

**UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA AGRÍCOLA**



**ESTUDIO DEL PROCESO DE OXIDACIÓN AVANZADA UV/H₂O₂ PARA LA
REMOCIÓN DE FÁRMACOS A PARTIR DE AGUAS RESIDUALES
MODELO**

MARTINA GASSET SOLAR

HABILITACIÓN PROFESIONAL
PRESENTADA A LA FACULTAD DE
INGENIERÍA AGRÍCOLA DE LA
UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN,
PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERA AMBIENTAL

CHILLÁN-CHILE

2026

**ESTUDIO DEL PROCESO DE OXIDACIÓN AVANZADA UV/H₂O₂ PARA LA
REMOCIÓN DE FÁRMACOS A PARTIR DE AGUAS RESIDUALES**

MODELO

Aprobado por:

Gastón Merlet Venturelli
Ingeniero Civil Químico, Dr.
Profesor Asociado

Profesor Guía

Mickel Garrido Concha
Ingeniero Ambiental
Colaborador Académico

Profesor Co-Guía

Christian Folch Cano
Profesor de Química y Cs. Naturales, Dr.
Profesor Asociado

Profesor Asesor

Thais González Pérez
Ingeniera Química, Dra.
Profesora Asistente

Profesor Asesor

Gastón Merlet Venturelli
Ingeniero Civil Químico, Dr.
Profesor Asociado

Director de Departamento

Luis Octavio Lagos Roa
Ingeniero Civil Agrícola, Ph. D.
Profesor Titular

Decano

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer en primer lugar a mi familia, especialmente a mis padres y a mi hermana, por su apoyo incondicional a lo largo de este proceso. Gracias por acompañarme siempre, creer en mí y ser un pilar fundamental en mi vida.

Agradezco también a mis abuelos, a quienes están y a quienes ya no están, por su cariño, cuidado y compañía a lo largo de mi vida, así como a toda mi familia por el ánimo constante y el apoyo entregado durante esta etapa.

A mi profesor guía, a los integrantes de mi comité de tesis y a Leonor, por su orientación, disposición y acompañamiento académico durante el desarrollo de este trabajo.

A Matías, por estar a mi lado y acompañarme siempre, por su apoyo incondicional y su paciencia, especialmente en los momentos en que el trabajo en el laboratorio demandó más tiempo y energía.

A mis amigos, quienes me acompañaron y apoyaron durante estos cinco años de carrera, haciendo este proceso más llevadero y agradable.

Finalmente, quiero agradecer a mis mascotas, en especial a Polito, por recibirme siempre con alegría al llegar a casa, y a Violeta quien, aunque ya no esté conmigo, me acompañó durante prácticamente toda esta etapa.

ÍNDICE DE MATERIAS

	Página
RESUMEN	1
ABSTRACT	3
1. INTRODUCCIÓN	4
2. ANTECEDENTES GENERALES.....	7
2.1. Recurso hídrico en el mundo y la crisis actual	7
2.2. Contaminantes emergentes presentes en el agua	8
2.2.1. Fármacos como contaminantes emergentes	9
2.3. Tratamiento de aguas residuales	16
2.4. Procesos avanzados para el tratamiento de aguas residuales.....	17
2.4.1. Filtración avanzada por membranas.....	18
2.4.2. Cloración.....	18
2.4.3. Procesos de oxidación avanzada (POAs).....	19
2.5. Espectrofotometría UV -visible.....	26
3. HIPÓTESIS	28
4. OBJETIVOS	28
4.1. Objetivo general.....	28
4.2. Objetivos específicos	28
5. METODOLOGÍA.....	29
5.1. Reactivos y equipamiento	29
5.2. Preparación de la solución modelo	29
5.3. Configuración experimental	30
5.4. Experimentos de oxidación de UV/H ₂ O ₂	31
5.5. Método para la cuantificación de la concentración de los fármacos ...	33
5.6. Variable respuesta	35
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	36
6.1. Curva de calibración de los fármacos	36
6.1.1. Curva de calibración de paracetamol	36
6.1.2. Curva de calibración de naproxeno sódico	38

6.1.3.	Curva de calibración del ibuprofeno	41
6.2.	Degradación de los fármacos por el proceso UV/H ₂ O ₂	43
6.2.1.	Degradación del paracetamol en el proceso UV/H ₂ O ₂	43
6.2.2.	Degradación del naproxeno sódico en el proceso UV/H ₂ O ₂	46
6.2.3.	Degradación del ibuprofeno en el proceso UV/H ₂ O ₂	49
6.2.4.	Comparación	53
7.	CONCLUSIONES.....	56
8.	NOMENCLATURA.....	58
9.	BIBLIOGRAFÍA	59
10.	ANEXOS Y APÉNDICES	67

ÍNDICE DE TABLAS

	Página
Tabla 1. Presencia de fármacos en aguas residuales.	11
Tabla 2. Medicamentos más adquiridos en el mercado privado chileno en 2021.	12
Tabla 3. Propiedades fisicoquímicas de los compuestos farmacéuticos	30
Tabla 4. Variables experimentales que tendrán los ensayos de oxidación UV/H ₂ O ₂ para la remoción de fármacos.....	33

ÍNDICE DE FIGURAS

En el texto	Página
Figura 1. Origen y principales vías de contaminación de fármacos. Fuente: elaboración propia, modificado de Homem y Santos (2011).	10
Figura 2. Mecanismo de los procesos de oxidación avanzada. Fuente: elaboración propia.	20
Figura 3. Esquema del sistema experimental. Fuente: Elaboración propia ..	31
Figura 4. Barrido espectral de paracetamol a distintas concentraciones.	36
Figura 5. Curva de calibración para paracetamol a 243 nm.	37
Figura 6. Curva de calibración ajustada para paracetamol a 243 nm.	38
Figura 7. Barrido espectral de naproxeno sódico a distintas concentraciones.	39
Figura 8. Curva de calibración para naproxeno sódico a 229 nm.	39
Figura 9. Curva de calibración para naproxeno sódico a 271 nm.	40
Figura 10. Barrido espectral para ibuprofeno a distintas concentraciones. ...	41
Figura 11. Curva de calibración para ibuprofeno a 222 nm.	42
Figura 12. Curva de calibración ajustada para ibuprofeno a 222 nm.	42
Figura 13. Concentración de paracetamol en función del tiempo bajo distintas dosis de peróxido de hidrógeno (H ₂ O ₂).	43
Figura 14. Concentración de naproxeno sódico en función del tiempo bajo distintas dosis de peróxido de hidrógeno (H ₂ O ₂).	46
Figura 15. Concentración de ibuprofeno en función del tiempo bajo distintas dosis de peróxido de hidrógeno (H ₂ O ₂).	50
Figura 16. Degradación relativa de ibuprofeno, naproxeno sódico y paracetamol en función del tiempo mediante el proceso UV/H ₂ O ₂ en diferentes condiciones (a) [H ₂ O ₂] = 222 ppm (b) Control luz UV y [H ₂ O ₂] = 333 ppm.	53
En el anexo	Página
Figura A1. Evolución visual de la solución de paracetamol durante el proceso UV/H ₂ O ₂ en 0, 30 y 60 minutos de tratamiento.	67
Figura A2. Evolución visual de la solución de naproxeno sódico durante el proceso UV/H ₂ O ₂ en 0, 30, 48 y 60 minutos de tratamiento.	68

ÍNDICE DE ECUACIONES

	Página
Ecuación 1. Ecuación de Lambert Beer.....	26
Ecuación 2. Ecuación tiempo de residencia.....	32
Ecuación 3. Porcentaje de remoción del fármaco en la muestra.....	35

ESTUDIO DEL PROCESO DE OXIDACIÓN AVANZADA UV/H₂O₂ PARA LA REMOCIÓN DE FÁRMACOS A PARTIR DE AGUAS RESIDUALES

MODELO

STUDY OF THE ADVANCED UV/H₂O₂ OXIDATION PROCESS FOR THE
REMOVAL OF PHARMACEUTICALS FROM MODEL WASTEWATER

Palabras claves: Ibuprofeno, naproxeno sódico, paracetamol, procesos de oxidación avanzada, peróxido de hidrógeno.

RESUMEN

El presente trabajo tiene como objetivo estudiar el proceso de oxidación UV/H₂O₂ para el tratamiento de soluciones acuosas modelos contaminadas individualmente con ibuprofeno, naproxeno sódico y paracetamol. La metodología consistió en implementar un sistema UV/H₂O₂ y exponer las soluciones modelo al tratamiento durante dos horas, evaluando la degradación obtenida para tres dosis diferentes de peróxido de hidrógeno (111, 222 y 333 ppm). La cuantificación de los fármacos se realizó mediante espectrofotometría UV, elaborando previamente las curvas de calibración válidas para cada compuesto. Los resultados obtenidos mostraron altas eficiencias de remoción en paracetamol y naproxeno sódico, con valores cercanos al 95%, mientras que el ibuprofeno presentó remociones entre el 78% y 85%, evidenciando una mayor resistencia a la oxidación. En conjunto, estos resultados demostraron que el proceso UV/H₂O₂ es una alternativa eficaz para remover estos fármacos bajo condiciones controladas de laboratorio. No obstante, los fenómenos visuales producidos durante los

ensayos sugieren la formación de subproductos intermedios, por lo que se recomienda profundizar su identificación mediante técnicas analíticas de mayor resolución.

STUDY OF THE ADVANCED UV/H₂O₂ OXIDATION PROCESS FOR THE REMOVAL OF PHARMACEUTICALS FROM MODEL WASTEWATER

Keywords: ibuprofen, naproxen sodium, paracetamol, advanced oxidation process, hydrogen peroxide.

ABSTRACT

The present work aims to study the UV/H₂O₂ oxidation process for the treatment of model water solutions individually contaminated with ibuprofen, naproxen sodium and paracetamol. The methodology consisted of implementing a UV/H₂O₂ system and exposing the model solutions to treatment for two hours, evaluating the degradation obtained for three different doses of hydrogen peroxide (111, 222 and 333 ppm). The quantification of the pharmaceuticals was carried out by UV spectrophotometry, and the calibration curves valid for each compound were prepared in advance. The results obtained showed high removal efficiencies for paracetamol and naproxen sodium, with values close to 95%, while ibuprofen presented removals between 78% and 85%, showing a higher resistance to oxidation. Taken together, these results demonstrated that the UV/H₂O₂ process is an effective alternative for removing these drugs under controlled laboratory conditions. However, the visual phenomena produced during the tests suggest the formation of intermediate by-products, so it is recommended to further their identification through analytical techniques of higher resolution.

1. INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso indispensable para la vida en el planeta, es fundamental para el desarrollo de los seres humanos, el medio ambiente y los ecosistemas, el desarrollo socioeconómico, la producción de alimentos y la energía (ONU, s.f.). Sin embargo, durante el último tiempo la crisis hídrica se ha manifestado en forma evidente, afectando la disponibilidad y calidad del agua.

La crisis hídrica es un problema que se produce a nivel global y es causada por una serie de factores, como el cambio climático, que provoca la irregularidad de patrones de lluvia y la disminución de recursos hídricos naturales disponibles, la asignación ineficiente de recursos hídricos, las nuevas demandas de agua (usos urbanos, agricultura, industria y sector turístico) y el uso descontrolado de este recurso como si fuera inagotable (Baeza, 2018a). En consecuencia, en muchas regiones del planeta la demanda de agua supera su disponibilidad, perjudicando a las actividades humanas y a los ecosistemas.

A raíz de esta problemática y de la búsqueda de soluciones para enfrentarla, una de las soluciones que ha surgido corresponde al tratamiento y reutilización de aguas residuales para propósitos como la agricultura, riego, procesos industriales e incluso para el consumo humano, en casos extremos.

Sin embargo, los tratamientos convencionales que se aplican actualmente a este tipo de aguas no logran eliminar de manera eficaz todo tipo de agentes contaminantes, debido a que algunos de ellos poseen estructuras químicas

complejas, alta estabilidad y persistencia en el ambiente. Además, estos sistemas de tratamiento no han sido diseñados específicamente para la remoción de este tipo de compuestos. Dentro de este grupo de contaminantes se encuentran los denominados contaminantes emergentes, cuya presencia en el medio ambiente ha generado preocupación en los últimos años.

