correcta medición del COT.

Además, se registraron los valores de pH inicial y final con un multiparámetro Groline y tiras indicadoras. Una vez definida la concentración del contaminante, el método de cuantificación y las condiciones de control, se procedió con la experimentación del proceso de ozonización, descrito a continuación.

$$\text{Remoción TOC (\%)} = \frac{TOC_{\text{inicial}} - TOC_{\text{final}}}{TOC_{\text{inicial}}} \times 100 \quad \text{Ec. 2}$$

4.3.1. Fase exploratoria en laboratorio

Antes de operar el sistema a escala piloto, se realizó una fase exploratoria en laboratorio con el objetivo de observar el efecto del ozono sobre el IBP y confirmar la idoneidad de la concentración seleccionada. El montaje experimental se muestra en la Figura 6. Para ello, se empleó un difusor de gases y un generador de ozono doméstico (OZONEFAC, modelo OZ-AN3G).



Figura 6. Montaje experimental de la fase exploratoria.

Se llevaron a cabo varios ensayos siguiendo un diseño experimental factorial 3^2 , con dos réplicas y puntos centrales. Los factores fueron el tiempo de exposición y la dosis de ozono. Este diseño se implementó a escala de laboratorio con el fin de evitar un consumo excesivo de agua en la etapa piloto.

4.3.2. Pruebas con la unidad piloto

El sistema se operó en modo batch, como se muestra en la Figura 7. Se utilizó un tanque de 137 L para almacenar el agua y una bomba de 33 L min^{-1} con altura máxima de 2.46 m para su alimentación y recirculación. El agua circulaba desde el tanque, pasando por el mezclador estático, el inyector de ozono tipo Venturi, el reactor de contacto, y retornando al tanque. Las muestras se tomaron desde el fondo del tanque a partir de la conexión de tubería que permite la salida de agua de este, regulando la salida con una válvula tipo bola.



Figura 7. Planta piloto en funcionamiento por lotes para la degradación de IBP.

En cada corrida se disolvieron 2.8 g de IBP en un vaso de precipitado y se añadieron al tanque durante su llenado con agua de la red, para obtener una concentración inicial de alrededor de 20 ppm considerando únicamente la capacidad del tanque de almacenamiento. Luego, se hizo circular el agua para homogeneizarla, obteniendo concentraciones iniciales de $\sim 13 \text{ mg/L}$, aún por encima de los límites de estudio. Con esta información, se estimó un volumen total de alrededor de 215 L de agua, considerando la capacidad del tanque y el agua remanente en las tuberías.

Una vez mezclada el agua, se tomó una muestra inicial, se verificaron las válvulas y se ajustó la tasa de producción al 100 % (10 L min^{-1}). El equipo presenta un retardo de 35 s entre el encendido y el inicio de operación. A partir de ese momento, se tomaron muestras cada 15 minutos durante 2 horas. Estas se recolectaron en frascos ámbar y luego se transfirieron a viales para el análisis de COT.

Entre corridas, el sistema se enjuagó con agua limpia sin activar el ozono, esperando 15 minutos antes de iniciar una nueva prueba para garantizar condiciones similares. El equipo se operó con y sin catalizador. Para las pruebas catalíticas, se siguió el procedimiento descrito en la sección 4.2. Inicialmente se utilizó una carga de CA de aproximadamente 2 g L^{-1} sobre el volumen total de agua. Adicionalmente, se evaluaron condiciones con una menor carga (1 g L^{-1}), añadiendo un empaque de 200 g de CA al tanque contactor. También se estudió el efecto de reducir la concentración de ozono, manteniendo constante el caudal de operación (10 L min^{-1}).

4.4. EVALUACIÓN DEL EQUIPO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DE UNA EMPRESA MANUFACTURERA DE ALIMENTOS

Se evaluó el funcionamiento del prototipo de ozonización a partir de junio de 2024, donde se realizó la instalación, puesta en marcha y mantenimiento del equipo en el lugar de operación, con el objetivo de evaluar su eficiencia en el tratamiento de aguas residuales industriales del sector alimentario. Para ello, se tomaron muestras representativas de 10 mL cada 10 minutos durante 4 horas, tanto compuestas como simples, antes y después del tratamiento. Durante los ensayos, se mantuvieron constantes el flujo de ozono (10 L min^{-1}) y el flujo volumétrico del efluente (100 L min^{-1}). Adicionalmente, en algunas pruebas se adicionó H_2O_2 al 50% con el fin de evaluar su efecto sinérgico en el proceso oxidativo.

En este caso el desempeño del equipo se evaluó en términos de remoción de la DQO del agua residual, de acuerdo con la Ecuación 3, ya que este parámetro es un indicador estándar en la normativa de la calidad del agua de aguas residuales industriales. Además, se monitorearon parámetros fisicoquímicos claves en la caracterización de aguas más complejas, tales como el pH, turbidez, potencial redox, oxígeno disuelto, conductividad, sólidos totales disueltos y la temperatura. Es importante mencionar que, el agua residual variaba en su composición, ya que las actividades de la empresa no eran constantes. Esta se tomaba de un pozo, en donde se

depositaba el agua proveniente de los tratamientos convencionales. La Figura 8 muestra el equipo en las instalaciones y su conexión con el pozo de agua residual.

Para realizar las mediciones se implementaron: un fotómetro portátil HI97106 para el DQO, pH metro PH700 para el pH, turbidímetro HI93414 para la medición de turbidez y el multiparámetro pH/EC/DO HI98194 para la medición de potencial redox, oxígeno disuelto, conductividad, solidos totales disueltos y la temperatura. La toma de datos se realizó subsecuentemente al terminar la toma de las muestras.

$$\text{Remoción DQO (\%)} = \frac{DQO_{\text{inicial}} - DQO_{\text{final}}}{DQO_{\text{inicial}}} \times 100 \quad \text{Ec. 3}$$



Figura 8. Equipo en las instalaciones de la empresa y pozo de agua residual.

4.5. ANÁLISIS TÉCNICO ECONÓMICO

Para evaluar la viabilidad técnica y económica del prototipo de ozonización, se investigó la normativa ambiental colombiana aplicable a los vertimientos de aguas residuales no domésticas

al alcantarillado público, y se estimaron los costos de inversión (CAPEX) y operación (OPEX) del prototipo de ozonización. Se incluyó la producción de ozono y materiales auxiliares para la determinación nominal de la rentabilidad del equipo. Adicionalmente, se realizó una comparación del prototipo de ozonización con otras tecnologías de oxidación que se encuentran disponibles comercialmente, para evaluar la viabilidad a escala ambiental.

Entre los objetivos de este trabajo estaba estimar los costos de incumplimiento y sanciones ambientales sobre las sanciones ambientales aplicables, se estableció contacto con la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC), entidad pública colombiana encargada de la gestión ambiental en esta región. Se consultó con un abogado adscrito a la Dirección Ambiental Regional (DAR) sobre el procedimiento sancionatorio y la metodología de tasación de multas, conforme a lo establecido en la Ley 1333/2009 y la Resolución 2086/2010, respectivamente.

4.5.1 Procedimiento sancionatorio (Ley 1333/2009)

En Colombia, los suscriptores que generen vertimientos deben entregar la caracterización de sus aguas residuales al prestador del servicio de acueducto y alcantarillado. Si se detecta un incumplimiento normativo, el caso es remitido a la CVC, la cual evalúa la situación conforme al procedimiento establecido en la Ley 1333/2009.

La CVC realiza una revisión inicial (Art. 18), seguida de una fase de recolección de pruebas. Si se encuentran méritos suficientes, se formulan cargos (Art. 24) y se notifica al presunto infractor, quien tiene un plazo de 10 días hábiles para presentar descargos (Art. 25). La autoridad dispone de 30 días (prorrogables por otros 30 días) para evaluarlos (Art. 26). Posteriormente, el investigado puede presentar un alegato de conclusión (Art. 48, Ley 1437/2011).

Finalmente, se emite una resolución que define si se impone o no una sanción, según el Artículo 40. Esta decisión puede ser objeto de recursos de reposición y apelación, y solo se considera en firme una vez resueltos.

4.5.2. Metodología para la tasación de multas (Resolución 2086/2010)

En caso de imponerse una sanción económica, esta se determina conforme al modelo establecido en la Resolución 2086/2010. La multa se calcula mediante la siguiente fórmula (Art. 4):

$$Multa = B \cdot [(\alpha \cdot i) \cdot (1 - A) \cdot Ca] \cdot Cs \quad \text{Ec. 4}$$

Donde, B es el beneficio ilícito, α es el factor de temporalidad, i es el grado de afectación ambiental y/o la evaluación del riesgo, A son las circunstancias agravantes y atenuantes, Ca son los costos asociados por la sanción, Cs es la capacidad socioeconómica del infractor.

El beneficio ilícito con base en ingresos, costos y ahorros (Y), y la capacidad de detección del infractor (p), según (art. 6):

$$|B| = \frac{Y \cdot (1 - p)}{p} \quad \text{Ec. 5}$$

El factor de temporalidad es un indicador que mide la extensión en el tiempo de una infracción ambiental, de acuerdo con la Ecuación 6, donde d es el número de días (art. 7):

$$\alpha = \frac{3}{364}d + \left(1 - \frac{3}{364}\right) \quad \text{Ec. 6}$$

El grado de afectación ambiental (i) se estima cualitativamente a partir de cinco atributos: intensidad, extensión, persistencia, reversibilidad y recuperabilidad. Si existe afectación ambiental, se calcula un valor de importancia (I) con base en estos atributos. En ausencia de daño, se evalúa el riesgo ambiental, cuyo valor monetario (R) depende de la probabilidad de ocurrencia y la magnitud potencial del impacto, también relacionada con I . Estos parámetros se valoran según las tablas establecidas en los artículos 7 y 8 de la Resolución 2086/2010.

$$i = (2.06 \times SMMLV) \times ((3 \times IN) + (2 \times EX) + PE + RE + MC) \quad \text{Ec. 7}$$

$$R = (11.03 \times SMMLV) \times (o \times m) \quad \text{Ec. 8}$$

Las circunstancias agravantes y atenuantes son la relación cualitativa frente al comportamiento del infractor y los daños causados al medio ambiente o área específica la cual se valora de manera cualitativa con la información registrada en el artículo 9 de la resolución

Los costos asociados en el marco sancionatorio son asumidos por el infractor, pero de los cuales no se tiene información inherente, sin embargo, en ocasiones es de \$0 pesos. La capacidad socioeconómica del infractor será calculada de manera cualitativa propia de su naturaleza ya sea natural, jurídica o territorial conforme al artículo 10 de la resolución. En el anexo C se encuentra los objetivos del tratamiento de agua y la tasación de la multa.

4.5.3. Costo de capital (CAPEX)

El Costo de Capital (CAPEX) representa la inversión inicial en activos fijos del proyecto. En este caso, la Universidad del Valle adquirió el prototipo de ozonización por \$150 000 000 COP, considerando la patente y los desarrollos de investigación asociados. Sin embargo, se identificó un modelo similar en la plataforma Made-in-China por \$3500 USD, con entrega en fábrica (EXW, Guangzhou, China). El transporte internacional hasta la Universidad fue cotizado bajo condiciones DDP (entrega con derechos pagados) con la empresa Super International Shipping. El costo de envío se estimó mediante la Ecuación 9. Asimismo, el costo del seguro se calculó con base en la Ecuación 10. Adicionalmente, la empresa Simprolab cotizó la instalación local en \$5 000 000 COP, valor que incluye transporte interno, instalación y puesta en marcha. Finalmente, se consideró una vida útil de 10 años para el equipo, con el fin de estimar su depreciación.

$$\text{Costo de envío} = \text{Tarifa (USD/m}^3\text{)} \times \text{Volumen total de la carga} \quad \text{Ec. 9}$$

$$\text{Costo del seguro} = 1.1 \times \text{precio de la mercancía} \times 0.013 \quad \text{Ec. 10}$$

4.5.4. Costo de operación

El Costo Operativo (OPEX, por sus siglas en inglés) corresponde a los gastos recurrentes asociados al funcionamiento del prototipo de ozonización. Dado que el equipo opera un máximo de 8 horas diarias, se requiere únicamente un operario por turno. Además, se incluyeron los mantenimientos preventivos trimestrales, cotizados por la empresa Simprolab, así como los

servicios auxiliares de laboratorio necesarios para su operación. También se consideraron los insumos y consumibles, cuya reposición está prevista a lo largo de la vida útil de 10 años del equipo. Finalmente, dentro del OPEX se incluyó el consumo energético, calculado a partir de las especificaciones técnicas del prototipo.