Los contaminantes emergentes son compuestos de uso cotidiano, entre los que se incluyen ingredientes de productos de cuidado personal, herbicidas, pesticidas, detergentes, combustibles, tintes textiles y medicamentos. En su mayoría, estos compuestos no presentan una normativa para su regulación, por lo que se descargan sin un control específico hacia las matrices ambientales.

Dentro de este grupo, los productos farmacéuticos, como el ibuprofeno, el naproxeno y el paracetamol, han sido detectados en el medio ambiente en diversos estudios, lo que representa una preocupación relevante, ya que su presencia puede generar efectos adversos en la salud humana y en los ecosistemas (Ikehata et al., 2006).

Debido a la complejidad de la eliminación de estos contaminantes, han surgido tecnologías alternativas como los procesos de oxidación avanzada, entre los que se incluyen la oxidación UV/H₂O₂, el proceso Fenton y la ozonización. Estas técnicas han demostrado ser efectivas en la degradación de fármacos y otros contaminantes emergentes (Akbari et al., 2021).

En este contexto, la presente investigación se enfoca en abordar un aspecto específico de la problemática, proponiéndose indagar la factibilidad de la eliminación de tres tipos de medicamentos, ibuprofeno, paracetamol y naproxeno, de una solución modelo, mediante el proceso de oxidación avanzada UV/H₂O₂.

2. ANTECEDENTES GENERALES

2.1. Recurso hídrico en el mundo y la crisis actual

El agua es un recurso natural invaluable, esencial para todas las formas de vida. Es uno de los componentes principales de los seres vivos, constituyendo entre un 60% a más del 90% de su peso corporal. En el caso del ser humano, el cerebro está compuesto por un 70% de agua, y las células utilizan este recurso para transportar minerales y nutrientes a través del cuerpo (Duke, 2014). Además, el agua tiene una infinidad de usos que la convierten en un recurso indispensable, es fundamental para el bienestar humano, en los aspectos de ingesta e higiene, y también es requerida en actividades económicas como la agricultura, industria y minería.

Aunque el agua cubre el 70% del planeta, no toda es apta para ser utilizada directamente por los seres vivos. Del total, el 97,5% corresponde a agua salada, mientras que el 2,5% restante corresponde a agua dulce. Sin embargo, de este porcentaje, menos del 1% es accesible para el consumo humano, debido a que la mayoría es agua congelada en forma de glaciares o almacenada en acuíferos subterráneos (Gutierrez et al., s.f).

Durante los últimos 100 años, el uso del agua dulce se ha multiplicado por seis y continúa en un aumento constante, a un ritmo aproximado de 1% anual desde la década de 1980 (Koncagül et al., 2021). Este aumento sostenido ha provocado una gran preocupación sobre el recurso hídrico, sumado a múltiples factores que dificultan aún más su disponibilidad.

En este contexto, la crisis hídrica se ha consolidado como una problemática que se produce a nivel global. Esta se define como la disminución en la calidad y cantidad de agua dulce disponible, al punto de generar efectos perjudiciales para la salud humana y actividades económicas (Kammeyer, 2018). Dentro de los factores que provocan esta problemática, se destaca el cambio climático, que provoca la irregularidad de patrones de lluvia y la disminución de los recursos hídricos naturales disponibles, y la gestión inadecuada del recurso hídrico, que incluye la sobreexplotación y uso descontrolado del agua como si fuera un recurso prácticamente inagotable.

Según un estudio reciente de Greenwood et al. (Greenwood et al., 2024) sobre el mapeo del uso de agua potable, se estima que en 2024 aproximadamente cuatro mil cuatrocientos millones de personas carecieron de acceso a agua potable segura, que es más del doble de la cifra reportada en 2022 por Naciones Unidas, que indica que aproximadamente dos mil millones de personas no tuvieron acceso a agua potable segura (ONU, s.f.). Este es un aumento preocupante y refleja no solo la gravedad de la crisis hídrica, sino también una de las múltiples consecuencias que provoca a nivel mundial.

2.2. Contaminantes emergentes presentes en el agua

Los contaminantes emergentes son compuestos de distinto origen y naturaleza química, cuya presencia en el medio ambiente ha pasado en gran parte inadvertida (Barceló & López, 2008). Estos son liberados en matrices

ambientales, y en su mayoría no presentan una normativa para su regulación, por lo que se descargan sin un control específico previo.

Debido a sus bajas concentraciones en ambientes naturales, principalmente en cuerpos de agua, se consideraban insignificantes. Sin embargo, aunque muchos de los efectos que producen son desconocidos, se ha comprobado que algunos contaminantes si presentan efectos significativos, como alterar al sistema endocrino y bloquear o perturbar funciones hormonales, representando un riesgo para la salud de los seres vivos y de los ecosistemas (García Gómez et al., 2011; Torres et al., 2024).

Este tipo de contaminantes provienen de una serie de productos que se utilizan de manera cotidiana, ya sea de forma doméstica o industrial. Son ingredientes de productos de cuidado personal, herbicidas, pesticidas, detergentes, combustibles, tintes textiles y medicamentos.

2.2.1. Fármacos como contaminantes emergentes

Los fármacos se han desarrollado como una herramienta para el tratamiento y control de diversos problemas de salud que presentan los humanos y animales. Por esta razón, se utilizan con gran frecuencia a nivel mundial y su producción va en aumento (Orive et al., 2022).

Dentro del grupo de los contaminantes emergentes, los productos farmacéuticos corresponden a una de las categorías más estudiadas, debido

a que su presencia en el ambiente representa un riesgo potencial para la salud humana y los ecosistemas (Estrada Almeida et al., 2024).

Estos compuestos y sus residuos se han detectado en el medio ambiente desde hace décadas, encontrándose los primeros hallazgos en ecosistemas acuáticos en la década de 1970 (Kümmerer, 2001). Su liberación continua a cuerpos de agua, se realiza principalmente a través de las plantas de tratamiento de aguas residuales convencionales (Hernando et al., 2006), ya que estas no son capaces de eliminarlos al no tener las tecnologías necesarias, surgiendo como una preocupación emergente debido a que pueden inducir consecuencias como efectos tóxicos o provocar una resistencia a los antibióticos de los organismos patógenos (Zhang et al., 2023).

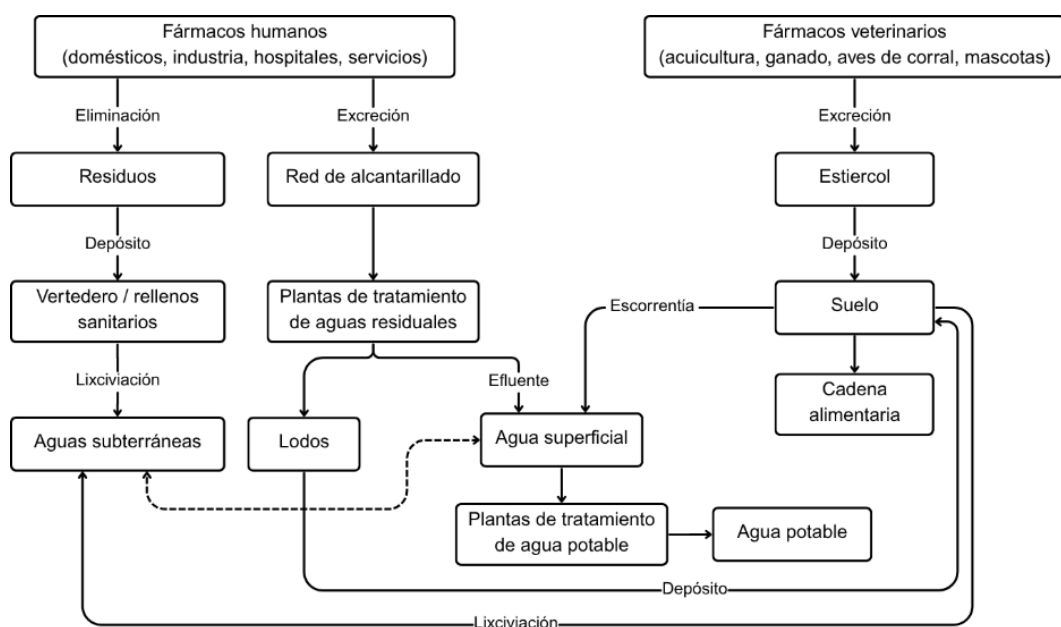


Figura 1. Origen y principales vías de contaminación de fármacos. Fuente: elaboración propia, modificado de Homem y Santos (2011).

Además, diversos estudios han demostrado que se encuentran presentes en las aguas residuales en concentraciones desde los ng L^{-1} a $\mu\text{g L}^{-1}$. En el caso de Chile, por ejemplo, se destaca una investigación liderada por el académico Pablo Richter, en la cual se detectó la presencia de medicamentos como ketoprofeno, ibuprofeno, naproxeno, ácido mefenámico y diclofenaco en aguas residuales de la región Metropolitana (Rojas Candia et al., 2022). De manera similar, en otros países se han identificado fármacos en diversas concentraciones, los cuales se presentan a continuación en la tabla 1.

Tabla 1. Presencia de fármacos en aguas residuales.

País	Contaminante emergente	Concentración ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Referencia
Colombia	Ibuprofeno, naproxeno, carbamazepina y paracetamol	0,68-31,4	Lancheros et al. (2019).
Brasil	Diclofenaco, ketoprofeno y naproxeno	0,50-0,80	Daughton and Ternes (1999)
España	Paracetamol	1,57-56,9	Luo et al. (2014)
Corea	Naproxeno	0,48-12,5	Sim et al. (2011)

Incluso, fármacos como el ácido acetilsalicílico, paracetamol, diclofenaco, ibuprofeno y naproxeno, forman parte de la lista de dieciséis contaminantes que se detectaron en aguas superficiales, potables y subterráneas de los cinco grupos regionales de las Naciones Unidas, con concentraciones medias entre $0,032$ y $0,922 \mu\text{g L}^{-1}$ (Parolini, 2020).

2.2.1.1. Ibuprofeno, naproxeno y paracetamol como contaminantes emergentes de preocupación ambiental

Algunos fármacos presentan un mayor nivel de consumo, por lo que sus concentraciones en el ambiente también tienden a ser más altas. Este es el caso del ibuprofeno, naproxeno y paracetamol, que, debido a su uso masivo en Chile (tabla 2) y el mundo, se han convertido en contaminantes que generan preocupación debido a su persistencia y efectos adversos.

Tabla 2. Medicamentos más adquiridos en el mercado privado chileno en 2021.

Número	Medicamento	Unidades vendidas enero-octubre 2021
1	Paracetamol	6.359.427
2	Losartán	4.733.831
3	Ibuprofeno	4.709.576
4	Ketorolaco	4.313.806
5	Anti jaquecoso de marca	4.003.226
6	Zopiclona	2.890.661
7	Ácido mefenámico	2.847.599
8	Naproxeno	2.710.259
9	Ketoprofeno	2.710.139
10	Clorfenamina maleato	2.489.255

Fuente: ISP (2021).

Cabe destacar que aproximadamente entre un 10% y 90% de los fármacos consumidos se excretan del cuerpo humano de forma inalterada, mientras que el resto se elimina como metabolitos (Balakrishna et al., 2017), lo que explica

en parte su frecuente presencia en aguas residuales y cuerpos de agua en general.

- Ibuprofeno

El ibuprofeno es un medicamento que pertenece al grupo de antiinflamatorios no esteroideos (AINE), que tienen funciones analgésicas, antipiréticas y antiinflamatorias, utilizándose para reducir el dolor, la fiebre y la hinchazón respectivamente. En el caso del ibuprofeno, se utiliza principalmente para aliviar el dolor de cabeza, la artritis reumatoide, la fiebre y el dolor en general (Bu et al., 2025).

A pesar de sus diversos beneficios, los AINEs, incluido el ibuprofeno, tienen la capacidad de provocar efectos secundarios, como problemas hemorrágicos, mareos, ansiedad, visión borrosa, entre otras. Gran parte de estos efectos secundarios pasan desapercibido por los consumidores, por lo que su toxicidad es motivo de preocupación (Feria, 2005).

El ibuprofeno es el tercer medicamento de venta libre más popular en el mundo (Chopra & Kumar, 2020), y su concentración en aguas residuales y cuerpos de agua aumentan de manera progresiva debido a que no se metabolizan por completo. Esto ha provocado que sea uno de los contaminantes más estudiados en el ambiente.