4.5.5. Costos energéticos

El consumo energético se estimó a partir de las especificaciones técnicas del prototipo de ozonización, el cual tiene una potencia máxima de ≤ 2.60 kW y puede operar hasta 8 horas diarias. El cálculo del consumo eléctrico se realizó mediante la Ecuación 11, que considera la potencia del equipo y el tiempo de operación diario.

$$\text{Energía consumida} = \text{Potencia del equipo} \times \text{Tiempo de uso} \quad \text{Ec. 11}$$

La tarifa aplicada corresponde a la establecida por EMCALI EICE E.S.P., en cumplimiento de la Resolución CREG-119-07, para usuarios industriales de nivel 2 (media tensión). Para marzo de 2025, esta tarifa fue de \$719.51 COP/kWh. Con esta información, se calcularon los costos energéticos diarios, semanales, mensuales y anuales del equipo. En el anexo D se encuentran los cálculos de los costos energéticos y operativos de la planta.

4.5.6. Análisis de rentabilidad

Para estimar la rentabilidad del prototipo de ozonización, se construyó un modelo financiero con una proyección mensual de 12 meses. Este modelo tuvo en cuenta variables como el valor del m³ de agua tratada, el nivel de deuda derivado de la adquisición del equipo (considerando su amortización), y los volúmenes mínimo y máximo mensuales que el sistema puede tratar. Se aplicaron distintas herramientas de análisis económico, tales como el análisis beneficio/costo (*B/C*), el modelo *CAPM* (Capital Asset Pricing Model), el modelo *WACC* (Weighted Average Cost of Capital), el valor presente neto (*VPN*), la tasa interna de retorno (*TIR*) y un análisis de sensibilidad.

En el análisis B/C , se consideró como beneficio el ahorro generado por evitar el pago de multas ambientales. Este se comparó con la sumatoria anual de los costos CAPEX y OPEX, usando la Ecuación 12. El sistema se considera rentable si el resultado es mayor a uno.

$$B/C = \text{Beneficio} / \text{Costos totales} \quad \text{Ec. 12}$$

Para estimar el costo del patrimonio (K_e), se utilizó el modelo $CAPM$, el cual permite calcular la rentabilidad mínima esperada por un inversionista. Este cálculo, representado en la Ecuación 12, incluye la tasa libre de riesgo (R_f), el rendimiento esperado del mercado (R_m) y el coeficiente beta (β), que mide la sensibilidad del activo frente al mercado. En este caso, R_f se obtuvo a partir del rendimiento de los bonos del Tesoro de Estados Unidos a 10 años; R_m se calculó con base en el índice S&P 500 Industries, y β se estimó a través de la función de pendiente en Excel, utilizando los datos de ese índice junto con las acciones de la empresa American Water Works, especializada en tratamiento de aguas industriales.

Debido a que la información de mercado utilizada corresponde a Estados Unidos, fue necesario aplicar ajustes para adaptar el modelo $CAPM$ al contexto de un país emergente como Colombia. Esto implicó calcular la beta desapalancada mediante la fórmula de Hamada (Ec. 13), la cual considera la tasa de impuesto (t) y el apalancamiento de la empresa estadounidense. Posteriormente, esta beta fue re-apalancada utilizando los datos financieros del prototipo (D/E), con lo cual se obtuvo una beta ajustada al proyecto.

Al valor del costo del patrimonio calculado mediante el modelo $CAPM$, se le adicionó la prima de riesgo país correspondiente a Colombia, expresada en puntos básicos según el índice EMBI, donde 100 puntos equivalen al 1 %. No obstante, ya que el análisis se realiza en términos locales, fue necesario ajustar este valor por la devaluación esperada, considerando las proyecciones de inflación para Estados Unidos y Colombia durante los próximos tres años. Con esta información, se aplicó la Ec. 14, que permite estimar la devaluación a partir de las tasas de inflación proyectadas en ambos países.

Finalmente, con la devaluación proyectada se obtuvo el costo del patrimonio en moneda local, expresado en la Ec. 15, el cual fue utilizado en el cálculo del WACC y en la evaluación financiera general del proyecto.

$$Ke = Rf + \beta (Rm - Rf) \quad \text{Ec. 13}$$

$$\text{Rentabilidad} = \frac{\text{precio actual} - \text{precio anterior}}{\text{precio anterior}} \quad \text{Ec. 14}$$

$$\beta_D = \frac{\beta_A}{1 + (1 - t) \frac{D}{E}} \quad \text{Ec. 15}$$

$$\text{Devaluación} = \frac{1 + \text{inflación interna}}{1 + \text{inflación externa}} - 1 \quad \text{Ec. 16}$$

$$Ke_{\text{moneda externa}} = [(1 + Ke_{\text{moneda externa}}) \times (1 + \text{Devaluación})] - 1 \quad \text{Ec. 17}$$

El modelo *WACC* representa el costo promedio ponderado de capital, es decir, el rendimiento mínimo que debe generar un proyecto para cubrir tanto el costo del patrimonio como el de la deuda. La Ecuación 16 presenta la fórmula utilizada, la cual considera los valores de patrimonio (*E*), deuda (*D*) y el costo del patrimonio (*Ke*), previamente calculados. Además, se incluye el costo de la deuda (*Kd*), definido como la tasa de interés del Banco de la República, y el impuesto a la renta (*tr*), que afecta la deducibilidad de los intereses

$$WACC = \frac{E}{E + D} \times Ke + \frac{D}{E + D} \times Kd \times (1 - t_r) \quad \text{Ec. 18}$$

El *VPN* es uno de los principales criterios utilizados para la toma de decisiones financieras, ya que permite evaluar la rentabilidad de un proyecto al comparar el valor de los flujos de caja futuros con la inversión inicial. Este análisis considera el rendimiento esperado del proyecto y la tasa de descuento correspondiente, que en este caso es el *WACC* previamente calculado.

Para su cálculo, se utiliza el flujo de caja estimado para un periodo determinado (*valores*) y la tasa de descuento aplicable durante dicho periodo (*rate*). Además, se incorpora el valor de la inversión inicial como un flujo negativo. La Ecuación 17 muestra la fórmula empleada, el cálculo se realizó mediante el uso del software Excel.

$$VPN = \left(\sum_{i=1}^n \frac{Values_i}{(1 + rate)^i} \right) + inversión\ inicial \quad Ec. 19$$

La *TIR* es otro criterio clave para la evaluación financiera de proyectos. Representa la tasa de rentabilidad que genera un proyecto sobre los fondos invertidos, con base en los flujos de caja proyectados. La *TIR* se compara directamente con el *WACC*: si la *TIR* es mayor que el *WACC*, el proyecto se considera financieramente viable. Este valor corresponde a la tasa de descuento con la cual el *VPN* se iguala a cero.

Por su parte, el análisis de sensibilidad permite evaluar cómo la variación de variables clave impacta el rendimiento del prototipo. En este caso, se utilizó la herramienta “análisis de hipótesis - tabla de datos” de Excel, variando dos factores principales: el valor del agua tratada m³ y el volumen mensual de agua tratada. En el anexo E se encuentra los cálculos utilizados para el análisis económico los cuales fueron usados para definir la rentabilidad.

4.5.7. Análisis Comparativo del Ozonizador con Otras Tecnologías

Con el fin de contextualizar el desempeño del prototipo, se realizó una comparación con otras tecnologías de remoción de DQO, tales como el peróxido de hidrógeno (H₂O₂) y la cloración, considerando criterios técnicos, económicos y ambientales. Adicionalmente, se evaluaron comercialmente dos modelos de ozonizadores: FG-OF series, similar al prototipo completo, y FG-AF series, propuesto como alternativa para construir un prototipo análogo. Para estimar los costos totales de adquisición de los equipos en Colombia, se aplicaron las Ecuaciones 8 y 9. En el anexo F se encuentra el análisis y criterios utilizados para la comparación de tecnologías. Los criterios de comparación utilizados fueron los siguientes:

- Costo de Adquisición e Instalación (*CAPEX*), representa la inversión inicial en activos fijos del proyecto. En este caso, la Universidad del Valle adquirió el prototipo de ozonización por \$150 000 000 COP, considerando la patente y los desarrollos de investigación asociados.
- Costos de Operación (*OPEX*), abarca los gastos recurrentes relacionados con el funcionamiento diario del sistema. Aquí se consideran costos de consumibles, energía,

mano de obra, mantenimiento, reactivos y gasto directo de operación del prototipo de ozonización.

- Potencial de Oxidación o potencial redox estándar (E_o) indica la capacidad oxidante o reductora de un compuesto. Un valor más alto sugiere una mayor fuerza para eliminar contaminantes.
- Relación del Oxidante por DQO Eliminada Este indicador mide la cantidad de agente oxidante necesaria para eliminar una unidad de DQO. Su análisis permite ajustar la dosificación y estimar costos de reactivos, asegurando un uso eficiente de los insumos químicos.
- Eficiencia en Remoción de DQO, expresa el porcentaje de contaminación orgánica que se logra remover del agua. Es un indicador clave del desempeño del tratamiento y su impacto en la calidad del efluente.
- Complejidad Operacional, se tiene en cuenta factores como su grado de automatización, la necesidad de personal con habilidades muy específicas y su sensibilidad ante las fluctuaciones operativas o ambientales influyen directamente en la eficacia global y la viabilidad a largo plazo del sistema, la cual se abordó con el ingeniero de la industria manufacturera.
- Ventajas y Desventajas, entre las ventajas pueden destacarse la alta eficiencia y el bajo impacto ambiental, en contraste las desventajas podrían incluir costos elevados y generación de subproductos.
- Seguridad y Manejo, es importante analizar los riesgos en la manipulación de equipos y reactivos, teniendo en cuenta protocolos de seguridad específicos y capacitación del personal para evitar accidentes.
- Generación de Subproductos, durante el proceso de tratamiento pueden formarse subproductos peligrosos. Es esencial determinar si estos subproductos son inocuos, útiles o si requieren una disposición particular para prevenir impactos ambientales.

5. RESULTADOS Y ANÁLISIS

5.1. PRODUCCIÓN DE OZONO EN LA FASE GAS

La cuantificación mediante titulación yodo métrica del ozono disuelto dio como resultado una tasa de consumo de ozono de $39.86 \text{ mg min}^{-1}$ y de $153.68 \text{ mg min}^{-1}$ en promedio, para los caudales de 1 L min^{-1} y de 10 L min^{-1} , respectivamente. En la Tabla 6 se presentan las mediciones del volumen gastado de tiosulfato de sodio para cada una de las soluciones de yoduro de potasio que se pusieron en contacto con el ozono proveniente de la unidad piloto.

La tasa de producción cambia significativamente con la variación de caudal, hasta casi cuatro veces el valor para el caudal de 10 L min^{-1} en comparación con el de 1 L min^{-1} . De acuerdo con los rangos especificados por el fabricante en el manual del equipo, la concentración de ozono disuelto en agua está alrededor de 3 mg L^{-1} . Con los datos obtenidos y el caudal de operación, se obtiene un rango de suministro de O_3 de 1 a 5 mg L^{-1} aproximadamente, del cual se puede estar disolviendo más o menos ozono dependiendo de la dinámica de transferencia de masa.

Tabla 5. Mediciones realizadas y resultados de la titulación yodo métrica para distintos caudales de ozono.

Prueba	$\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ Trampa A (mL)	$\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ Trampa B (mL)	Tasa de consumo de ozono (mg min^{-1})
1 L min^{-1} de O_3 , 200 mL de KI 2%, 10 minutos			
1	85.00	43.00	153.60
2	80.30	44.70	150.00
3	87.20	44.00	157.44
10 L min^{-1} de O_3 , 100 mL de H_2SO_4 2N, 2 minutos			
1	166.00	16.50	40.04
2	164.50	17.00	39.68
3	165.00	17.50	39.81

La aparición de una coloración menos intensa en las soluciones tras exposiciones superiores a tres minutos a un caudal de 10 L min^{-1} , puede explicarse por la reversibilidad de la reacción de oxidación del yoduro (Reacción 3), en la cual el triyoduro formado puede descomponerse o transformarse bajo condiciones de exceso de oxígeno disuelto. Como resultado, parte del I_3^- generado no estuvo disponible para su posterior titulación con tiosulfato de sodio (reacción 4), lo que conlleva a una posible subestimación de la tasa de producción de ozono medida. Adicionalmente, la eficiencia de transferencia de masa varía con el tamaño de las burbujas generadas por cada difusor. Las burbujas más grandes, como las observadas en la segunda trampa, reducen el área de contacto y, por ende, la absorción de ozono.

5.2. TRATAMIENTO DE AGUA CONTAMINADA CON IBP

5.2.1 Fase exploratoria

Para cumplir con lo establecido en el anteproyecto, se llevó a cabo un análisis ANOVA con los datos recolectados. Tanto la concentración de ozono como el tiempo de exposición resultaron estadísticamente significativos, al eliminar datos atípicos. Sin embargo, los datos presentan una alta variabilidad, lo que se refleja en el poco ajuste del modelo, afectando la precisión de los resultados y haciendo necesarias más réplicas experimentales. Se atribuye el error a una variabilidad por parte del equipo generador de ozono, ya que no había manera de asegurar una calibración previa a su uso. En el anexo B se presentan los resultados obtenidos tanto de las ejecuciones experimentales como del análisis ANOVA.

Sin embargo, seleccionando algunos datos, fue posible observar una tendencia preliminar de la mineralización del IBP con ozono. Como se puede observar en la Figura 9, al incrementar la concentración de ozono se logra una mayor remoción de COT en menor tiempo, superando el 40% en 10 minutos de operación y el 50% en 20 minutos. Luego de 20 minutos no se obtienen mejoras notorias en los porcentajes de remoción de COT, indicando un desperdicio del ozono. Además, se puede observar que el tiempo resulta más relevante cuando la cantidad de ozono es menor, requiriendo de tiempos más prolongados para alcanzar porcentajes de remoción por encima del 50%.

Estas pruebas preliminares sin catalizador permitieron evaluar el efecto de la concentración de ozono y el tiempo de contacto sobre la eficiencia del proceso de oxidación del IBP disuelto en agua y observar la eficiencia en la eliminación a las concentraciones de IBP usadas en el estudio, dada la importancia de la concentración del contaminante en el agua en la eficiencia del proceso.

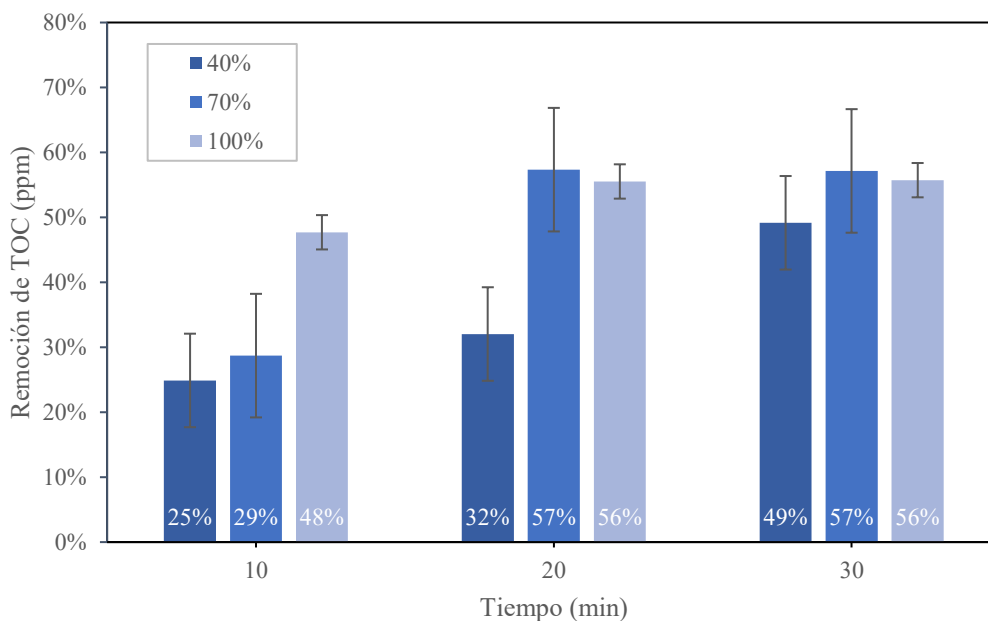


Figura 9. Eficiencia de remoción del IBP (20 mg L^{-1}) a nivel laboratorio (100 mL de agua, inyección del O_3 mediante burbujeo) para diferentes concentraciones de ozono.

5.2.2 Desempeño del equipo

La operación al 100% de concentración de ozono en la unidad piloto implica un consumo de corriente de más de 10 A en el generador corona, comparado con aproximadamente 8 A al 50%. Aunque la diferencia parece pequeña, se vuelve significativa en operaciones prolongadas. No obstante, reducir la concentración al 50%, como se puede observar en la Figura 10, compromete de forma considerable la eficiencia del proceso, sin lograr superar el 6% de remoción en 60 minutos de operación. Por otro lado, el ozono al 100% permite alcanzar hasta un 35% de remoción de COT. Estos resultados evidencian que la eficiencia del proceso en la escala piloto es altamente dependiente de la concentración de ozono, siendo la dosis de O_3 una variable crítica para lograr porcentajes de remoción del COT mayores al 30%.

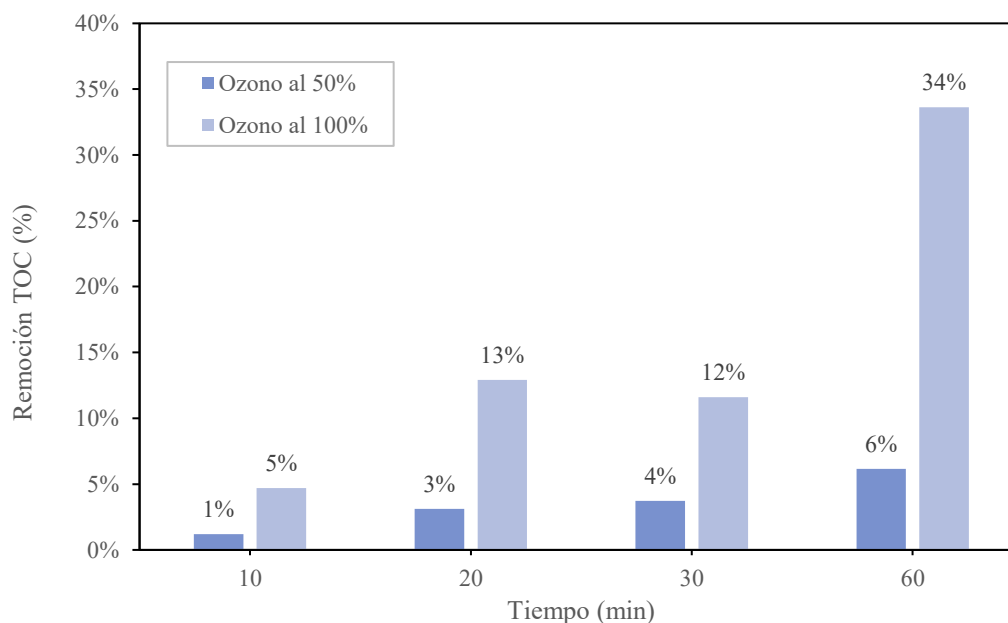


Figura 10. Eficiencia de remoción de la unidad piloto (alrededor de 200 L de agua tratada, inyección del O₃ mediante tubo Venturi) con diferentes concentraciones de O₃.

A partir de esta información, se estableció que un consumo de ozono mínimo de aproximadamente 154 mg min⁻¹ de ozono (asociada a la operación al 100% con flujo constante de 10 L min⁻¹) es necesaria para lograr remociones superiores al 30%. Además, es evidente que para superar el 50% de remoción se requiere de más tiempo de operación, por lo que los ensayos posteriores se realizaron a la máxima concentración de ozono durante dos horas.

Las Figuras 12 y 13 presentan los resultados obtenidos con ausencia y presencia de CA. Como se puede observar, en ninguno de los casos se logra una mineralización completa del contaminante. La ozonización simple alcanzó un 54% de remoción de COT, mientras que la incorporación de CA mejoró estos resultados, logrando un 57% con 1 g L⁻¹ y un 65% con 2 g L⁻¹. La poca diferencia con 1 g L⁻¹ (solo un 3%) indica que esta dosis no es suficiente para potenciar significativamente el proceso. En cambio, con 2 g L⁻¹ se observó una mejora del 11%, atribuible a una mayor superficie de adsorción y descomposición del ozono.

El área de contacto del CA permite la adsorción y posicionamiento del ozono y la consiguiente reacción, actuando tanto como adsorbente como catalizador (Malik et al., 2020). Por lo que, se observa que para obtener porcentajes de remoción del más del 70% en dos horas de operación,

es necesario aumentar la cantidad de CA por encima de 2 g L^{-1} , aunque los límites máximos deben ser estudiados. Adicionalmente, es probable que se requiera de más tiempo de operación, respetando los límites del equipo (8 horas máximo).

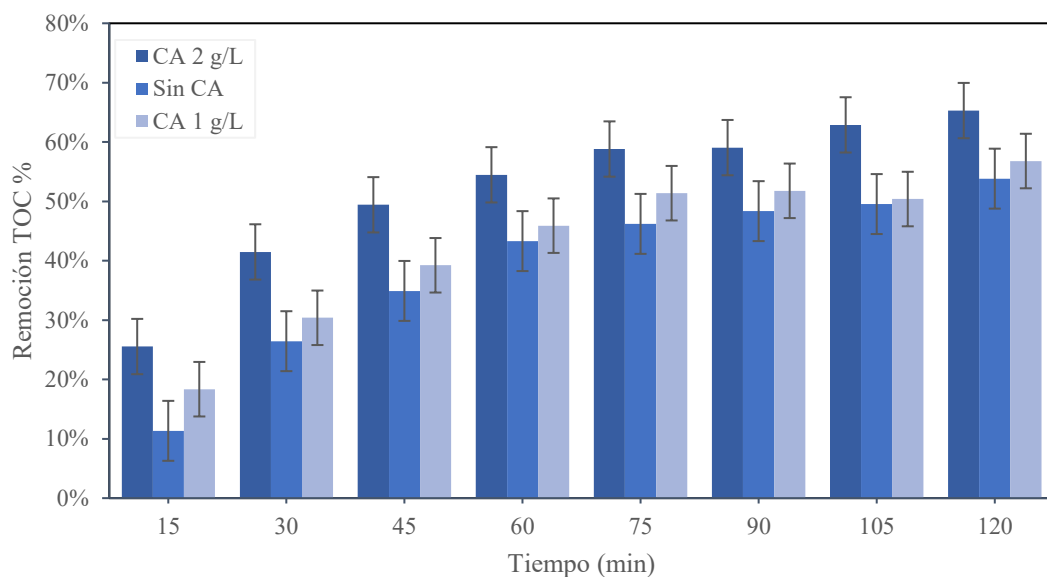


Figura 11. Remoción de COT del IBP mediante OC y no catalítica a lo largo del tiempo.

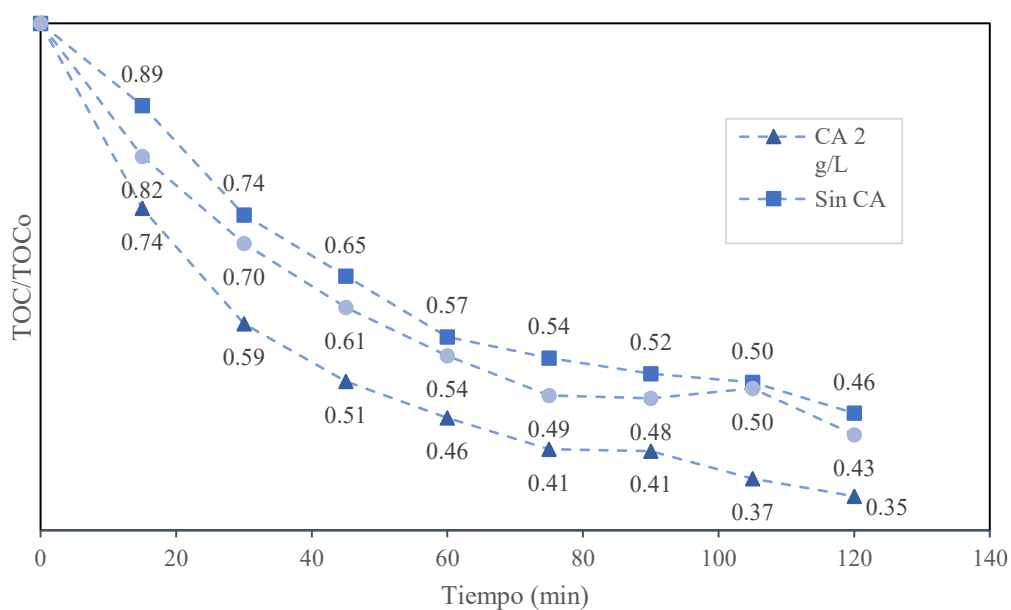


Figura 12. Tasas de remoción de COT del IBP mediante OC y no catalítica.