Actualmente, este fármaco se detecta en diversos entornos, incluyendo

cuerpos de agua y suelos (Jan Roblero & Cruz Maya, 2023), y debido a sus características, tiene el potencial de bioacumularse en el medio ambiente. Diversos estudios han evidenciado que concentraciones bajas de este fármaco tienen un impacto significativo en especies acuáticas. Por ejemplo, se ha demostrado una disminución en la supervivencia de la mosca arlequín (*Chironomus riparius*), luego de una exposición de 96 horas a concentraciones desde los $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$, debido a que provoca efectos perjudiciales en su metabolismo (Muñiz González, 2021). Por otro lado, se ha observado que concentraciones de $1,5\text{--}11,5 \mu\text{g L}^{-1}$ pueden producir alteraciones al desarrollo embrionario y efectos teratogénicos en ovocitos y embriones de carpa europea (*Cyprinus carpio*) (Gutiérrez Noya et al., 2020).

- Naproxeno

El naproxeno es otro fármaco perteneciente al grupo de los AINE, y es utilizado para tratar dolores musculares, dolores de cabeza y reducir la fiebre. También está disponible como sal sódica (naproxeno sódico), la cual se absorbe más rápidamente en el tracto gastrointestinal.

Este fármaco, aunque es consumido en menor cantidad que el ibuprofeno, sigue siendo uno de los más recetados y consumidos a nivel mundial, por lo que su presencia en el medio ambiente se identifica cada vez con mayor frecuencia (Wojcieszynska & Guzik, 2020).

La exposición al naproxeno puede causar efectos ecotoxicológicos negativos, tales como alteraciones gastrointestinales, renales e incluso inhibir el crecimiento de especies acuáticas (Ding et al., 2017; Wojcieszynska & Guzik, 2020). Específicamente, en el caso del pez cebra (*Danio rerio*), la exposición prolongada al naproxeno puede causar bioconcentración, inhibición del crecimiento y una alteración significativa de la tiroides (Xu et al., 2019). Por otro lado, se demostró una disminución en la fertilización de huevos de pez bandera (*Jordanella floridae*), después de la exposición a $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ del fármaco, y que concentraciones bajas de naproxeno pueden inhibir el crecimiento de crustáceos después de tan solo siete días de exposición (Li et al., 2016).

- Paracetamol

El paracetamol, también conocido como acetaminofén, es uno de los medicamentos más utilizados en el mundo. Este es un analgésico antipirético no AINE, que se utiliza para disminuir la fiebre, el dolor de cabeza y otros dolores leves.

La exposición a este contaminante puede provocar efectos tóxicos en organismos acuáticos, alterando su reproducción, metabolismo y el funcionamiento biológico normal. Además, un estudio hecho por Choi et al. (Choi et al., 2018) reveló que al exponer truchas arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) a una concentración de $10 \mu\text{g L}^{-1}$, provocó cambios histológicos en las

branquias, en el hígado y en el riñón, los cuales fueron aumentando en conjunto con el tiempo de exposición.

Aunque aún no se comprenden completamente todos los efectos que estos contaminantes pueden provocar en el ambiente, diversos estudios demuestran que su presencia en los ecosistemas puede provocar impactos significativos. Por lo tanto, resulta fundamental establecer normativas específicas para su regulación, y exigir a las empresas implementar las tecnologías necesarias para eliminar este tipo de contaminantes. De este modo, sería posible mantener sus concentraciones en niveles adecuados y prevenir efectos adversos en la salud de los ecosistemas.

2.3. Tratamiento de aguas residuales

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales se dividen por lo general en pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento terciario, cada uno con el objetivo de eliminar cierto tipo de contaminantes. Sin embargo, los procesos convencionales no se encargan de eliminar de manera eficaz los contaminantes emergentes (Preethi et al., 2024), que son detectados cada vez con mayor frecuencia en el medio ambiente.

- Pretratamiento: son operaciones físicas que se encargan de separar materiales de mayor tamaño que provocan problemas de mantenimiento y funcionamiento en la planta de tratamiento (Baeza, 2018b). Entre estos procesos se encuentran rejillas o tamices, trituradores y desarenadores.

- Tratamiento primario: son procesos físico - químicos que se encargan de remover productos orgánicos e inorgánicos. Incluye procesos como sedimentación primaria, flotación, coagulación y floculación (Valdez & Vazquez, 2003).
- Tratamientos secundarios: son procesos biológicos que se encargan de eliminar los compuestos orgánicos principalmente disueltos presentes en el agua residual. Incluye procesos de tratamiento aerobios, como reactor de laguna aerobia, lodos activados convencionales y biofiltros, y procesos de tratamiento anaerobios, como lagunas anaerobias y reactores con lecho fijo (Ocampo & Santa Catarina, 2019).
- Tratamientos terciarios: son procesos físicos, químicos o biológicos específicos para eliminar algún compuesto de interés. Tiene como objetivo complementar los procesos anteriores para lograr efluentes más puros y con menor carga de contaminante (Rojas, 2002). Incluye procesos como intercambio iónico y desnitrificación.

2.4. Procesos avanzados para el tratamiento de aguas residuales

Este tipo de procesos se aplican de forma posterior a los tratamientos primario y secundario, y tienen como objetivo degradar, transformar o retener contaminantes que no son eliminados de manera eficiente por los tratamientos convencionales, mediante la aplicación de mecanismos específicos.

2.4.1. Filtración avanzada por membranas

La filtración por membrana es un proceso que se utiliza para separar partículas de soluciones acuosas en función de sus velocidades de transporte por medio de una membrana selectivamente permeable. Este tipo de membranas permiten la separación de partículas con diferentes tamaños moleculares utilizando una fuerza propulsora que puede ser una diferencia de presión, movimiento de iones o un gradiente de concentración (Kamalesh et al., 2024).

Las membranas pueden tener diferentes tamaños de poros y se clasifican según esta característica como: microfiltración, con un tamaño que varía de 1 a $0,1 \mu\text{m}$, ultrafiltración con poros de $0,1-0,01 \mu\text{m}$, nanofiltración con poros de $0,01-0,001 \mu\text{m}$ y poros menores a $0,001 \mu\text{m}$ para osmosis inversa.

A pesar de que este sistema tiene una alta capacidad de retención frente a sustancias contaminantes, esta tecnología no permite la eliminación o degradación del contaminante, sino su transferencia a una nueva fase, donde se encuentra de forma más concentrada.

2.4.2. Cloración

El cloro en forma de cloro gaseoso o hipoclorito se aplica de manera frecuente en la desinfección de plantas de tratamiento de agua potable. Se utiliza habitualmente en uno o dos puntos del proceso, para la preoxidación (a modo de desinfección primaria al inicio del tratamiento), y para el postratamiento,

para mantener el nivel residual de desinfectante en los sistemas de distribución (Homem & Santos, 2011).

2.4.3. Procesos de oxidación avanzada (POAs)

Estas tecnologías son procesos fisicoquímicos que operan a presión y temperaturas cercanas a las condiciones ambientales. Son capaces de producir cambios en la estructura de los contaminantes aumentando su biodegradabilidad mediante el uso del radical hidroxilo (OH) (López Ramírez et al., 2021).

Este tipo de procesos generan radicales libres, principalmente el radical hidroxilo, que luego pueden oxidar compuestos orgánicos en productos intermedios, como alcoholes y aldehídos, y posteriormente mineralizarlos en productos menos nocivos como dióxido de carbono, agua y sales inorgánicas (Pelayo Torices, 2018), tal como se observa en la figura 2. Estas especies reactivas son altamente efectivas en la descomposición de moléculas recalcitrantes, como los compuestos orgánicos persistentes, que no son degradados fácilmente por otros métodos, y también se ha demostrado que son opciones viables para el tratamiento de fármacos (Domínguez et al., 2012).

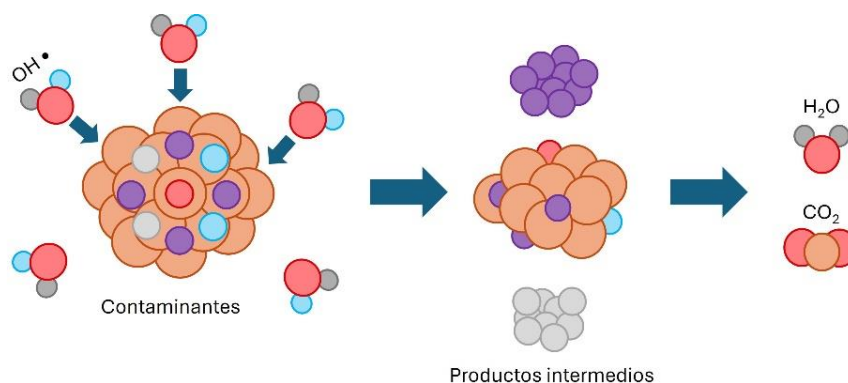


Figura 2. Mecanismo de los procesos de oxidación avanzada.
Fuente: elaboración propia.

2.4.3.1. Proceso de oxidación UV/H₂O₂

El proceso de oxidación UV/H₂O₂ es una técnica en la que el peróxido de hidrógeno (H₂O₂) absorbe luz ultravioleta (UV), provocando el proceso de fotólisis. En consecuencia, se generan radicales hidroxilos que son reactivos y actúan sobre los contaminantes de manera poco selectiva, favoreciendo su transformación o mineralización (De la Cruz et al., 2012). En este proceso pueden ocurrir dos reacciones, la oxidación por medio de los radicales hidroxilos y la fotólisis de los contaminantes que son capaces de absorber la radiación UV (Zuli Pratiwi et al., 2024).

Este método se destaca por su alta capacidad oxidativa, simplicidad operativa, baja generación de lodos residuales y una producción eficiente de radicales hidroxilos. Además, se ha estudiado de manera continua como una alternativa para la remediación de aguas subterráneas, potables y residuales, y ha demostrado efectividad en la oxidación y mineralización de varios contaminantes orgánicos, sustancias que causan olores (geosmina y 2-

metilisoborneol), microcontaminantes como productos farmacéuticos, pesticidas y toxinas de algas (Zhang et al., 2025).

A pesar de sus ventajas, esta técnica tiene sus limitaciones, como la potencial generación de subproductos, el alto consumo energético al buscar mayores niveles de mineralización y la dosificación en exceso de peróxido de hidrógeno, pudiendo perjudicar el proceso y aumentar los costos de operación.

2.4.3.1.1. Productos de degradación de los fármacos propuestos en el estudio

En el caso del ibuprofeno, la aplicación del proceso UV/H₂O₂ ha demostrado una alta eficiencia de remoción (De la Cruz et al., 2012). Entre los estudios asociados, se encuentra el realizado por Da Luz et al. (2022), quienes reportaron una remoción del 97,4% de ibuprofeno a partir de una concentración inicial de 34,5 mg L⁻¹ utilizando 10 mg L⁻¹ de H₂O₂. Sin embargo, el nivel de mineralización fue apenas del 10,75%, lo que sugiere que el fármaco se degrada de la solución, pero se generan subproductos intermedios. En este contexto, Wang et al. (2021) lograron identificar diversos productos intermedios generados durante el proceso UV/H₂O₂, incluyendo compuestos de hidroxilación y productos de descarboxilación, tales como 1-(4-isobutilfenil)etanol y 4-isobutilacetofenona.

En cuanto al paracetamol, la combinación de luz UV con la adición de peróxido de hidrógeno también ha demostrado ser muy efectiva, alcanzando porcentajes de remoción superiores al 95% (Abreu Zamora et al., 2016). De

igual forma, se han reportado mayores niveles de mineralización, con valores que varían entre un 21% y 40% (Andreozzi et al., 2003). En este proceso, los radicales hidroxilos generados atacan principalmente el anillo aromático y el grupo amino, generando intermediarios oxigenados.

Según Andreozzi et al. (2003), durante las primeras etapas de oxidación, se identificó como principal metabolito el 2-hidroxi-4-(N-acetil)aminofenol. Posteriormente, a partir de muestras obtenidas en tiempos de reacción más extensos, se detectó un amplio rango de productos intermediarios y finales, entre los que destacan la hidroquinona y nuevamente el 2-hidroxi-4-(N-acetil)aminofenol.