Los resultados obtenidos son similares a los reportados por Orge y colaboradores (Orge et al. 2024) a nivel laboratorio, en donde se logró un porcentaje de remoción de COT del 55% usando CA comercial, mejorando significativamente los resultados obtenidos con el uso exclusivo de ozono (19% COT en 180 minutos). Esto evidencia un desempeño prometedor del equipo combinado con CA, ya que en menores tiempos de reacción se lograron porcentajes de remoción superiores, en comparación con escalas más controladas.

El IBP está conformado por un anillo aromático, enlaces dobles y electrones deslocalizados que lo hacen susceptible al ataque directo del ozono (Almeida et al., 2022; Clemens von Sonntag, 2012; Von Gunten, 2003). En su degradación inicial se pueden dar tres tipos de reacciones paralelas: hidroxilación, desmetilación y descarboxilación (Brillas, 2022; Kråkström et al., 2022), las cuales desencadenan en la presencia de compuestos intermedios resistentes al ataque del O_3 , como ácidos carboxílicos de cadena corta, donde el ácido oxálico y fórmico son de los últimos remanentes antes de la mineralización completa a CO_2 (Brillas, 2022; Orge et al., 2024); de esta manera, la mineralización incompleta es un resultado de esperar, ya que aunque el IBP se elimina, en el agua persisten subproductos resistente al O_3 (Hama Aziz et al., 2017). Se han identificado distintos compuestos aromáticos generados a partir de la degradación del IBP mediante OC, algunos de ellos persisten incluso con el uso de catalizadores basados en óxidos metálicos (Huang et al., 2021; Saeid et al., 2020).

Además, se observó una marcada variación del pH durante el proceso de tratamiento. El pH inicial, cercano a 6.9, se redujo hasta alcanzar valores cercanos a 2.5, lo que sugiere la formación y acumulación de subproductos ácidos derivados de la degradación del IBP, como los ácidos carboxílicos de cadena corta anteriormente mencionados (Beltrán, Rivas, et al., 2002).

5.2.3 Efecto del Carbón Activado

En presencia de CA la mineralización del IBP y sus subproductos mediante ozonización es resultado de una combinación de reacciones homogéneas y heterogéneas, en donde se da la descomposición del ozono disuelto en el agua, el ataque directo e indirecto del ozono y reacciones en la superficie del CA (Beltrán et al., 2002; Pereira et al., 2014).

En primer lugar, la inestabilidad del ozono permite que se descomponga rápidamente en el agua, especialmente en un medio alcalino. De acuerdo con Staehelin & Hoigne (1982) la descomposición del ozono disuelto en agua desencadena las reacciones 5 y 6, correspondientes a una etapa de iniciación, las 7 y 8 correspondientes a una etapa de propagación, y finalmente la reacción 9 como etapa final (Pereira et al., 2014). Aunque no hay evidencia experimental que lo respalde, es posible que el ozono disuelto y los radicales hidroxilos generados en la fase líquida hayan participado en la descomposición del IBP y sus subproductos.



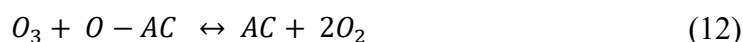
Por otro lado, el mecanismo de acción del ozono en conjunto con el CA no es del todo claro. Algunos autores sostienen que el CA más que actuar como catalizador, actúa como un iniciador de la descomposición del ozono, ya que pierda actividad catalítica tras un tiempo prolongado de uso a causa de modificaciones en su superficie a causa de la oxidación con ozono (Faria et al., 2008; Sánchez-Polo et al., 2005). Sin embargo, su efectividad para mejorar la descomposición del ozono se ha demostrado bajo distintas condiciones operativas (Beltrán et al., 2002). De acuerdo con Jans & and Hoigné (1998) el CA promueve la descomposición del ozono en radicales OH, los cuales son más reactivas que el propio ozono. Como se aprecia en la Figura 12, su presencia contribuye a lograr una mayor mineralización del contaminante y sus subproductos en menos tiempo.

La formación efectiva de radicales hidroxilos depende fuertemente del pH de la solución y de la química superficial del carbón. A pH ácido, aunque el CA promueve la desaparición del ozono, la generación de radicales $\cdot OH$ es mínima, lo que limita la eficiencia en la remoción de compuestos refractarios. En contraste, a pH neutro o básico, especialmente con carbones de superficie básica y alta porosidad, se observa una transformación eficiente del ozono en

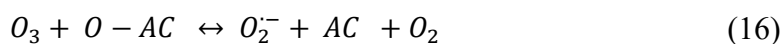
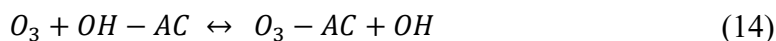
radicales, potenciando así los PAOs (Faria et al., 2008; Sánchez-Polo et al., 2005; Valdés et al., 2011).

Beltrán y colaboradores (Beltrán et al., 2002) estudiaron la descomposición del ozono en presencia de CA a diferentes condiciones de temperatura, pH y tamaños de partícula, proponiendo las reacciones 10 a 16. En todos los casos la implementación de CA mejora la tasa de descomposición del O_3 . De acuerdo con sus resultados, con un pH inferior a 6 la adsorción es la etapa controlante en el proceso de reacción en la superficie del CA. Otros estudios coinciden en que, en condiciones ácidas, predomina la adsorción del IBP sobre el CA (Osman et al., 2024). Además, bajo estas condiciones, se planteó que la descomposición heterogénea del ozono produce oxígeno que no contribuye a la formación de radicales, por lo que la generación de $\bullet OH$ depende casi exclusivamente de la descomposición natural del ozono en el agua. La producción eficiente de radicales se logra a pH superiores a 6, donde se obtienen mejores resultados.

pH < 6



pH > 6



Estas observaciones sugieren que, para favorecer una ruta radicalaria más activa, sería recomendable trabajar a pH neutro o alcalino, o bien emplear un carbón con grupos funcionales diseñados para promover dicha transformación. Ajustar el pH durante la operación podría reducir los tiempos de exposición al ozono y ahorrar costos energéticos.

5.2.4 Consideraciones sobre la temperatura

Finalmente, se destaca el efecto de temperatura sobre el proceso. Como se observa en la Figura 13, hubo un aumento progresivo en la temperatura en el tiempo de operación desde aproximadamente 25 °C hasta 32 °C. A temperaturas altas, se incrementa la descomposición del ozono por sí solo en el agua, lo que reduce su capacidad de reaccionar con el carbón activado (Beltrán et al., 2002; Dehouli et al., 2010). Si el ozono se pierde más rápido pero no genera radicales eficaces que ataque a los subproductos que este no logra degradar, se está desperdiciando ozono al final de la reacción. De acuerdo a distintos estudios, 25 °C es un valor apropiado de operación (J. Wang & Bai, 2017). Por lo que, un control de temperatura más precisa podría significar una mejora en los resultados.

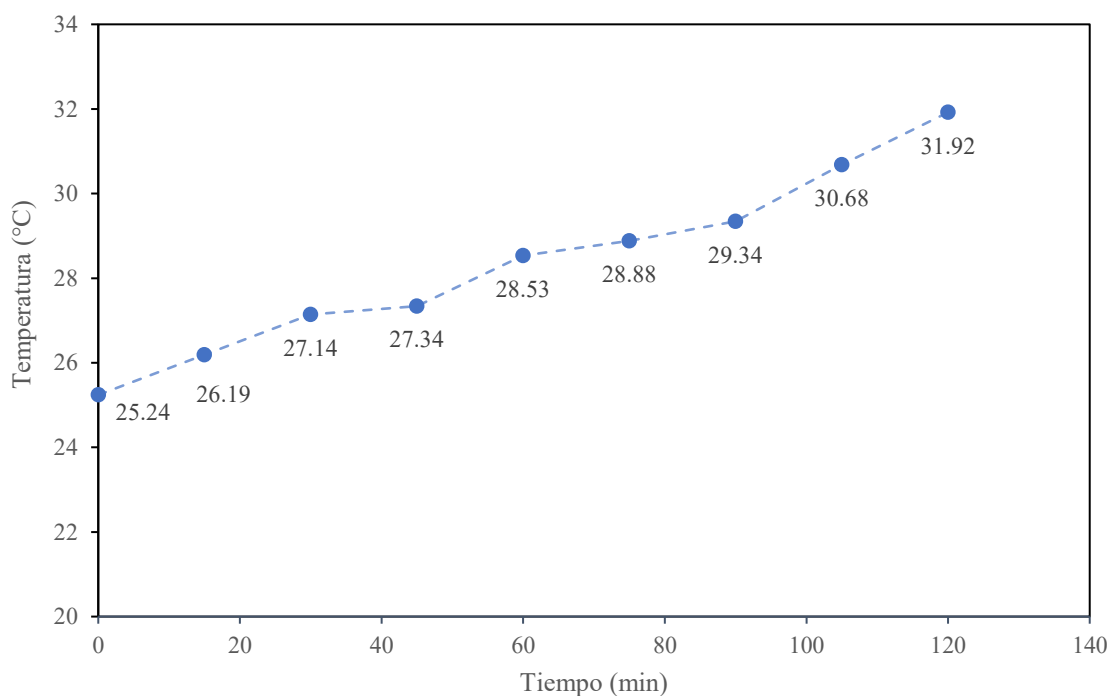


Figura 13. Cambio de temperatura durante el tiempo de operación.

5.3. TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL REAL

Al realizar el tratamiento de agua residual de una industria manufacturera, se realizaron 63 pruebas experimentales para evaluar la eficiencia del equipo en la remoción de DQO. De estas, el 56% (35 pruebas) mostraron remociones efectivas. Dentro de este grupo, el 57% (20 pruebas) se ejecutaron sin adición de H_2O_2 , obteniendo porcentajes de remoción entre 2.44% y 83.06%. Las 15 pruebas restantes (43%), realizadas con H_2O_2 , presentaron valores entre 3.49% y 80%. En términos generales, el promedio de remoción de DQO fue de 26.96%, con promedios diferenciados de 24.86% para las pruebas sin H_2O_2 y 29.83% para aquellas que lo incluyeron.

Modificaciones al sistema, como la adición de H_2O_2 al 50%, ajustes en la distribución del ozono y el cambio del punto de ingreso del efluente (del ABR a los filtros), permitieron mejorar la eficiencia de remoción en un 8% respecto a pruebas preliminares. Estos resultados indican que la unidad piloto posee un potencial competitivo en aplicaciones industriales, pero requiere del efecto combinado de otros procesos para mejorar sus resultados, especialmente en el tratamiento de aguas complejas.

El tratamiento oxidativo con H_2O_2 al 50% y el incremento en el flujo de ozono demostraron ser factores determinantes para aumentar la eficiencia del proceso, como lo evidencia el promedio de remoción de 29.83% en las pruebas con peróxido. Esto sugiere que la sinergia entre el O_3 y el H_2O_2 facilitó la degradación de compuestos orgánicos en el agua residual. La adición de un agente oxidante como el H_2O_2 produce radicales hidroxilos al contribuir en la descomposición del ozono mediante iones HO_2^- provenientes de la descomposición del H_2O_2 en el agua (Chen et al., 2024).

Sin embargo, como se muestra en la Figura 14, donde se presenta el resumen de las pruebas más representativas clasificadas según el uso de peróxido, los valores más altos de remoción (superiores al 50%) se obtuvieron tanto con como sin peróxido, lo cual indica que además de los reactivos, otros factores como la carga orgánica y los tipos de contaminantes influyen considerablemente en la eficiencia del tratamiento. La composición compleja del agua residual, con una matriz de compuestos orgánicos e inorgánicos diversa, incide directamente en el desempeño del sistema. La variabilidad en los resultados de remoción incluso bajo condiciones

similares resalta su importancia, un análisis más profundo de esta matriz podría ayudar a entender mejor el comportamiento de la tecnología y optimizar su aplicación.

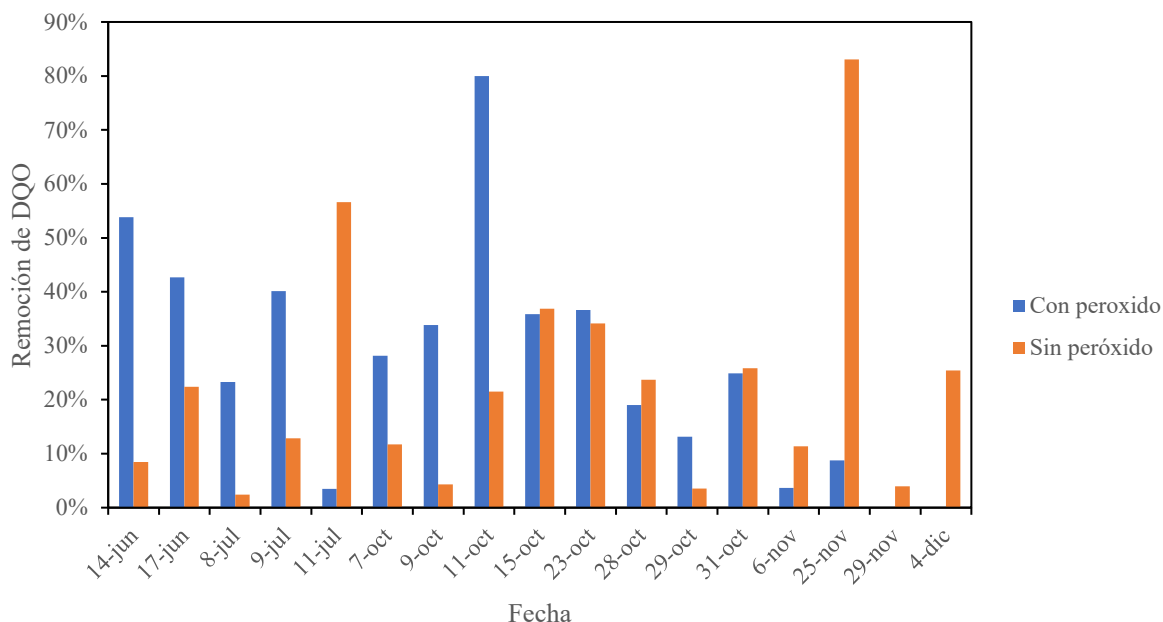


Figura 14. Remoción de DQO representativos entre junio y diciembre del 2024.

Por otro lado, en la Tabla 7 se presentan los resultados obtenidos para cada una de las variables fisicoquímicas medidas. El pH del agua residual era mayoritariamente ácido. De acuerdo con Bourgin y colaboradores (Bourgin et al., 2017), un medio ácido disminuye la sinergia O_3/H_2O_2 al disminuir el grado de deprotonación del H_2O_2 . Estas condiciones pudieron limitar el efecto positivo sobre la degradación de contaminantes, limitando los porcentajes de remoción. Se observó que el 64% de las pruebas mostraron una disminución del pH en un rango de 0.01 a 0.19 unidades, considerado poco significativo. Por el contrario, en el 36% restante, se registró un aumento de pH entre 0.01 y 1.58 unidades, lo cual resulta favorable, dado el carácter ácido predominante del efluente.

También se logró reducir la turbidez en el 46% de las pruebas, con valores entre 1 y 404 NTU, contribuyendo positivamente a los estándares requeridos por la empresa. Asimismo, se evidenció un aumento del potencial de óxido-reducción (ORP) en el 62% de las pruebas, con un

rango de 12.3 a 380.95 mV, lo cual indica un cambio hacia condiciones más oxidantes y, por tanto, la transformación de compuestos reducidos presentes en el agua. El oxígeno disuelto (OD) también mostró un incremento en el 57% de las pruebas, con un promedio de 0.26 mg L⁻¹, mejorando la calidad del efluente tratado.

En cuanto a la conductividad (σ), se registró una disminución de esta en el 69% de las pruebas (rango: 4–2500 $\mu\text{S cm}^{-1}$), lo cual sugiere la ruptura de compuestos complejos en especies más simples. Finalmente, los sólidos disueltos totales se redujeron en el 68% de las pruebas, con rangos de reducción entre 2 y 1251 ppm, aspecto relevante para asegurar el cumplimiento de la normativa ambiental vigente.

Tabla 6. Rangos de las variables fisicoquímicas a la entrada y salida del equipo.

Variable	Entrada		Salida	
	Min	Máx	Min	Máx
Ph	4.52	7.59	4.6	7.66
Turbidez (NTU)	44.6	598	81.2	1000
ORP (mV)	-79.8	449.9	-53.3	395.4
OD (mg L ⁻¹)	0.25	23.97	0.3	27.85
σ ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	734	7424	56	7177
TDS (ppm)	367	3712	28	3589

5.4. ANÁLISIS TÉCNICO ECONÓMICO

Con el objetivo de determinar la viabilidad técnica y económica del prototipo de ozonización, se analizaron sus resultados ejecutando la metodología detallada de la sección 4.5, evaluando así aspectos industriales y comerciales.

5.4.1. Tasación de sanción (Beneficio monetario)

Se realizó una estimación de la multa para un caso hipotético, pero basado en condiciones realistas, en el que una empresa incumple la normativa sobre vertimientos de aguas residuales no domésticas al alcantarillado durante un periodo continuo de 180 días. Para este escenario, se asumió una probabilidad de detección por parte de la autoridad ambiental de $P = 0.5$. La Tabla

8 detalla los criterios y cálculos intermedios que conducen a la imposición de la multa, conforme como lo establece la resolución.

Tabla 7. Variables para la tasación de multas ambientales.

Descripción	Valor
Salario mínimo legal mensual vigente (SMMLV)	\$1 423 500
Tope de beneficio instantáneo de 5000 SMMLV (TBI)	\$7 117 500 000
Tope de beneficio continuo (TBC)	\$139 913 265
Número de días Continuos o discontinuos durante los cuales sucede el ilícito (1 y 365) (D)	180
Beneficio ilícito obtenido por el infractor	
Beneficio ilícito obtenido por el infractor (B)	\$175 941 072
Ingresos directos (y1)	\$0
Costos evitados (y2)	\$175 941 072
Ahorros de retraso (y3)	\$0
Sumatoria de ingresos y costos (Y)	\$175 941 072
Capacidad de detención de la conducta (P)	0.5
Grado de afectación ambiental y/o evaluación del riesgo	
La infracción NO se concreta en afectación ambiental	\$62 804 820
Grado de afectación ambiental y/o evaluación del riesgo (I)	\$251 219 280
Importancia de la afectación (IF)	8
Afectación de bien de protección, rango 0 -33%. (IN)	1
Cuando la afectación puede determinarse en un área localizada e inferior a una (1) hectárea (EX)	1
Si la duración del efecto es inferior a seis (6) meses (PE)	1
Cuando la alteración puede ser asimilada por el entorno de forma medible en un periodo menor de 1 año (RV)	1
Si se logra en un plazo interior a seis (5) meses (MC)	1
Valor monetario de la importancia del riesgo (R)	\$62 804 820
Riesgo (RI)	4
Magnitud potencial de la afectación (M)	20
Probabilidad de la ocurrencia (O)	0.2
Circunstancias agravantes y atenuantes	
Confesar a la autoridad ambiental la infracción antes de haberse iniciado el procedimiento sancionatorio. Se exceptúan los casos de flagrancia (Atenuantes)	-0.4

Datos tomados de: Resolución 2086/2010.

Como se observa en la Tabla 8, el beneficio ilícito se estimó en \$175 941 072 COP, solo de los costos evitados por no realizar las adecuaciones adecuado para el tratamiento de agua residual no doméstica. El factor de temporalidad (α) que resulto fue de 2.48, lo que acrecienta la multa debido a la continuidad de la infracción ($d=180$ días).

La infracción no se concreta como una afectación ambiental, por lo que se evalúa el riesgo con la mínima valoración cualitativa de los criterios de impacto ambiental para calcular la magnitud potencial de la afectación ambiental, y se determina la probabilidad de ocurrencia mínima para esta empresa manufacturera en alimentos, dando un valor monetario de la importancia de riesgo de \$62 804 820 COP. Finalmente, los valores consolidados de los principales criterios para la tasación de la multa, se presenta en la Tabla 9.

Tabla 8. Cálculo final de la sanción económica aplicando la Resolución 2086/2010.

Variable	Criterio	Valor
B	beneficio ilícito obtenido por el infractor	\$139 913 265
A	Factor de temporalidad	2.475
I	Grado de afectación ambiental y/o evaluación del riesgo	\$62 804 820
A	Circunstancias agravantes y atenuantes	-0.4
Ca	Costos asociados	0
Cs	Capacidad socioeconómica del infractor	0.75
Multa		\$209 869 898

Datos tomados de: Resolución 2086/2010.

Como se presenta en la Tabla 9, los costos asociados se consideraron \$0 COP, debido a la posibilidad de que la CVC no cobre, esto según la información obtenida. La capacidad asociada del infractor se asignó con 0.75, ya que se trata de una industria mediana. Con la aplicación de la Resolución 2086/2010 y con la Ecuación 4, la multa estimada asciende a \$209 869 898 COP. este monto hace representación del beneficio económico el cual se evalúa en la rentabilidad del prototipo de ozonización.

5.4.2. Costos de inversión y operación

La inversión inicial del prototipo de ozonización adquirido por la Universidad del Valle es de \$150 000 000 COP, valor que incluye el costo del prototipo (modelo FG-OWS), la licencia de patente, el transporte, el seguro y los gastos asociados a su desarrollo e investigación. Por otro lado, el equipo de ozonización (modelo FG-OWS), ofrecido por la empresa Flygoo Eco-Technologies (Guangzhou) Co., Ltd. a través de la página *Made in China*, presenta un costo menor, al no contemplar los gastos derivados de la patente, desarrollo e investigación. La Tabla 10 compara el CAPEX y OPEX del prototipo de ozonización de la Universidad del Valle y el prototipo a nivel comercial.

Tabla 9. Costo de inversión del prototipo de ozonización.

Componentes del CAPEX	Prototipo (UV)	Equipo Comercial
Costo del equipo modelo FG-OWS	Incluido	\$14 488 460
Costo de patente	Incluido	No aplica
Costo de investigación y desarrollo	Incluido	No aplica
Costo de transporte con incoterms DDP	Incluido	\$5 966 927
Costo de seguro de transporte	Incluido	\$206 978
Costos de adquisición	\$150 000 000	\$20 662 365
Logística final de posicionamiento	\$400 000	\$400 000
Instalación	\$1 000 000	\$1 000 000
Puesta en marcha	\$3 600 000	\$3 600 000
Instalación en Lugar	\$5 000 000	\$5 000 000
Total. CAPEX	\$155 000 000	\$25 662 365
Ventaja económica	N/A	83%

El equipo comercial es un 83% más barato que el prototipo obtenido por la Universidad del Valle. Para un equipo comercial, la inversión inicial total es de \$25 662 365.37 COP. Por este motivo, se tiene en cuenta el precio obtenido por la Universidad del Valle para el análisis económico.

Para la estimación del costo operativo se tiene en cuenta los gastos que se deben incurrir mensualmente para operación del equipo en una industria mediana, en la Tabla 11 se detalla los componentes que se estimaron para el OPEX.

Tabla 10. Componentes del costo operativo OPEX.

OPEX	Valor mensual	Valor anual
Energía eléctrica	\$494 143	\$5 519 342
Mantenimiento	\$116 667	\$1 400 000
Sueldo del operario	\$2 517 403	\$30 208 838
Insumos y consumibles	\$200 729	\$2 408 753
Carbón activado	\$6 061	\$72 726
Servicios auxiliares	\$100 000	\$1 200 000
Total, OPEX	\$3 435 003	\$40 809 660

Se estimó un costo operativo mensual de \$3 435 003 COP, este valor está distribuido en el costo de un operario, calculado con el salario mínimo mensual legal vigente para una jornada de 8 horas y teniendo en cuenta la capacitación, prestación y seguridad social, una distribución proporcional mensual del mantenimiento preventivo, los insumos y consumibles necesarios para la operación, y los costos auxiliares del laboratorio. Al proyectar el OPEX mensual, entonces el OPEX anual total del prototipo es de \$40 809 660 COP esto debido a que un año operativo en la industria es de 340 días lo que reduce los costos de energía.

Usualmente el consumo energético tiene una variabilidad multifactorial mensual en la tarifa de cobro por esta razón su utiliza una tarifa fija de 780.45 \$/kWh (EMCALI EICE E.S.P., marzo 2025). En la Tabla 12 se presenta 3 escenarios donde la concentración de ozono varía el amperaje (A), utilizado por el prototipo de ozonización.