Respecto al naproxeno, la información disponible sobre los metabolitos que se forman con este proceso de oxidación avanzada es más limitada en comparación a los otros fármacos. No obstante, se ha demostrado en los estudios disponibles que este proceso es eficiente para la remoción de naproxeno. Por ejemplo, Gao et al. (2017) reportaron porcentajes de degradación que varían entre el 42% y 75%. Sin embargo, los niveles de mineralización solo alcanzaron el 11%, lo que indica una formación de intermediarios durante el proceso de reacción.

2.4.3.2. Proceso de oxidación Fenton

Esta tecnología se ha usado ampliamente debido a su capacidad para degradar de manera efectiva una variedad de contaminantes orgánicos a dióxido de carbono y agua, además de ser un proceso de rápida degradación,

alta compatibilidad y fácil operación (Xu et al., 2024). En el proceso Fenton convencional, los radicales hidroxilos se generan a partir de la descomposición de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) en presencia de iones ferrosos (Fe^{2+}), que actúan como catalizadores, y en medio ácido (Naranjo Tovar et al., 2021).

Sin embargo, a pesar de todos los beneficios de este método, este proceso tiene ciertas deficiencias, como el estrecho rango de pH de trabajo eficiente (2 a 4), la producción de lodos y riesgos asociados a la manipulación y almacenamiento de reactivos (Zhang et al., 2019).

2.4.3.3. Ozonización

La ozonización es un proceso que utiliza ozono molecular, un potente agente oxidante, y tiene la capacidad de oxidar diversos microcontaminantes tóxicos en aguas residuales por medio de una reacción directa con ozono o indirecta después de la formación de radicales hidroxilos, para así convertirlos en otros compuestos menos tóxicos (Altmann et al., 2014).

Es una tecnología redox eficiente con altas tasas de degradación y no selectividad, resultando ser una técnica prometedora para reducir de manera considerable la carga de contaminantes en las plantas de tratamiento de aguas residuales a gran escala (Hollender et al., 2009).

No obstante, este método tiene ciertas limitaciones como la formación de subproductos tóxicos, altos costos operacionales, la dependencia del pH alcalino y la corta vida útil del ozono generado.

2.4.3.4. Fotólisis

La fotólisis es la descomposición de compuestos químicos por causa de luz natural o artificial en compuestos más pequeños y menos dañinos. Se suelen aplicar dos procesos fotoinducidos, fotólisis directa e indirecta (Homem & Santos, 2011). En la fotólisis directa, la degradación de los compuestos químicos se produce por la absorción directa de la radiación UV, y en el caso de la fotólisis indirecta, esta implica la fotodegradación por medio de fotosensibilizadores, como el ozono y peróxido de hidrógeno, los cuales se encuentran presentes en la matriz acuosa o son añadidos de manera externa, y al absorber luz generan especies reactivas, en este caso los radicales hidroxilos. Ambos procesos pueden ocurrir simultáneamente, sin embargo, la fotólisis indirecta adquiere un papel más importante en la vida media de los contaminantes (Giokas & Vlessidis, 2007).

Este proceso solo es aplicable a contaminantes con la capacidad de absorber de fotones, por lo tanto, la eficiencia de la degradación varía según la capacidad de absorción del contaminante y las propiedades de la fuente de luz, como longitud de onda y la intensidad (Olatunde et al., 2020).

2.4.3.5. Fotocatálisis de semiconductores

La fotocatálisis es un proceso de oxidación química en el que un semiconductor, generalmente un óxido metálico, actúa como fotocatalizador, mejorando la degradación del contaminante bajo irradiación de luz. Este catalizador se encuentra sumergido en una solución acuosa y es irradiado con

luz UV, absorbiendo fotones con la energía necesaria para producir radicales hidroxilos libres que, por distintas rutas de reacción, son capaces de descomponer materia orgánica en dióxido de carbono y agua.

Existen varios semiconductores, sin embargo, el catalizador más utilizado es el dióxido de titanio (TiO_2), debido a su alta estabilidad, buen rendimiento, no toxicidad, bajo costo e insolubilidad en agua en la mayoría de las condiciones ambientales (Belgiorno et al., 2007).

2.4.3.6. Procesos electroquímicos

El uso de procesos electroquímicos para la eliminación de compuestos orgánicos tóxicos ofrece una gran eficiencia de eliminación y es una tecnología efectiva, versátil, rentable y limpia, ya que es amigable con el medio ambiente (Homem & Santos, 2011). Existen numerosas tecnologías de este tipo, entre ellas electro-Fenton, fotoelectrocatalisis y oxidación electroquímica.

La degradación de compuestos por medio de estos procesos surge a partir de su reacción con especies reactivas, particularmente los radicales hidroxilos, que son generados dentro del sistema electroquímico. Al reaccionar estos compuestos con las especies reactivas, los contaminantes se transforman en subproductos menos tóxicos o se mineralizan completamente en dióxido de carbono y agua.

Debido a que se utilizan electrodos para la generación de estos radicales, la eficiencia del proceso de degradación depende en gran parte de la naturaleza del electrodo (Orimolade et al., 2023).

2.5. Espectrofotometría UV -visible

La espectrofotometría es una técnica utilizada para medir la cantidad de energía radiante que absorbe un sistema químico en función de la longitud de onda de la radiación. Esta propiedad permite identificar compuestos químicos o determinar su concentración en una solución (Day & Underwood, 1986).

Este método analítico se basa en que las moléculas absorben la radiación electromagnética en rangos del espectro, específicamente el ultravioleta (UV) y el visible. Para este proceso se utiliza un espectrofotómetro, que permite seleccionar la longitud de onda y medir la cantidad de luz absorbida por la muestra (Díaz et al., 2010).

El fundamento teórico de esta técnica se basa en la ley Lambert-Beer, que establece una relación proporcional entre la absorbancia de la luz monocromática y la concentración de la sustancia que absorbe la luz, expresada mediante la ecuación 1.

$$A = \log \frac{I_0}{I} = \epsilon \times b \times c \quad [1]$$

Donde:

A = absorbancia de la solución.

I = energía radiante transmitida (W).

I_0 = energía radiante incidente (W).

ε = coeficiente de absorción molar ($L \text{ mol}^{-1} \text{ cm}^{-1}$).

c = concentración de la sustancia (mol L^{-1}).

b = longitud del camino óptico que contienen la muestra (cm).

Una de las aplicaciones prácticas de esta ley consiste en que, conociendo la absorbancia de una muestra, se puede determinar su concentración utilizando una curva de calibración. Esta representación gráfica se realiza preparando varias soluciones a diferentes concentraciones conocidas, se mide su absorbancia y luego se grafican los datos, obteniendo una relación entre concentración y absorbancia.

Si la relación que se produce es lineal, se cumple la ley y esta curva permite interpolar la concentración de una muestra.

Sin embargo, es fundamental verificar experimentalmente la linealidad de la relación entre absorbancia y concentración en el rango de concentraciones que se va a utilizar, debido a que esta relación no se mantiene en todos los rangos de concentraciones.

3. HIPÓTESIS

El proceso de oxidación avanzada UV/H₂O₂ permitirá una remoción superior al 80% de ibuprofeno, naproxeno sódico y paracetamol en soluciones modelo de aguas residuales, en condiciones de laboratorio.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo general

Estudiar el proceso de oxidación UV/H₂O₂ para el tratamiento de aguas residuales modelos cargadas con contaminantes emergentes.

4.2. Objetivos específicos

- Desarrollar la metodología analítica para la cuantificación de paracetamol, ibuprofeno y naproxeno sódico desde soluciones acuosas modelo.
- Implementar un sistema de oxidación avanzada para la remoción de fármacos a partir de una solución modelo de agua residual.
- Determinar las variables operacionales de la oxidación UV/H₂O₂ para la eliminación de estos compuestos.

5. METODOLOGÍA

5.1. Reactivos y equipamiento

Los reactivos empleados fueron de grado analítico. Se utilizó ibuprofeno (Sigma, pureza 100%), naproxeno sódico (Sigma, pureza 99,9%), paracetamol (Sigma, pureza 99,9%), etanol absoluto (Merck, pureza 99,9%) y peróxido de hidrógeno al 30% p/p (Supelco).

El equipamiento utilizado incluyó un espectrofotómetro UV/VIS Spectroquant Prove 600, un reactor UV VIQUA modelo VT 4/2, equipado con una lámpara UV S330RL, una bomba peristáltica LongerPump BT100-2J y un agitador magnético Bante JB-1A.

5.2. Preparación de la solución modelo

Para preparar la solución modelo, se utilizó una solución tampón fosfato 0.1 M para mantener el pH en un valor cercano a 7 (pH 6,75), disolviendo 6,87 g de fosfato monopotásico (KH_2PO_4) y 13,28 g de fosfato disódico heptahidratado ($\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) en 1 litro de agua destilada, y a esta se le añadió la concentración de ibuprofeno, naproxeno sódico o paracetamol.

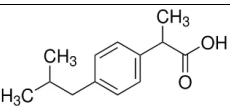
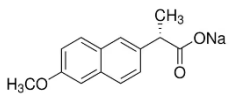
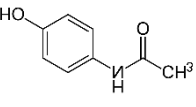
En el caso de los experimentos que involucraron ibuprofeno, debido a su baja solubilidad en agua, se utilizó etanol al 0,1% v/v como cosolvente orgánico para favorecer su disolución.

La concentración inicial de cada fármaco fue de 50 ppm. Este se seleccionó

con valores superiores a los presentes en matrices ambientales, con el objetivo de facilitar el análisis mediante espectrofotometría UV y simplificar la metodología experimental.

Respecto a las concentraciones del agente oxidante, inicialmente se utilizarían 15 y 30 ppm, basados en la metodología implementada por Da Luz et al. (2022). Sin embargo, al no observarse remoción en tales concentraciones, se trabajó finalmente con 111, 222 y 333 ppm.

Tabla 3. Propiedades fisicoquímicas de los compuestos farmacéuticos

Fármacos	Estructura	Fórmula molecular	Masa molar (g mol ⁻¹)	Solubilidad en agua (mg L ⁻¹)
Ibuprofeno		C ₁₃ H ₁₈ O ₂	206,28	21 (Akay et al., 2021)
Naproxeno sódico		C ₁₄ H ₁₃ NaO ₃	252,24	100000 (Sigma-Aldrich, 2022)
Paracetamol (acetaminofén)		C ₈ H ₉ NO ₂	151,16	14000 (Pacheco Álvarez et al., 2022)

5.3. Configuración experimental

Los ensayos de oxidación de UV/H₂O₂ se llevaron a cabo en un sistema experimental compuesto por un reactor cilíndrico, que contiene en el centro una lámpara de luz UV protegida por un tubo de cuarzo (figura 3). El sistema incluyó una bomba, un reservorio que contuvo la muestra, un agitador magnético y un serpentín enfriador. Desde el reservorio se bombeó la solución

problema hacia el reactor, a través de la bomba peristáltica, luego pasó por el serpentín enfriador y finalmente retornó al mismo reservorio, que es de donde se toman las muestras y se va dosificando el peróxido. Este sistema incluyó un serpentín para mantener la temperatura constante a $20\pm 2^\circ\text{C}$.

El funcionamiento del equipo fue de modo continuo, dado que dejar un volumen estancado dentro del reactor produciría un aumento de la temperatura, y el reactor no cuenta con una manta calefactora para mantener la temperatura constante. De este modo, se evitó la variación de la temperatura, que pudo alterar las condiciones experimentales, modificando el equilibrio termodinámico y cinético.

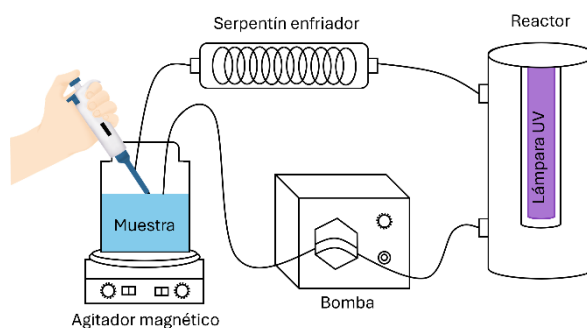


Figura 3. Esquema del sistema experimental.
Fuente: Elaboración propia.