En la Tabla 12 muestra como la variación de la concentración de ozono cambia el amperaje y este cambia la potencia eléctrica por ende repercute en el consumo y costo de energía, también se observa que en términos de costos de energía el escenario 1 no es 50% más económico que el escenario 2 y solamente es un 18.2%, más económico que el escenario 2 y el escenario 2 es 6.92%, más económico que el escenario 3. Debido a experimentaciones que detallaron que el mejor rendimiento de remoción es con la concentración de ozono al 100%, por esta razón y teniendo en cuenta la incertidumbre del amperímetro del prototipo de ozonización de ± 0.5 A, se opta por la utilización del costo de energía del escenario 3 para el OPEX, este representa el consumo más elevado por un valor mensual de \$494 143 COP.

Tabla 11. Análisis del Consumo y Costo de Energía Eléctrica por Escenario de Operación.

Consumo de energía	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
Concentración de ozono	50%	100%	Teórico máx.
Amperaje (A)	9	11	11.8
Voltaje (V)	AC 220	AC 220	AC 220
Potencia eléctrica (W)	1980	2420	2600
Potencia eléctrica (kW)	1.98	2.42	2.60
Horas de trabajo por día	8	8	8
xHoras de trabajo por semana	48	48	48
Horas de trabajo por mes	244	244	244
Hora de trabajo por año operativo	2720	2720	2720
Consumo eléctrico diario (kW)	16	19	21
Consumo eléctrico semanal (kW)	95	116	125
Consumo eléctrico mensual (kW)	482	589	633
Consumo eléctrico anual (kW)	5386	6582	7072
Precio de la energía (\$/kWh)	780.45	780.45	780.45
Costo diario de energía	\$12 362	\$15 110	\$16 233
Costo semanal de energía	\$74 174	\$90 657	\$97 400
Costo mensual de energía	\$376 309	\$459 934	\$494 143
Costo anual de energía	\$4 203 192	\$5 137 234	\$5 519 342

5.4.3. Análisis de rentabilidad

La viabilidad generada por el prototipo de ozonización es un elemento clave para el reconocimiento de una posible implementación a nivel industrial. Este análisis de rentabilidad trata de analizar la capacidad del prototipo y generación económica a largo plazo, esto según un enfoque global del prototipo de ozonización y accionario, el cual se presentan en la Tabla 13.

La evaluación económica se realiza teniendo en cuenta un flujo de caja descontado donde se calcula el valor actual de flujos futuros del prototipo de ozonización, se estructuro a un plazo de 10 años, donde la multa de \$209 869 898 COP, que se calculó anteriormente entraría como un ingreso no operacional en el primer año esto debido al ahorro de un costo y afecta en gran medida el flujo de caja por un valor de \$144 453 981 COP antes de deuda para el primer año, se tiene en cuenta una amortización de la deuda a 10 años por un valor de \$4 937 251 COP, el

flujo de caja libre del prototipo de ozonización de los 2 a los 10 años se evaluaron a un valor de \$8 038 547 COP, debido a este ingreso extraordinario mejora considerablemente los indicadores de rentabilidad operacional.

Tabla 12. Parámetros financieros clave y resultados de evaluación para mayo del 2025.

Criterio	Universidad del Valle
Variables	
Valor del agua tratada a un volumen de 6m ³ /h	\$2 763
Valor del agua tratada a un volumen de 10m ³ /h	\$1 658
Inversión inicial (año 0)	
CAPEX total (FCL inicial)	-\$155 000 000
Financiamiento de deuda (FCD inicial)	\$31 000 000
Aporte de capital (FCA)	\$124 000 000
Parámetros de Evaluación	
Tasa de interés de la deuda (Kd)	9.50% (EA)
Ke (EA)	19.20%(EA)
Tasa de Costo Promedio Ponderado de Capital (WACC)	16.60% (EA)
Tasa de impuestos	35%
Índices de rentabilidad	
VPN Proyecto	\$0
TIR Proyecto	16.60%
B/C Proyecto	1
VPN Accionista	\$3 801 304
TIR Accionista	21.99%
B/C Accionista	1.03

En la Tabla 13 se observa que se generó de manera intencional con la función objetivo, para un flujo de caja futuros cuyo valor presente es exactamente igual a la inversión inicial y cubre precisamente su costo de capital la cual de una VPN igual 0 para la proyección del prototipo de ozonización, y se halla el costo del metro cubico de tratamiento de agua residual máximo (10 m³) de \$1 658.08 COP con el prototipo de ozonización, contrastándolo con el cobro del tratamiento de agua residual en la PTAR de Cañaveralejo de la empresa EMCALI por un valor de \$3 602.66 COP en el mes de abril, el valor de costo hallado por el prototipo de ozonización es alto para ser un tratamiento final.

Con el valor de costo de tratamiento de agua residual encontrado con el equipo se puede generar una pequeña rentabilidad para los accionistas de VPN mayor a \$0, TIR mayor a K_e y el beneficio es mayor al costo cuando se utilizara el prototipo para el cumplimiento de la normativa para lo no generación de sanciones por parte de la entidad ambiental correspondiente.

Al realizar un análisis de sensibilidad con una variación $\pm 15\%$ al proyecto en el CAPEX y en la energía eléctrica se encuentra que el costo encontrado se vuelve insostenible en el proyecto, asimismo se encuentra que una variación del 15% por encima vuelve el proyecto bastante rentable solo con esta variabilidad en precios se determina que, aunque el valor mínimo es atractivo a nivel económico donde constantemente está variando, esto la convierte en una inversión muy volátil.

5.4.4. Análisis Comparativo de Tecnologías de Oxidación

Elegir la tecnología adecuada para el tratamiento de agua es una decisión clave en cualquier proyecto relacionado con este recurso vital. No se trata solo de cumplir con los estándares de calidad o capacidad, sino también de encontrar una solución que sea sostenible tanto en lo económico como en lo ambiental. En la Tabla 14 se comparan distintas tecnologías de oxidación avanzada, como el O_3 , H_2O_2 y el Hipoclorito de Sodio ($NaOCl$), abarcando criterios técnicos, económicos y ambientales.

El ozono se posiciona como uno de los oxidantes más potentes disponibles, con un potencial de oxidación de +2.07 V, lo que lo convierte en una opción altamente eficaz para la remoción de DQO. Su eficiencia teórica es excelente (relación 1.00), y una vez instalado, su operación resulta relativamente sencilla. Además, tiene una ventaja importante: no genera subproductos clorados, lo que lo hace más seguro desde el punto de vista ambiental. No obstante, esta tecnología requiere una inversión inicial considerable, con un CAPEX estimado en \$155 000 000 COP, que representa el 88% del costo total del proyecto. A pesar de este alto costo inicial, el ozono compensa con un OPEX mensual significativamente más bajo (alrededor de \$55 771 933 COP), lo que puede traducirse en ahorros operativos importantes a largo plazo.

Tabla 13. Análisis comparativo técnico-económico de tecnologías de oxidación

Criterio	(O ₃)	(H ₂ O ₂)	(NaOCl)
Potencial oxidante	+2.07 V	+1.78 V	+1.36 V
Relación teórica de oxidante DQO eliminada	1	2.33	2.13
(CAPEX)	\$155 000 000	\$12 662 900	\$8 773 100
% CAPEX	88%	7%	5%
(OPEX)	\$55 771 933	\$46 764 072	\$63 493 482
% OPEX	34%	28%	38%
(CAPEX)	Alto (Generador)	Bajo (Tanques, bombas)	Bajo (Tanques, bombas)
(OPEX)	Bajo (Energía)	Medio-Bajo (Químico)	Alto (Químico, pero ineficiente para DQO)
Eficiencia de Remoción DQO	Alta	Alta	Baja-Media (para DQO general)
Complejidad Oper	Baja	Media-Alta	Media-Alta
Ventajas	No almacena químico, oxidante muy potente, no DBPs clorados, desinfección efectiva, Bajo OPEX	Oxidante potente (con activación), no DBPs clorados, menos CAPEX que ozono	Bajo CAPEX (solo dosificación), desinfección efectiva, fácil manejo
Desventajas	Alto CAPEX, (energía), no se almacena	Requiere activación (UV/Fe), manejo de químicos (riesgos)	Bajo poder oxidante para DQO recalcitrante, formación de DBPs, corrosión, impacto ambiental
Generación de Subproductos	No clorados (puede generar bromatos si hay bromuro)	No clorados (puede generar bromatos)	Sí (THMs, HAAs)
Seguridad y Manejo	Alta (Generación in situ)	Media (Almacenamiento y dosificación de químico concentrado)	Media (Almacenamiento y dosificación de químico, corrosivo)

6. CONCLUSIONES

El prototipo de OC usado en esta investigación demostró ser eficaz en la mineralización de IBP en soluciones acuosas sintéticas y en la reducción de la DQO en aguas residuales reales. Los resultados obtenidos confirman que esta tecnología tiene un gran potencial para su aplicación en el tratamiento de aguas, tanto en el ámbito ambiental como industrial.

Una carga de 2 g L⁻¹ de CA como catalizador en el sistema de ozonización favorece la mineralización del IBP en un 11%, esto podría ser causado por la formación de radicales hidroxilos en la superficie del CA. No obstante, este efecto está condicionado por factores como el pH del medio y el tipo de CA. Es importante señalar que, el proceso es menos eficiente en condiciones ácidas.

En el tratamiento de agua residual real, el prototipo de ozonización demostró una capacidad de remoción de DQO con un promedio del 26.96%. La incorporación de H₂O₂ generó mejoras marginales en este promedio. A pesar de que ensayos puntuales, incluso sin catalizador ni H₂O₂, superaron el 50% de remoción, la variabilidad de los resultados resalta la complejidad de la matriz contaminante como un factor determinante en la eficiencia. Los cambios significativos observados en el ORP, el oxígeno y los SDT corroboran la actividad oxidante efectiva del sistema.

En el análisis técnico-económico se demostró que la ozonización es una opción viable y atractiva para el tratamiento de aguas residuales no domésticas. A pesar del alto CAPEX del prototipo de ozonización, el equipo comercial es una alternativa que reduce significativamente la inversión, y el ahorro en sanciones, estimado en más de \$209 869 898 COP, lo cual mejora su rentabilidad, con un VPN positivo y una TIR del 21.99% para los accionistas. Además de ser competitiva en costos, la tecnología ofrece beneficios ambientales al evitar subproductos nocivos, consolidándose como una solución sostenible y posiblemente eficaz.

Finalmente, estos resultados respaldan la integración de esta tecnología en esquemas de tratamiento de aguas residuales, especialmente cuando se combina con otras técnicas complementarias, consolidándola como una solución efectiva, adaptable y ambientalmente responsable.

7. RECOMENDACIONES

Los resultados en la remoción de DQO y COT del tratamiento dependen de las características específicas del agua a tratar, por lo que no puede esperarse un desempeño uniforme ante distintos contaminantes. Se recomienda su integración con otras tecnologías de tratamiento y un ajuste de variables operativas como el pH, la dosis de catalizador, la temperatura y tiempo de operación, con el fin de maximizar la eficiencia del proceso y alcanzar niveles de mineralización mayores, manteniendo la tasa de consumo mínima de 154 mg min^{-1} de ozono (lo que equivale a operar al 100% y con 10 L min^{-1}).