5.4. Experimentos de oxidación de UV/H₂O₂

Los experimentos de oxidación se desarrollaron considerando dos variables experimentales: el tipo de fármaco y la dosis de peróxido de hidrógeno.

Como pruebas preliminares, se realizaron dos ensayos, uno utilizando únicamente peróxido de hidrógeno y el otro utilizando únicamente radiación

UV, con el fin de evaluar sus capacidades de degradación por sí solos y definir una línea base para el proceso UV/H₂O₂.

Cada ensayo se trabajó con 1,5 litros de solución, la cual circuló por medio del equipo. Inicialmente, se consideró un tiempo de reacción de 30 minutos, con base a los antecedentes bibliográficos. Sin embargo, al no producirse una degradación significativa en ese periodo, el tiempo de tratamiento se extendió a 2 horas.

El peróxido de hidrógeno se adicionó de manera fraccionada a la solución, en dosis de 0,25 mL cada 6 minutos, hasta completar un volumen total de 0,5, 1,0 o 1,5 mL, dependiendo el experimento. Estos volúmenes corresponden a concentraciones finales de 111, 222 y 333 ppm de H₂O₂ en la solución, respectivamente.

Durante el proceso, se tomaron muestras de 3 mL cada 6 minutos para determinar la concentración de los fármacos mediante espectrofotometría UV.

Para definir el caudal de operación, se consideró el volumen de la solución y el tiempo de residencia, que corresponde al tiempo promedio que tarda la muestra en recorrer el circuito del reactor.

El tiempo de residencia (τ) se calcula:

$$\tau = \frac{V}{Q} \quad [2]$$

Donde:

τ = Tiempo de residencia (h).

V = Volumen de la solución (L).

Q = Flujo volumétrico (L h⁻¹).

Dado que se trabajó con un volumen de 1,5 L, se estableció un flujo de 0,3 L min⁻¹, lo que permitió que toda la solución circule por el reactor al menos una vez entre cada intervalo de muestreo, representando mejor la evolución del proceso.

Todos los experimentos se realizaron por duplicado para obtener mayor confiabilidad en los resultados obtenidos.

Tabla 4. Variables experimentales que tendrán los ensayos de oxidación UV/H₂O₂ para la remoción de fármacos.

Variable	Niveles	Valores
Cantidad de fármacos	3	Ibuprofeno, naproxeno sódico y paracetamol
Dosis de peróxido	3	111, 222 y 333 ppm

5.5. Método para la cuantificación de la concentración de los fármacos

Una de las actividades a desarrollar más relevantes en este estudio y que permitió evaluar la remoción de los fármacos es la medición de su concentración antes y después del tratamiento. Para este propósito se utilizó un equipo de espectrofotometría UV, cuya técnica se ha utilizado para la determinación de la concentración de compuestos farmacéuticos (Pinto Pérez, 2015).

En primer lugar, cada fármaco se añadió a la solución de trabajo, se homogeneizó y se midió en el espectrofotómetro, realizando un barrido espectral (200-400 nm). A partir del espectrograma se determinó la longitud de onda de máxima absorbancia, la cual se comparó con los valores reportados en la bibliografía y se definió la longitud de onda de trabajo.

Sobre la detección de los fármacos, según bibliografía, el ibuprofeno se puede medir en un rango de 200 y 300 nm, con un pico de absorción entre 220 y 230 nm (Ponce et al., 2024). El naproxeno sódico se detecta aproximadamente entre 200 y 350 nm, mostrando una máxima absorción cerca de 230 nm, dos picos secundarios entre 260 y 275 nm y un pico terciario más pequeño cerca de 330 nm (Mora et al., 2006). Por su parte, el paracetamol se puede medir en un rango de 200 a 320 nm, con una longitud de máxima absorción entre 242 y 245 nm (Behera et al., 2012).

Luego de establecer la longitud de onda de trabajo, se realizó una curva de calibración para cada fármaco, que consiste en realizar varias soluciones a distintas concentraciones conocidas (1, 2, 5, 10, 15 y 20 ppm para el paracetamol e ibuprofeno, 1, 2, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 40 y 50 ppm para el naproxeno sódico) y determinar su absorbancia con el espectrofotómetro. Con estos resultados, se grafica la absorbancia en función de la concentración y se obtiene una relación lineal que, según la ley de Lambert-Beer, permite determinar la concentración de las muestras a partir de su absorbancia.

Se debe tener en cuenta que la relación proporcional entre absorbancia y concentración, descrita por la ley de Lambert-Beer (ecuación 2), no se cumple en todos los rangos de concentración, por lo que es fundamental realizar la recta de calibrado para verificar la validez de esta relación con la concentración que se trabajará. En caso de que la absorbancia supere el límite lineal se realizarán las diluciones adecuadas y las concentraciones reales se obtendrán corrigiendo con el factor de dilución correspondiente.

5.6. Variable respuesta

La variable respuesta es la concentración en el tiempo ($C_f(t)$), la cual permitirá determinar el porcentaje de remoción del fármaco (R_i). El parámetro que será utilizado para determinar qué proceso presenta una mayor degradación corresponde al porcentaje de remoción del fármaco en la muestra, que se define como:

$$R_i = \frac{C_i - C_f(t)}{C_i} \cdot 100 \quad [3]$$

Donde:

R = Porcentaje de remoción del fármaco en la muestra (%).

i = Ibuprofeno, naproxeno o paracetamol

C_i = Concentración inicial del fármaco en la muestra (mg L^{-1}).

$C_f(t)$ = Concentración final del fármaco en la muestra en función del tiempo (mg L^{-1}).

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1. Curva de calibración de los fármacos

6.1.1. Curva de calibración de paracetamol

Se realizó un barrido espectral entre 200 a 400 nm para las soluciones de paracetamol a concentraciones conocidas. En el espectro obtenido (figura 4), se observaron dos longitudes de onda de máxima absorbancia para el paracetamol. El pico ubicado a 243 nm se seleccionó como la longitud de onda de trabajo, ya que corresponde a la máxima absorbancia característica del fármaco y, además, se encuentra dentro del rango reportado en la literatura como longitud de onda de máxima absorbancia (Behera et al., 2012).

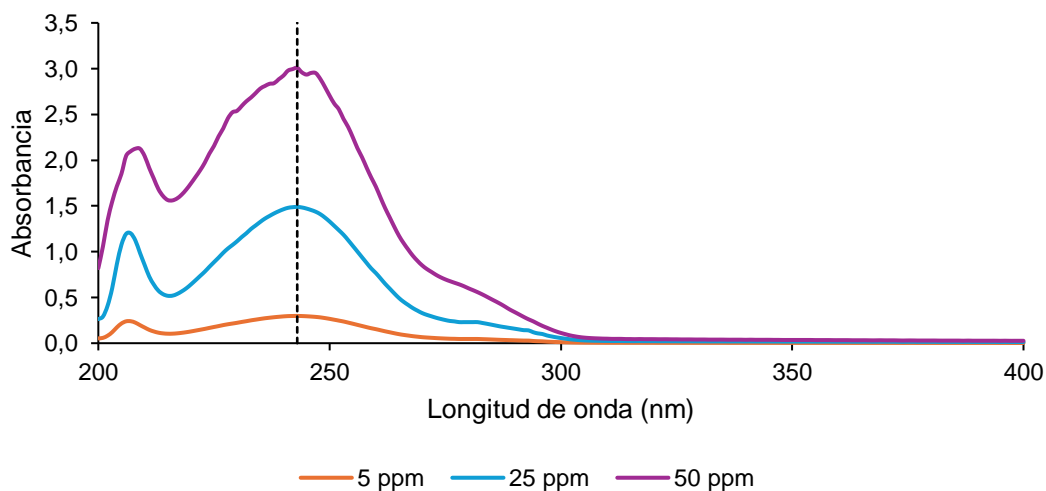


Figura 4. Barrido espectral de paracetamol a distintas concentraciones.

Posteriormente, los valores de absorbancia a 243 nm se graficaron en función de la concentración de paracetamol (figura 5). Se observó una relación lineal entre la absorbancia y la concentración en el rango completo de concentraciones estudiado, entre 1 y 50 ppm.

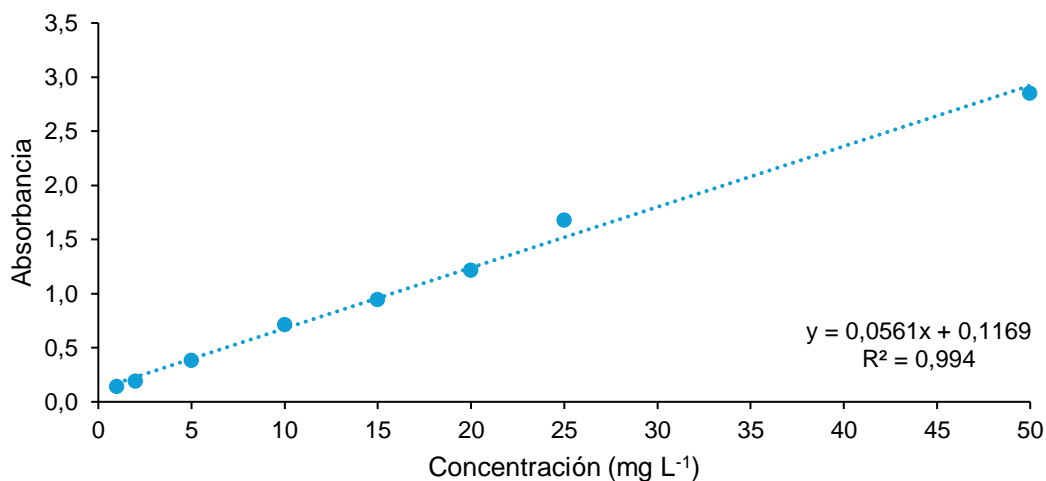


Figura 5. Curva de calibración para paracetamol a 243 nm.

Sin embargo, para concentraciones superiores a 20 ppm, los valores de absorbancia resultaron elevados y se alejaron del rango de validez de la ley de Lambert-Beer ($A \leq 1.0$) (Harris, 2003), por lo que la curva de calibración consideró únicamente las concentraciones entre 1 y 20 ppm (figura 6), obteniéndose un ajuste lineal con un coeficiente R^2 de 0,9966.

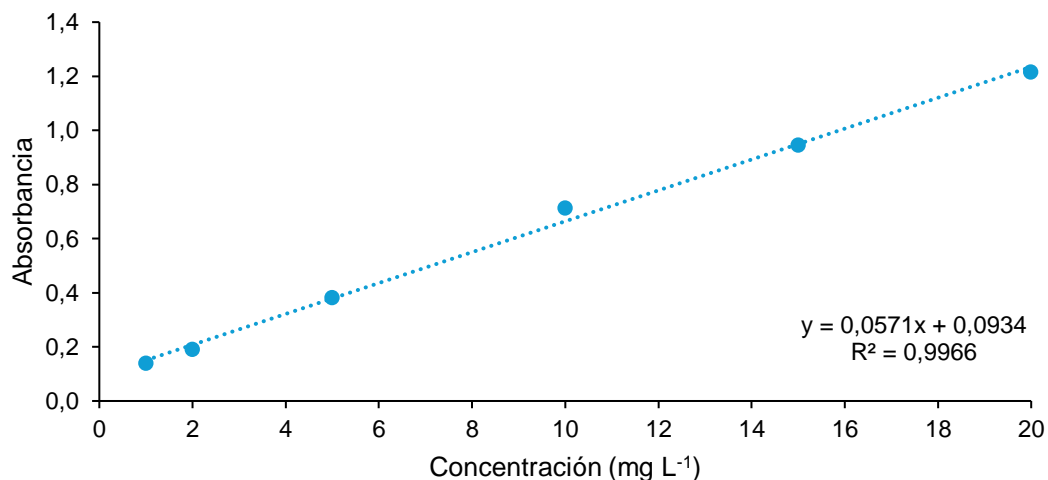


Figura 6. Curva de calibración ajustada para paracetamol a 243 nm.

6.1.2. Curva de calibración de naproxeno sódico

Se realizó un barrido espectral entre 200 y 400 nm para soluciones de naproxeno sódico a concentraciones conocidas. En el espectro obtenido (figura 7), se identificaron cuatro picos de absorción: una absorción de mayor intensidad a 229 nm, dos picos de mediana intensidad a 262 y 271 nm, y un pico de menor intensidad a 329 nm. Estos resultados concuerdan con los valores reportados en la literatura (Mora et al., 2006).