REFERENCIAS

- Ahmed, M. B., Zhou, J. L., Ngo, H. H., Guo, W., Thomaidis, N. S., & Xu, J. (2017). Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 323, 274-298. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.045>
- Ahmed, M. J. (2017). Adsorption of non-steroidal anti-inflammatory drugs from aqueous solution using activated carbons: Review. *Journal of Environmental Management*, 190, 274-282. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.073>
- Almeida, V. M., Orge, C. A., Pereira, M. F. R., & Soares, O. S. G. P. (2022). O₃ based advanced oxidation for ibuprofen degradation. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 42, 277-284. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2021.04.032>
- Alvárez, P. M., García-Araya, J. F., Beltrán, F. J., Giráldez, I., Jaramillo, J., & Gómez-Serrano, V. (2006). The influence of various factors on aqueous ozone decomposition by granular activated carbons and the development of a mechanistic approach. *Carbon*, 44(14), 3102-3112. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2006.03.016>
- Angel-Ospina, A. C., & Machuca-Martínez, F. (2021). Ozonización catalítica en el tratamiento de Contaminantes de Preocupación Emergente en aguas residuales: Un análisis bibliométrico. *INGENIERÍA Y COMPETITIVIDAD*, 24(1). <https://doi.org/10.25100/iyv.v24i1.11603>
- Aristizabal-Ciro, C., Botero-Coy, A. M., López, F. J., & Peñuela, G. A. (2017). Monitoring pharmaceuticals and personal care products in reservoir water used for drinking water

- supply. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(8), 7335-7347.
<https://doi.org/10.1007/s11356-016-8253-1>
- Ayati, A., Tanhaei, B., Beiki, H., Krivoschapkin, P., Krivoschapkina, E., & Tracey, C. (2023). Insight into the adsorptive removal of ibuprofen using porous carbonaceous materials: A review. *Chemosphere*, 323, 138241.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138241>
- Balarak, D., Khatibi, A. D., & Chandrika, K. (2020). Antibiotics Removal from Aqueous Solution and Pharmaceutical Wastewater by Adsorption Process: A Review. *International Journal of Pharmaceutical Investigation*, 10(2), 106-111.
<https://doi.org/10.5530/ijpi.2020.2.19>
- Beltrán, F. J., Rivas, F. J., Fernández, L. A., Álvarez, P. M., & Montero-de-Espinosa, R. (2002). Kinetics of Catalytic Ozonation of Oxalic Acid in Water with Activated Carbon. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 41(25), 6510-6517.
<https://doi.org/10.1021/ie020311d>
- Beltrán, F. J., Rivas, J., Álvarez, P., & Montero-de-Espinosa, R. (2002). Kinetics of Heterogeneous Catalytic Ozone Decomposition in Water on an Activated Carbon. *Ozone: Science & Engineering*, 24(4), 227-237.
<https://doi.org/10.1080/01919510208901614>
- Botero-Coy, A. M., Martínez-Pachón, D., Boix, C., Rincón, R. J., Castillo, N., Arias-Marín, L. P., Manrique-Losada, L., Torres-Palma, R., Moncayo-Lasso, A., & Hernández, F. (2018). 'An investigation into the occurrence and removal of pharmaceuticals in

- Colombian wastewater'. *Science of The Total Environment*, 642, 842-853.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.088>
- Bourgin, M., Borowska, E., Helbing, J., Hollender, J., Kaiser, H.-P., Kienle, C., McArdell, C. S., Simon, E., & von Gunten, U. (2017). Effect of operational and water quality parameters on conventional ozonation and the advanced oxidation process O₃/H₂O₂: Kinetics of micropollutant abatement, transformation product and bromate formation in a surface water. *Water Research*, 122, 234-245.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.05.018>
- Brillas, E. (2022). A critical review on ibuprofen removal from synthetic waters, natural waters, and real wastewaters by advanced oxidation processes. *Chemosphere*, 286, 131849.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131849>
- Canciani, C., Sarvothaman, V. P., Alkhayat, K., Pang, X., Raji, M., Dhanasekaran, M., Aodah, R., Alrabea, R., Guida, P., Prabhudharwadkar, D. M., & Roberts, W. L. (2024, noviembre 4). *Advanced Oxidation Based Treatment of Petroleum Industry Effluent*. ADIPEC. <https://doi.org/10.2118/222088-MS>
- Cerón-Vivas, A., & Peñuela Mesa, G. A. (2024). Environmental risk assessment of pharmaceutical pollutants in the Oro River Sub-basin (Colombia). *Environmental Research*, 252, 118951. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118951>
- Chen, F., Zhang, Y.-S., Bai, C.-W., Huang, X.-T., Sun, Y.-J., & Chen, X.-J. (2024). Ozone meets peroxides: A symphony of hybrid techniques in wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 483, 149129. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.149129>

- Chopra, S., & Kumar, D. (2020). Ibuprofen as an emerging organic contaminant in environment, distribution and remediation. *Heliyon*, 6(6), e04087. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04087>
- Clemens von Sonntag, U. von G. (2012). *Chemistry of Ozone in Water and Wastewater Treatment From Basic Principles to Applications*. IWA Publishing.
- Das, P. P., Dhara, S., Samanta, N. S., & Purkait, M. K. (2024). Advancements on ozonation process for wastewater treatment: A comprehensive review. *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification*, 202, 109852. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2024.109852>
- Dehouli, H., Chedeville, O., Cagnon, B., Caqueret, V., & Porte, C. (2010). Influences of pH, temperature and activated carbon properties on the interaction ozone/activated carbon for a wastewater treatment process. *Desalination*, 254(1), 12-16. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.12.021>
- Delgado-Moreno, L., Bazhari, S., Gasco, G., Méndez, A., El Azzouzi, M., & Romero, E. (2021). New insights into the efficient removal of emerging contaminants by biochars and hydrochars derived from olive oil wastes. *Science of The Total Environment*, 752, 141838. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141838>
- Dolatimehr, A., Mahyar, A., Barough, S. P. H., & Mahmoodi, M. (2024). Insights into the efficiencies of different biological treatment systems for pharmaceuticals removal: A review. *Water Environment Research*, 96(11), e11153. <https://doi.org/10.1002/wer.11153>

- Fan, X., Restivo, J., Órfão, J. J. M., Pereira, M. F. R., & Lapkin, A. A. (2014). The role of multiwalled carbon nanotubes (MWCNTs) in the catalytic ozonation of atrazine. *Chemical Engineering Journal*, 241, 66-76. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.12.023>
- Faria, P. C. C., Órfão, J. J. M., & Pereira, M. F. R. (2008). Activated carbon catalytic ozonation of oxamic and oxalic acids. *Applied Catalysis B: Environmental*, 79(3), 237-243. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2007.10.021>
- Ferre-Aracil, J., Cardona, S.C., & Navarro-Laboulais, J. (2015). Determination and Validation of Henry's Constant for Ozone in Phosphate Buffers Using Different Analytical Methodologies. *Ozone: Science & Engineering*, 37(2), 106-118. <https://doi.org/10.1080/01919512.2014.927323>
- Fidelis, M. Z., Favaro, Y. B., Santos, A. S. G. G. D., Pereira, M. F. R., Brackmann, R., Lenzi, G. G., Soares, O. S. G. P., & Andreo, O. A. B. (2023). Enhancing Ibuprofen and 4-Isobutylacetophenone degradation: Exploiting the potential of Nb₂O₅ sol-gel catalysts in photocatalysis, catalytic ozonation, and photocatalytic ozonation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(5), 110690. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110690>
- Galdeano, M. C., Wilhelm, A. E., Goulart, I. B., Tonon, R. V., Freitas-Silva, O., Germani, R., & Chávez, D. W. H. (2018). Effect of water temperature and pH on the concentration and time of ozone saturation. *Brazilian Journal of Food Technology*, 21, e2017156. <https://doi.org/10.1590/1981-6723.15617>
- García, L. S. (2003). Valoración de empresas, gerencia del valor y EVA. Medellín: Digital Express Ltda.

- Gonçalves, A. G., Órfão, J. J. M., & Pereira, M. F. R. (2012). Catalytic ozonation of sulphamethoxazole in the presence of carbon materials: Catalytic performance and reaction pathways. *Journal of Hazardous Materials*, 239-240, 167-174. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.08.057>
- Guo, Y., Zhao, E., Wang, J., Zhang, X., Huang, H., Yu, G., & Wang, Y. (2020). Comparison of emerging contaminant abatement by conventional ozonation, catalytic ozonation, O₃/H₂O₂ and electro-peroxone processes. *Journal of Hazardous Materials*, 389, 121829. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121829>
- Hama Aziz, K. H., Miessner, H., Mueller, S., Kalass, D., Moeller, D., Khorshid, I., & Rashid, M. A. M. (2017). Degradation of pharmaceutical diclofenac and ibuprofen in aqueous solution, a direct comparison of ozonation, photocatalysis, and non-thermal plasma. *Chemical Engineering Journal*, 313, 1033-1041. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.10.137>
- Han, S., Wang, W., Xu, Z., & Qi, L. (2025). Research and perspective of heterogeneous catalytic oxidation by ozone in the removal of pollutants from industrial wastewater: A review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 147, 20-38. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2024.12.015>
- Huang, Y., Liang, M., Ma, L., Wang, Y., Zhang, D., & Li, L. (2021). Ozonation catalysed by ferrosilicon for the degradation of ibuprofen in water. *Environmental Pollution*, 268, 115722. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115722>

- Jamil, Q., Žener, B., Putar, U., & Matoh, L. (2024). Continuous flow photocatalytic reactor for degradation of selected pollutants: Modeling, kinetics, mineralization rate, and toxicity assessment. *Heliyon*, 10(21), e40019. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e40019>
- Jans, U., & and Hoigné, J. (1998). Activated Carbon and Carbon Black Catalyzed Transformation of Aqueous Ozone into OH-Radicals. *Ozone: Science & Engineering*, 20(1), 67-90. <https://doi.org/10.1080/01919519808547291>
- 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>
- Khalimov, I. U., Sunnatullayev, Sh. Sh., & Rajabova, M. K. (2025). Solubility of air oxygen and ozone in water and acidic solution. *AIP Conference Proceedings*, 3268(1), 040001. <https://doi.org/10.1063/5.0257102>
- Khan, A. H., Aziz, H. A., Khan, N. A., Hasan, M. A., Ahmed, S., Farooqi, I. H., Dhingra, A., Vambol, V., Changani, F., Yousefi, M., Islam, S., Mozaffari, N., & Mahtab, M. S. (2022). Impact, disease outbreak and the eco-hazards associated with pharmaceutical residues: A Critical review. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(1), 677-688. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03158-9>
- Kråkström, M., Saeid ,Soudabeh, Tolvanen ,Pasi, Kumar ,Narendra, Salmi ,Tapio, Kronberg ,Leif, & and Eklund, P. (2022). Identification and Quantification of Transformation

Products Formed during the Ozonation of the Non-steroidal Anti-inflammatory Pharmaceuticals Ibuprofen and Diclofenac. *Ozone: Science & Engineering*, 44(2), 157-171. <https://doi.org/10.1080/01919512.2021.1898928>

Kruglova, A., Kråkström, M., Riska, M., Mikola, A., Rantanen, P., Vahala, R., & Kronberg, L. (2016). Comparative study of emerging micropollutants removal by aerobic activated sludge of large laboratory-scale membrane bioreactors and sequencing batch reactors under low-temperature conditions. *Bioresource Technology*, 214, 81-88. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.037>

Kumar, M., Sridharan, S., Sawarkar, A. D., Shakeel, A., Anerao, P., Mannina, G., Sharma, P., & Pandey, A. (2023a). Current research trends on emerging contaminants pharmaceutical and personal care products (PPCPs): A comprehensive review. *Science of the Total Environment*, 859. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160031>

Kumar, M., Sridharan, S., Sawarkar, A. D., Shakeel, A., Anerao, P., Mannina, G., Sharma, P., & Pandey, A. (2023b). Current research trends on emerging contaminants pharmaceutical and personal care products (PPCPs): A comprehensive review. *Science of the Total Environment*, 859. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160031>

Kumar, R., Qureshi, M., Vishwakarma, D. K., Al-Ansari, N., Kuriqi, A., Elbeltagi, A., & Saraswat, A. (2022). A review on emerging water contaminants and the application of sustainable removal technologies. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 6. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100219>

- Lara-Ramos, J. A., Diaz-Angulo, J., & Machuca-Martínez, F. (2021). Use of modified flotation cell as ozonation reactor to minimize mass transfer limitations. *Chemical Engineering Journal*, 405, 126978. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126978>
- Lara-Ramos, J. A., Machuca-Martínez, F., Mueses, M. A., & Diaz-Angulo, J. (2021). Catalytic Ozonation Processes for Wastewater Treatment. En S. Upadhyayula & A. Chaudhary, *Advanced Materials and Technologies for Wastewater Treatment* (1.^a ed., pp. 165-206). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781003138303-9>
- Li, X., Fu, L., Chen, F., Zhao, S., Zhu, J., & Yin, C. (2023). Application of Heterogeneous Catalytic Ozonation in Wastewater Treatment: An Overview. *Catalysts*, 13(2), 342. <https://doi.org/10.3390/catal13020342>
- López, D. M., & Soto, M. F. V. (s. f.). *CONTAMINANTES EMERGENTES EN DIFERENTES MATRICES DE AGUAS Y TRATAMIENTOS ALTERNATIVOS PARA SU ELIMINACIÓN*.
- López-Cabra, C. A., Gálvez-Bermúdez, J. M., Domínguez, C. D., Urbina-Bonilla, A. del P., Calderón-Ospina, C. A., & Vallejos-Narváez, Á. (2016). Automedicación en estudiantes de medicina de la Universidad del Rosario en Bogotá D. C., Colombia. *Revista Colombiana de Ciencias Químico - Farmacéuticas*, 45(3), 374-384. <https://doi.org/10.15446/rcciquifa.v45n3.62018>
- Ma, J., Chen, Y., Nie, J., Ma, L., Huang, Y., Li, L., Liu, Y., & Guo, Z. (2018). Pilot-scale study on catalytic ozonation of bio-treated dyeing and finishing wastewater using recycled

- waste iron shavings as a catalyst. *Scientific Reports*, 8(1), 7555.
<https://doi.org/10.1038/s41598-018-25761-6>
- Ma, Z., Zhu, L., Lu, X., Xing, S., Wu, Y., & Gao, Y. (2014). Catalytic ozonation of *p*-nitrophenol over mesoporous Mn–Co–Fe oxide. *Separation and Purification Technology*, 133, 357-364. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2014.07.011>
- Madera-Parra, C. A., Jiménez-Bambague, E. M., Toro-Vélez, A. F., Lara-Borrero, J. A., Bedoya-Ríos, D. F., Duque-Pardo, V., Madera-Parra, C. A., Jiménez-Bambague, E. M., Toro-Vélez, A. F., Lara-Borrero, J. A., Bedoya-Ríos, D. F., & Duque-Pardo, V. (2018). ESTUDIO EXPLORATORIO DE LA PRESENCIA DE MICROCONTAMINANTES EN EL CICLO URBANO DEL AGUA EN COLOMBIA: CASO DE ESTUDIO SANTIAGO DE CALI. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 34(3), 475-487. <https://doi.org/10.20937/rica.2018.34.03.10>
- Malik, S. N., Ghosh, P. C., Vaidya, A. N., & Mudliar, S. N. (2020). Hybrid ozonation process for industrial wastewater treatment: Principles and applications: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 35, 101193. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101193>
- Mena, E., Rey, A., & Beltrán, F. J. (2018). TiO₂ photocatalytic oxidation of a mixture of emerging contaminants: A kinetic study independent of radiation absorption based on the direct-indirect model. *Chemical Engineering Journal*, 339, 369-380. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.01.122>
- Milquez Sanabria, H. A., & Montagut, J. C. (2023). Impacto de los contaminantes emergentes en el entorno acuático y los tratamientos para el control y remoción en los cuerpos

hídricos. Revisión literaria. *Ingeniería y Competitividad*, 25(3).