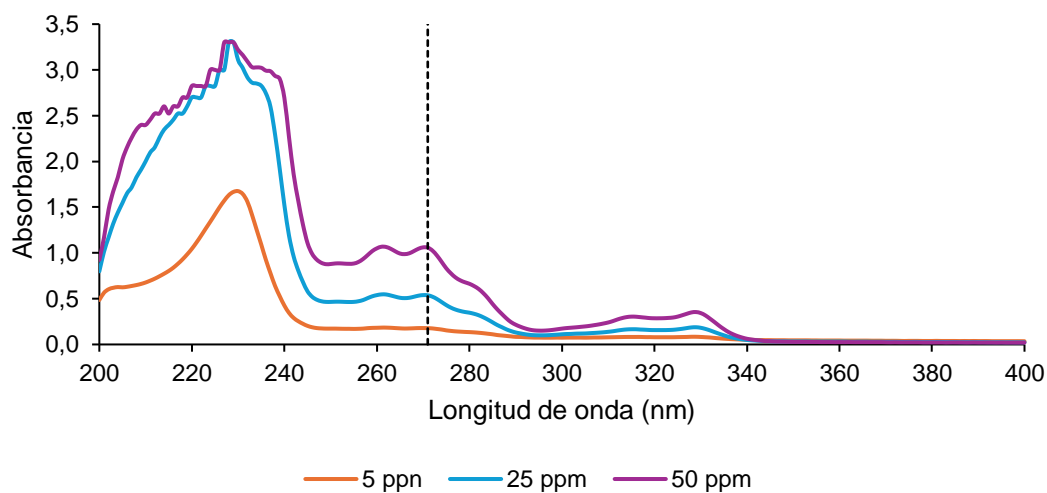


Figura 7. Barrido espectral de naproxeno sódico a distintas concentraciones.

En primera instancia, se construyó una curva de calibración a 229 nm (figura 8), en donde se observó una dependencia lineal entre absorbancia y concentración únicamente en el rango de 1 a 10 ppm. Para concentraciones superiores, la absorbancia se vuelve independiente de la concentración.

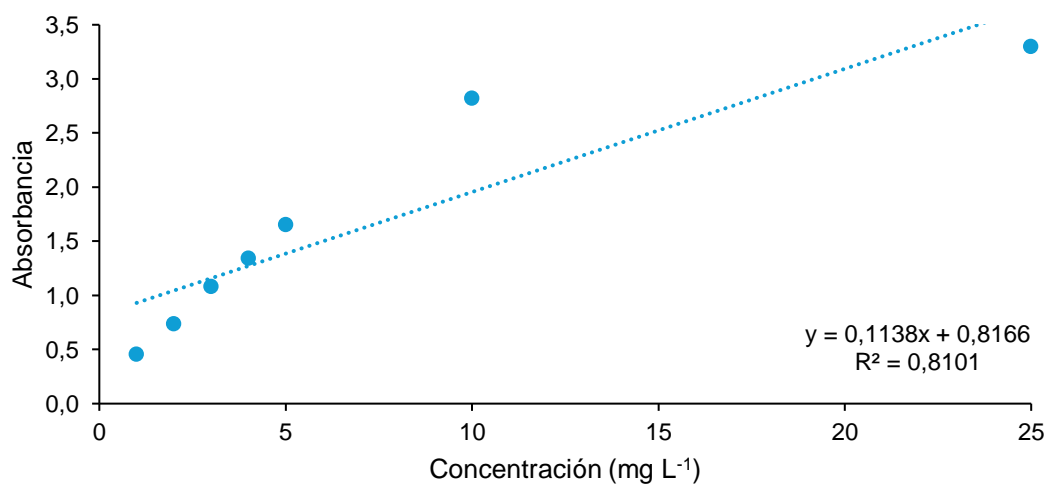


Figura 8. Curva de calibración para naproxeno sódico a 229 nm.

Además, la mayoría de los valores de absorbancia obtenidos a esa longitud de onda se encuentran fuera del rango en el que se cumple la ley de Lambert-Beer, por lo que la curva solo resulta válida en el intervalo de 1 a 3 ppm.

Posteriormente, se realizó la curva de calibración a 271 nm (figura 9), donde la absorbancia mantuvo una relación lineal con la concentración y los valores se ajustan a la ley en todo el rango de concentraciones estudiado (1 a 50 ppm), obteniéndose un ajuste lineal con un coeficiente de correlación adecuado.

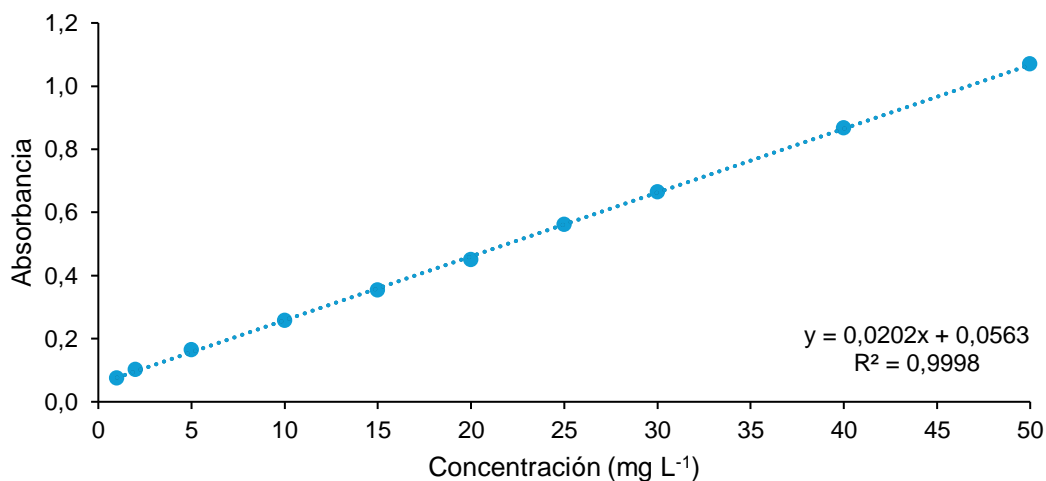


Figura 9. Curva de calibración para naproxeno sódico a 271 nm.

En base a los valores de correlación obtenidos de las curvas de calibración y con el objetivo de asegurar la linealidad y cumplimiento de la ley de Lambert-Beer en el rango de concentraciones analizado (1-50 ppm), se seleccionó la curva realizada a 271 nm.

6.1.3. Curva de calibración del ibuprofeno

Se realizó un barrido espectral entre 200 y 400 nm para las soluciones de ibuprofeno a concentraciones conocidas. En el espectro obtenido (figura 10), se observó dos picos de absorción ubicados a 205 y 222 nm. El pico de 222 nm se seleccionó como la longitud de onda de trabajo, ya que corresponde al máximo de absorbancia a 50 ppm y se encuentra dentro del rango de longitud de onda característico de trabajo para este compuesto según literatura (Ocampo Osorio et al., 2023; Ponce et al., 2024).

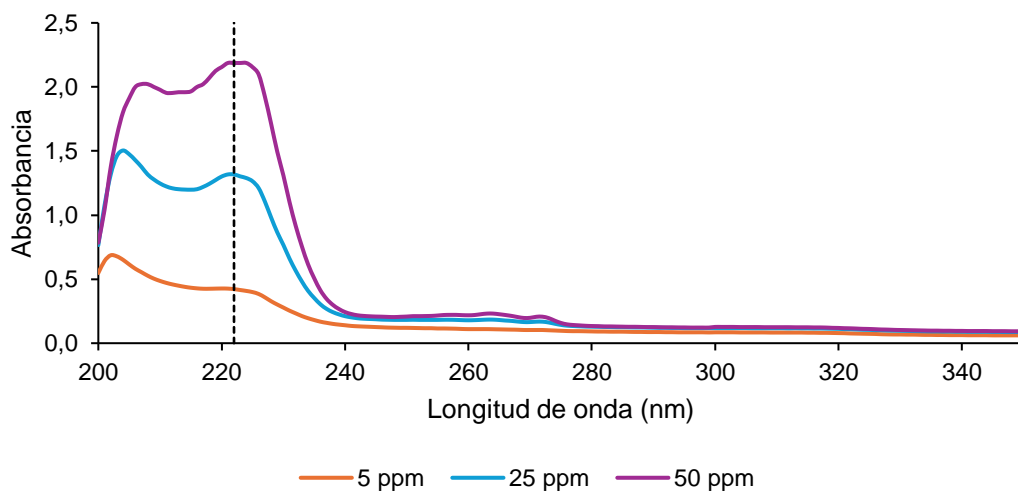


Figura 10. Barrido espectral para ibuprofeno a distintas concentraciones.

Los valores de absorbancia a 222 nm se graficaron en función de la concentración para realizar la curva de calibración. En la figura 11, se observó una relación lineal entre estas dos variables en el rango de concentraciones entre 1 y 50 ppm.

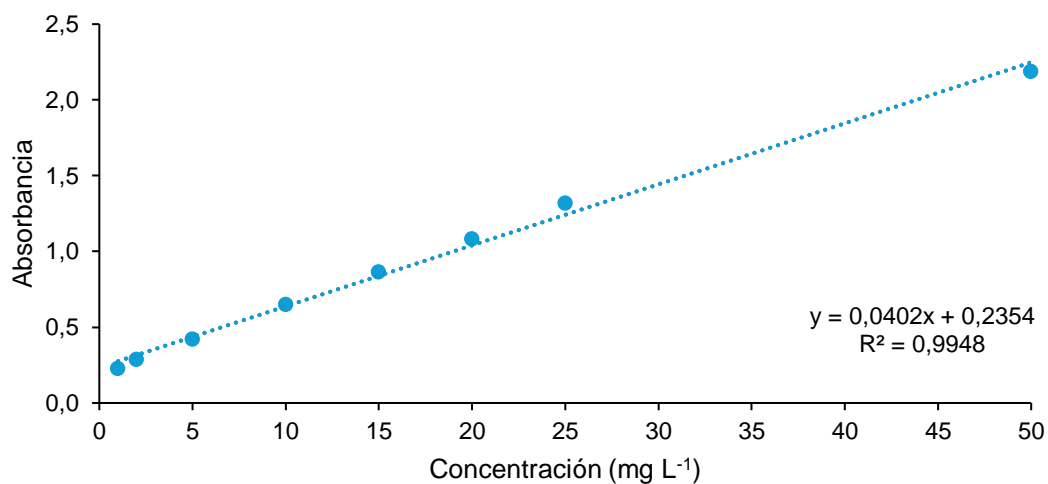


Figura 11. Curva de calibración para ibuprofeno a 222 nm.

Sin embargo, las concentraciones superiores a 20 ppm obtuvieron valores de absorbancia elevados y se alejaban del rango de linealidad establecido por la ley de Lambert Beer, por lo que la curva solo consideró las concentraciones entre 1 y 20 ppm.

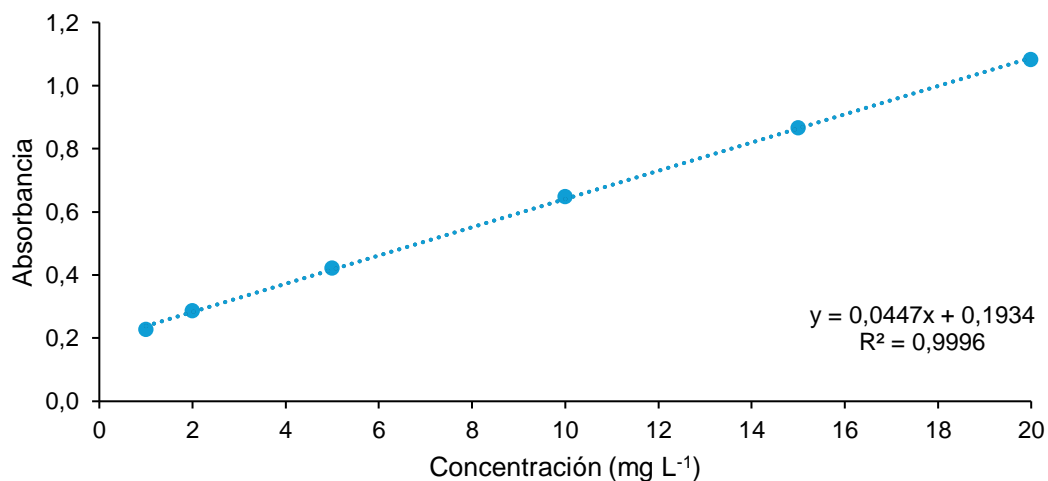


Figura 12. Curva de calibración ajustada para ibuprofeno a 222 nm.