<https://doi.org/10.25100/iyc.v25i3.12551>

Minella, M., Bertinetti, S., Hanna, K., Minero, C., & Vione, D. (2019). Degradation of ibuprofen and phenol with a Fenton-like process triggered by zero-valent iron (ZVI-Fenton). *Environmental Research*, 179, 108750. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108750>

Morin-Crini, N., Lichtfouse, E., Liu, G., Balaram, V., Ribeiro, A. R. L., Lu, Z., Stock, F., Carmona, E., Teixeira, M. R., Picos-Corrales, L. A., Moreno-Piraján, J. C., Giraldo, L., Li, C., Pandey, A., Hocquet, D., Torri, G., & Crini, G. (2022). Worldwide cases of water pollution by emerging contaminants: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 20(4), 2311-2338. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01447-4>

Nieto-Sandoval, J., Cavalcante, R. P., Bayarri, B., & Sans, C. (2025). Vine-pruning waste derived catalyst for ibuprofen degradation from water through ozonation. *Chemical Engineering Science*, 311, 121612. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2025.121612>

Oba, S. N., Ighalo, J. O., Aniagor, C. O., & Igwegbe, C. A. (2021). Removal of ibuprofen from aqueous media by adsorption: A comprehensive review. *Science of The Total Environment*, 780, 146608. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146608>

Orge, C. A., Graça, C. A. L., Restivo, J., Pereira, M. F. R., & Soares, O. S. G. P. (2024). Catalytic ozonation of pharmaceutical compounds using carbon-based catalysts. *Catalysis Communications*, 187, 106863. <https://doi.org/10.1016/j.catcom.2024.106863>

Osman, A. I., Ayati, A., Farghali, M., Krivoschapkin, P., Tanhaei, B., Karimi-Maleh, H., Krivoshapkina, E., Taheri, P., Tracey, C., Al-Fatesh, A., Ihara, I., Rooney, D. W., &

- Sillanpää, M. (2024). Advanced adsorbents for ibuprofen removal from aquatic environments: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 22(1), 373-418. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01647-6>
- Oulton, R., Haase, J. P., Kaalberg, S., Redmond, C. T., Nalbandian, M. J., & Cwiertny, D. M. (2015). Hydroxyl Radical Formation during Ozonation of Multiwalled Carbon Nanotubes: Performance Optimization and Demonstration of a Reactive CNT Filter. *Environmental Science & Technology*, 49(6), 3687-3697. <https://doi.org/10.1021/es505430v>
- Pedrerros Calvo, C., Valderrama Lopez, K. V., Agudelo Valencia, R. N., Pérez Cortés, K., & Campo, C. E. (2021). Reducción de la concentración de DQO y COT en aguas residuales de la industria farmacéutica empleando ozono catalizado por Fe²⁺. Estudio de caso a escala real. *Revista Mutis*, 11(2), 56-63. <https://doi.org/10.21789/22561498.1707>
- Pemberthy M, D., Padilla, Y., Echeverri, A., & Peñuela, G. A. (2020). Monitoring pharmaceuticals and personal care products in water and fish from the Gulf of Urabá, Colombia. *Heliyon*, 6(6), e04215. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04215>
- Peña-Guzmán, C., Ulloa-Sánchez, S., Mora, K., Helena-Bustos, R., Lopez-Barrera, E., Alvarez, J., & Rodriguez-Pinzón, M. (2019). Emerging pollutants in the urban water cycle in Latin America: A review of the current literature. *Journal of Environmental Management*, 237, 408-423. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.100>

- Pereira, M. F. R., Gonçalves, A. G., & Órfão, J. J. M. (2014). *Carbon materials as catalysts for the ozonation of organic pollutants in water* *Materiales de carbón como catalizadores para la ozonización de contaminantes orgánicos en agua*.
- Restivo, J., Garcia-Bordejé, E., Órfão, J. J. M., & Pereira, M. F. R. (2016). Carbon nanofibers doped with nitrogen for the continuous catalytic ozonation of organic pollutants. *Chemical Engineering Journal*, 293, 102-111. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.02.055>
- Rivera-Utrilla, J., & Sánchez-Polo, M. (2002). Ozonation of 1,3,6-naphthalenetrisulphonic acid catalysed by activated carbon in aqueous phase. *Applied Catalysis B: Environmental*, 39(4), 319-329. [https://doi.org/10.1016/S0926-3373\(02\)00117-0](https://doi.org/10.1016/S0926-3373(02)00117-0)
- Rocha, R. P., Gonçalves, A. G., Pastrana-Martínez, L. M., Bordoni, B. C., Soares, O. S. G. P., Órfão, J. J. M., Faria, J. L., Figueiredo, J. L., Silva, A. M. T., & Pereira, M. F. R. (2015). Nitrogen-doped graphene-based materials for advanced oxidation processes. *Catalysis Today*, 249, 192-198. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2014.10.046>
- Rodríguez, F. J. (2003). Procesos de potabilización del agua e influencia del tratamiento de ozonización. Recuperado de <https://books.google.com.cu/books?id=xAvNbixfFpcC&printsec=frontcover#v=onepage&q&f=false>
- Roslan, N. N., Lau, H. L. H., Suhaimi, N. A. A., Shahri, N. N. M., Verinda, S. B., Nur, M., Lim, J.-W., & Usman, A. (2024). Recent Advances in Advanced Oxidation Processes for Degrading Pharmaceuticals in Wastewater—A Review. *Catalysts*, 14(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/catal14030189>

- Saeid, S., Kråkström, M., Tolvanen, P., Kumar, N., Eränen, K., Peurla, M., Mikkola, J.-P., Maël, L., Kronberg, L., Eklund, P., & Salmi, T. (2020). Synthesis and Characterization of Metal Modified Catalysts for Decomposition of Ibuprofen from Aqueous Solutions. *Catalysts*, 10(7), 786. <https://doi.org/10.3390/catal10070786>
- Sánchez-Polo, M., Von Gunten, U., & Rivera-Utrilla, J. (2005). Efficiency of activated carbon to transform ozone into OH radicals: Influence of operational parameters. *Water Research*, 39(14), 3189-3198. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.05.026>
- Sandoval, M. A., Calzadilla, W., Vidal, J., Brillas, E., & Salazar-González, R. (2024). Contaminants of emerging concern: Occurrence, analytical techniques, and removal with electrochemical advanced oxidation processes with special emphasis in Latin America. *Environmental Pollution*, 345, 123397. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123397>
- Shahmahdi, N., Dehghanzadeh, R., Aslani, H., & Bakht Shokouhi, S. (2020). Performance evaluation of waste iron shavings (Fe⁰) for catalytic ozonation in removal of sulfamethoxazole from municipal wastewater treatment plant effluent in a batch mode pilot plant. *Chemical Engineering Journal*, 383, 123093-123093. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2019.123093>
- Solano Roa, M. V., & Garavito Cárdenas, G. (2013). Condición de venta de analgésicos antiinflamatorios no esteroides, legalmente autorizados para su comercialización en Colombia. Estrategias de uso racional. *Revista Colombiana de Ciencias Químico - Farmacéuticas*, 42(2), 145-168.

- Souza, M. C. O., Rocha, B. A., Adeyemi, J. A., Nadal, M., Domingo, J. L., & Barbosa, F. (2022). Legacy and emerging pollutants in Latin America: A critical review of occurrence and levels in environmental and food samples. *Science of The Total Environment*, 848, 157774. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157774>
- Staehelin, Johannes., & Hoigne, Juerg. (1982). Decomposition of ozone in water: Rate of initiation by hydroxide ions and hydrogen peroxide. *Environmental Science & Technology*, 16(10), 676-681. <https://doi.org/10.1021/es00104a009>
- Tu, Y., Shao, G., Liu, F., Li, Q., Zhou, Z., & Ren, Z. (2023). Efficient treatment of salty organic wastewater by α -MnO₂-N/C synergistic catalytic ozonation: Effect and mechanism. *AIChE Journal*, 69(10). Scopus. <https://doi.org/10.1002/aic.18160>
- UNESCO. (2017). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas residuales: El recurso desaprovechado.*
- Valdés, H., Sánchez-Polo, M., & Zaror, C. A. (2011). Impacto del tratamiento con ozono sobre las propiedades superficiales del carbón activado. *Ingeniare. Revista chilena de ingeniería*, 19(2), 174-185. <https://doi.org/10.4067/S0718-33052011000200003>
- Von Gunten, U. (2003). Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. *Water Research*, 37(7), 1443-1467. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00457-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00457-8)
- Wada, O. Z., & Olawade, D. B. (2025). Recent occurrence of pharmaceuticals in freshwater, emerging treatment technologies, and future considerations: A review. *Chemosphere*, 374, 144153. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144153>

- Wang, B., Zhang, H., Wang, F., Xiong, X., Tian, K., Sun, Y., & Yu, T. (2019). Application of Heterogeneous Catalytic Ozonation for Refractory Organics in Wastewater. *Catalysts*, 9(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/catal9030241>
- Wang, J., & Bai, Z. (2017). Fe-based catalysts for heterogeneous catalytic ozonation of emerging contaminants in water and wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 312, 79-98. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.11.118>
- Wang, J., & Chen, H. (2020). Catalytic ozonation for water and wastewater treatment: Recent advances and perspective. *Science of the Total Environment*, 704. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135249>
- Wu, J., Zhang, Y., & Zhou, Y. (2024). Multi-strategy study of environmental degradation of ibuprofen: From chemical catalysis to biological treatment. *E3S Web of Conferences*, 553, 03012. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202455303012>
- Ye, G., Luo, P., Zhao, Y., Qiu, G., Hu, Y., Preis, S., & Wei, C. (2020). Three-dimensional Co/Ni bimetallic organic frameworks for high-efficient catalytic ozonation of atrazine: Mechanism, effect parameters, and degradation pathways analysis. *Chemosphere*, 253, 126767. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126767>
- Zhang, S., Wang, H., Zhou, Y., Kamali, M., He, X., Khalaj, M., & Xia, Y. (2022). Catalytic Ozonation of the Secondary Effluents from the Largest Chinese Petrochemical Wastewater Treatment Plant—A Stability Assessment. *Sustainability (Switzerland)*, 14(4). <https://doi.org/10.3390/su14042200>

ANEXOS

Anexo A. [Ficha técnica de la unidad piloto.](#)

Anexo B. [Resultados del diseño experimental en laboratorio.](#)

Anexo C. [Informe con los objetivos de tratamiento del agua y su comparación con lo establecido por la norma.](#)

Anexo D. [Excel costos energéticos y operativos de la planta piloto.](#)

Anexo E. [Informe análisis económico para definir la rentabilidad.](#)

Anexo F. [Reporte de análisis comparativo de costos, ventajas y desventajas.](#)