6.2. Degradación de los fármacos por el proceso UV/H₂O₂

6.2.1. Degradación del paracetamol en el proceso UV/H₂O₂

En la figura 13 se observa el comportamiento del paracetamol frente a las distintas condiciones evaluadas: un control realizado exponiendo la solución únicamente a radiación UV, un segundo control exponiendo la solución a peróxido de hidrógeno, y los ensayos realizados con UV/H₂O₂ utilizando tres concentraciones diferentes de H₂O₂, 111, 222 y 333 ppm.

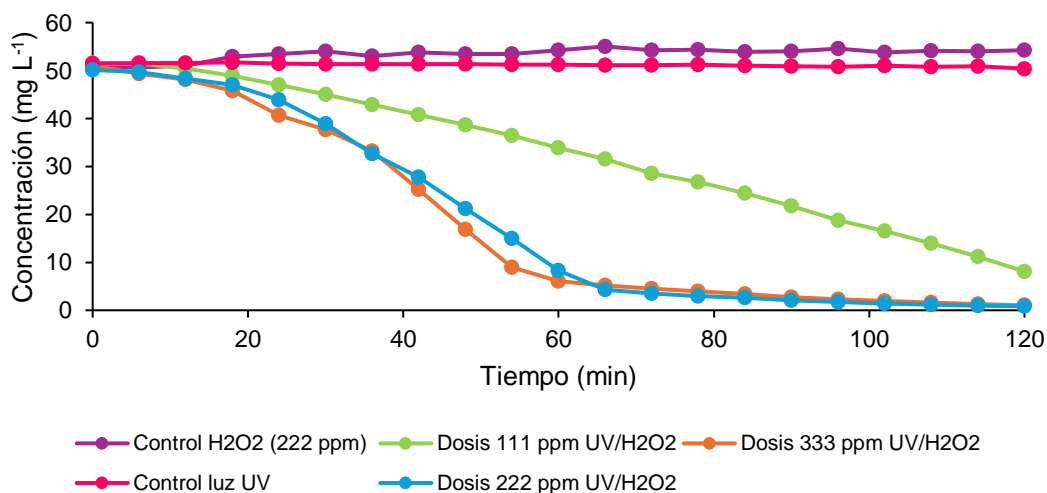


Figura 13. Concentración de paracetamol en función del tiempo bajo distintas dosis de peróxido de hidrógeno (H₂O₂).

En el control con H₂O₂ sin radiación UV, no se presenta una disminución en la concentración del fármaco, lo que evidencia que el peróxido de hidrógeno por sí solo no es capaz de degradarlo y se requiere una fuente de energía extra, como la radiación UV, para generar los radicales hidroxilos y producir la oxidación.

El control con radiación UV sin agregar peróxido sufre un comportamiento similar, donde la remoción alcanza apenas el 2%. Esto demuestra que la degradación por fotólisis directa del paracetamol es mínima y que la adición de un agente oxidante es relevante para obtener una remoción significativa.

Al combinar H_2O_2 con radiación UV, se observa una disminución progresiva de la concentración para las tres dosis evaluadas del agente oxidante. La curva de degradación para la menor dosis de peróxido (111 ppm) muestra una degradación del paracetamol más lenta y constante, siguiendo un comportamiento prácticamente lineal durante los 120 minutos de tratamiento, alcanzando una remoción final de 84,3%.

Por otro lado, las dosis de 222 y 333 ppm, presentan un comportamiento muy similar entre sí, donde se produce una degradación rápida durante los primeros 60 minutos, removiendo la mayor parte del paracetamol en este lapso, y alcanzando un porcentaje de remoción cercano al 98% en ambos casos.

El aumento de la dosis de peróxido de 111 a 222 ppm genera una mejora considerable en la remoción del paracetamol, especialmente en la primera hora de tratamiento. Sin embargo, al aumentar la dosis de 222 a 333 ppm no se observa una mejora en la eficiencia del proceso. Esto se puede deber a que el peróxido se encuentra en exceso, lo cual puede producir un efecto inhibitor, ya que este exceso empieza a reaccionar con los radicales hidroxilos que deberían oxidar al contaminante, y formar radicales menos reactivos, como el

radical hiperóxido (HO_2), lo cual disminuye la eficiencia del proceso (Rodríguez et al., 2008; Zambrano Aranea et al., 2024).

Los porcentajes de remoción obtenidos son consistentes con los reportados en la literatura, removiendo la mayoría del fármaco con el tratamiento UV/ H_2O_2 (Andreozzi et al., 2003) y no observándose degradación en el experimento de control solo con H_2O_2 (Li et al., 2015). No obstante, la remoción observada en el control con luz UV fue levemente inferior a la reportada en otros estudios, en donde se registró una degradación cercana al 5% en 120 minutos de tratamiento (Abreu Zamora et al., 2016). Esta diferencia podría explicarse por las condiciones experimentales utilizadas, específicamente por la temperatura de operación, ya que en la literatura los ensayos se realizaron a 30°C , mientras que en este trabajo la temperatura se mantuvo en 20°C . Debido a que el aumento de la temperatura afecta las tasas de degradación (Mofijur et al., 2024), esta diferencia podría influir en la eficiencia registrada. Asimismo, la menor remoción podría estar asociada a diferencias en el sistema experimental, ya que una mayor superficie de contacto entre la solución y la radiación UV puede favorecer la fotólisis directa.

Durante los ensayos se apreció un fenómeno visual relevante (anexo, figura 1A). La solución, que inicialmente era transparente, adquirió una coloración amarillenta durante los primeros minutos del tratamiento, la cual posteriormente desapareció. Este comportamiento se puede deber a la formación de un subproducto intermedio coloreado, como podría ser el caso

de una hidroquinona (Andreozzi et al., 2003), que surge de la oxidación del paracetamol y posteriormente se logra degradar, permitiendo que la solución vuelva a su apariencia inicial. Al detectarse esta coloración, se realizó un barrido espectral de 200-900 nm. Sin embargo, no se detectó ninguna curva que indique la formación de un subproducto. Esto se puede deber a que los intermediarios se encuentran en concentraciones bajas o que se requiere de equipos de mayor precisión y resolución para su identificación, como cromatografía líquida de alta resolución acoplada a espectroscopía de masas (HPLC-MS).

6.2.2. Degradación del naproxeno sódico en el proceso UV/H₂O₂

En la figura 14 se presenta el comportamiento del naproxeno sódico bajo las distintas condiciones evaluadas, considerando controles y los ensayos UV/H₂O₂ con las distintas dosis de H₂O₂.

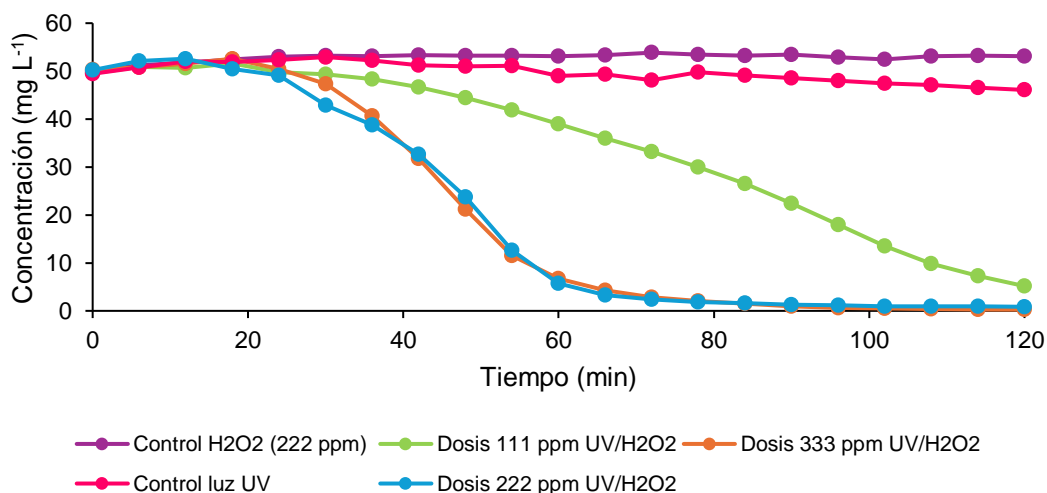


Figura 14. Concentración de naproxeno sódico en función del tiempo bajo distintas dosis de peróxido de hidrógeno (H₂O₂).

De manera general, se observa un comportamiento similar al del paracetamol, debido a que la degradación significativa del fármaco solo ocurre cuando se combina la radiación UV con peróxido de hidrógeno.

En el control con H_2O_2 no se produce degradación del fármaco. Por el contrario, se registra un leve aumento en la absorbancia durante el tratamiento. Un comportamiento similar se produce en el control con radiación UV, aunque en este caso la absorbancia posteriormente disminuye, alcanzando una remoción del 6,8%. Este porcentaje refleja que la fotólisis directa del naproxeno no es suficiente para producir una degradación significativa, por lo que la presencia del agente oxidante es necesaria para alcanzar mayores niveles de degradación.

En los ensayos con las distintas dosis de H_2O_2 igualmente se observa un pequeño aumento inicial en la concentración, asociado al incremento de la absorbancia durante los primeros minutos. Esto podría deberse a la adición del peróxido de hidrógeno o la formación de un subproducto intermedio, (Jallouli et al., 2016), no obstante, para confirmarlo sería necesario utilizar una técnica analítica avanzada, como HPLC-MS.

Para la menor dosis de H_2O_2 se presenta una degradación más lenta, con una disminución progresiva a lo largo del tratamiento y una remoción final del 89.6%. Por el contrario, las dosis de 222 y 333 ppm tienen un comportamiento similar, en donde durante los primeros 60 minutos se degrada el naproxeno rápidamente, removiendo la mayoría del compuesto, y luego se sigue

degradando de manera más lenta, alcanzando un porcentaje de remoción de 98,3% y 99,5% para las dosis de 222 y 333 ppm respectivamente.

Al comparar las diferentes dosis de peróxido, se observa que el aumento de 111 a 222 ppm genera un cambio tanto en la cinética, que es más rápida para la dosis mayor, como en el porcentaje de remoción. Sin embargo, entre 222 y 333 ppm no existe una mejora apreciable, debido a que presentan una cinética casi idéntica y remociones muy similares. La falta en la mejora de la eficiencia al aumentar la dosis del agente oxidante se puede relacionar con lo discutido anteriormente para el paracetamol, relacionado a que las altas concentraciones de H_2O_2 pueden actuar como captadores de radicales hidroxilos, formando especies menos reactivas y disminuyendo la disponibilidad de radicales para la oxidación del compuesto.

Los porcentajes de remoción obtenidos son consistentes con lo reportados en literatura (Gao et al., 2017), donde el naproxeno igualmente presenta una elevada degradación durante el proceso de oxidación UV/ H_2O_2 . En cuanto a los ensayos de control, el tratamiento únicamente con H_2O_2 concuerda con lo reportado por Pereira et al. (2007), en donde no se produce una degradación del fármaco en ausencia de radiación UV. Respecto a la fotólisis directa con UV, la degradación obtenida en este estudio fue levemente menor a la reportada por Gao et al. (2017), quienes informan una remoción del 13% tras una hora de exposición. Esta diferencia podría atribuirse a la construcción y las características del sistema experimental utilizado en este trabajo, que

podría limitar la superficie de contacto efectivo entre la solución y la radiación UV, así como a la mayor concentración inicial de naproxeno empleada en este estudio en comparación con la utilizada en la literatura (4,6 ppm).

Durante los ensayos con naproxeno también se observó un fenómeno visual en donde la solución, inicialmente transparente, adquirió una coloración amarilla intensa durante los primeros minutos del tratamiento, que posteriormente desapareció (anexo, figura 2A). Este cambio coincide con lo observado en el paracetamol y sugiere la formación de subproductos intermedios coloreados, los cuales posteriormente se logran degradar, permitiendo que la solución recupere su color original.

6.2.3. Degradación del ibuprofeno en el proceso UV/H₂O₂

En la figura 15 se presenta la degradación del ibuprofeno en el proceso UV/H₂O₂, evaluando su comportamiento frente a los controles y a las distintas concentraciones de H₂O₂ estudiadas.

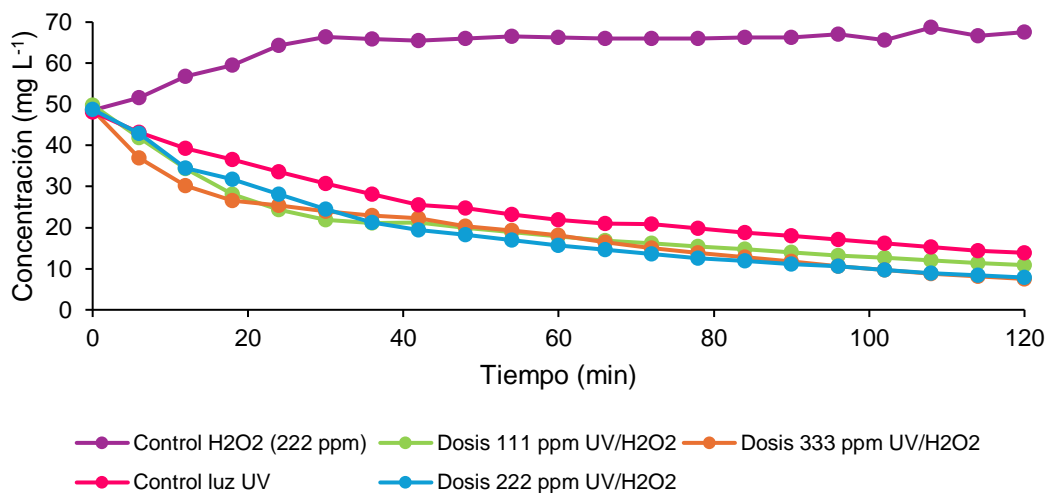


Figura 15. Concentración de ibuprofeno en función del tiempo bajo distintas dosis de peróxido de hidrógeno (H₂O₂).

En el control con H₂O₂, se puede apreciar que no se produce remoción del fármaco, por el contrario, se registra un aumento aparente en la concentración, asociado al incremento de la absorbancia durante prácticamente todo el tratamiento. Esto confirma que, al igual que con los otros fármacos estudiados, el peróxido de hidrogeno por sí solo no es capaz de degradar el compuesto en ausencia de radiación UV.

En el control con radiación UV se observa un comportamiento diferente, ya que el compuesto se degrada de manera constante con el tiempo, alcanzando un porcentaje de remoción del 71,2%. En este caso, se produce una diferencia con el paracetamol y el naproxeno, ya que el ibuprofeno es más susceptible a la fotólisis directa, alcanzando altos niveles de remoción.

Al combinar radiación UV con H_2O_2 se obtiene una degradación elevada del compuesto. Las curvas de las tres dosis evaluadas del agente oxidante muestran un comportamiento muy similar entre sí y similar al del control UV. En estos se observa una disminución progresiva de la concentración, con una degradación más rápida durante los primeros 30 minutos y una posterior disminución de la velocidad.

Los porcentajes de remoción obtenidos fueron de 78,2%, 83,4% y 84,6% para las dosis de 111, 222 y 333 ppm de H_2O_2 respectivamente, por lo que existe una leve diferencia entre las dos primeras concentraciones. Sin embargo, entre 222 y 333 ppm la mejora es mínima, lo que sugiere nuevamente la presencia en exceso de H_2O_2 , causando un efecto inhibitor y disminuyendo la eficiencia del proceso.

En cuanto a la comparación con la literatura, la remoción obtenida en el control con radiación UV es similar a la reportada por Da Luz et al. (2022), quienes alcanzaron una degradación del 82,6% en 270 minutos de exposición, y superior al obtenido por Wang et al. (2019), quienes lograron una remoción del 41,3% en 90 minutos. Por otro lado, Da Luz et al. (2022) informaron una degradación promedio del 91,7% luego de 75 minutos de tratamiento UV/ H_2O_2 , utilizando una concentración inicial de ibuprofeno de $34,5 \pm 0,25 \text{ mg L}^{-1}$ y una dosis de H_2O_2 entre $5\text{-}15 \text{ mg L}^{-1}$. En comparación, los porcentajes de remoción obtenidos en el presente estudio son inferiores, lo que podría atribuirse a diferencias en las condiciones experimentales, específicamente a la potencia

de la lámpara UV utilizada, que en este trabajo fue de 17 W y en literatura 36 W, así como a la mayor concentración inicial del fármaco evaluada en este estudio, lo cual puede afectar en la cinética y eficiencia del proceso.

Al realizar los ensayos también se detectó un fenómeno olfativo, ya que la solución adquirió un olor dulce característico, detectable desde los primeros minutos y que se mantuvo durante todo el tratamiento. Este efecto podría deberse a la formación de un subproducto intermedio, como la 4-isobutilacetofenona, identificada en estudios como producto de la oxidación UV/H₂O₂ del ibuprofeno (Wang et al., 2021) y descrita en literatura como un compuesto de olor dulce (Cuesta & Meneses, 2015). Sin embargo, para confirmar el compuesto responsable de este fenómeno sería necesario un equipo analítico más avanzado.

6.2.4. Comparación

En la figura 16 se presenta la degradación de los tres fármacos estudiados expuestos al control con luz UV y al proceso de oxidación avanzada UV/H₂O₂ con una dosis de peróxido de 222 y 333 ppm.

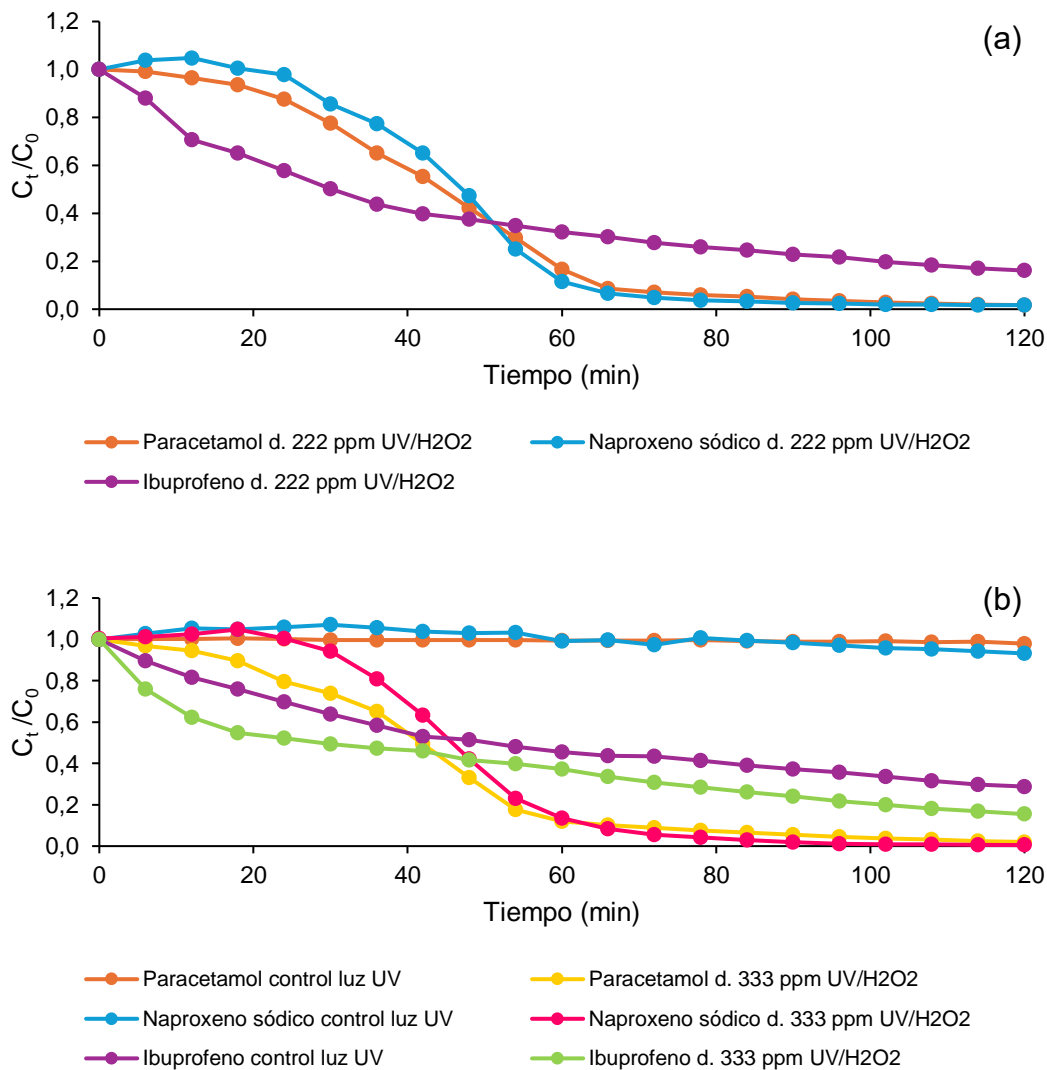


Figura 16. Degradación relativa de ibuprofeno, naproxeno sódico y paracetamol en función del tiempo mediante el proceso UV/H₂O₂ en diferentes condiciones (a) [H₂O₂] = 222 ppm (b) Control luz UV y [H₂O₂] = 333 ppm.

Se observa en la figura 16(a) que el paracetamol y el naproxeno sódico presentan comportamientos muy similares, presentando una fase inicial lenta, seguida de un aumento significativo en la velocidad de degradación entre los 20 y 60 minutos, donde se elimina la mayor parte del compuesto. Posteriormente, la velocidad disminuye hasta finalizar el tratamiento.

Por el contrario, el ibuprofeno evidencia una cinética desigual. Este compuesto presenta una degradación inicial mucho más rápida que los otros dos fármacos, con una disminución notable de la concentración durante los primeros 30 minutos. Sin embargo, después de esta fase, la velocidad de degradación disminuye gradualmente con el tiempo.

En la figura 16(b), al comparar los controles con radiación UV y los ensayos UV/H₂O₂ utilizando la dosis máxima de H₂O₂ estudiada, se observa que el ibuprofeno es considerablemente más susceptible a la fotólisis directa que el paracetamol y el naproxeno sódico, presentando una degradación relevante incluso en ausencia del agente oxidante.

No obstante, añadir H₂O₂ genera una mejora adicional en la remoción del ibuprofeno, evidenciando que la formación de radicales hidroxilos contribuye al proceso de degradación, aunque de manera menos significativa frente a los otros fármacos estudiados. En el caso del paracetamol y naproxeno sódico, la remoción obtenida en el control con radiación UV es despreciable en comparación a la alcanzada mediante el proceso UV/H₂O₂, lo que indica una

mayor dependencia al mecanismo de oxidación avanzada para lograr una degradación significativa de estos compuestos.

Además de las diferencias cinéticas, las concentraciones finales de los fármacos también evidencian un comportamiento distinto. Mientras que el paracetamol y el naproxeno sódico se degradan casi por completo, el ibuprofeno mantiene una concentración residual levemente mayor, lo cual podría asociarse a una mayor estabilidad del compuesto frente a la oxidación o a la formación de subproductos intermedios más estables, que no alcanzan a oxidarse completamente dentro del tiempo de reacción evaluado.

En conjunto, estos resultados indican que la eficiencia del proceso depende tanto de la susceptibilidad de cada contaminante frente a la radiación UV y a los radicales hidroxilos, como de los subproductos intermedios que se generan durante la oxidación, especialmente considerando que la técnica utilizada en este estudio no permite diferenciarlos del compuesto original.

A pesar de estas diferencias, los resultados confirman que el proceso UV/H₂O₂ es altamente eficiente para la degradación de paracetamol y naproxeno sódico, y también efectivo para ibuprofeno, aunque con una eficiencia levemente menor, logrando una remoción del 83,4%, 88,5% y 67,8% para el paracetamol, naproxeno sódico e ibuprofeno respectivamente, luego de 60 minutos de tratamiento con la dosis de H₂O₂ de 222 ppm.

7. CONCLUSIONES

El presente estudio permitió evaluar el desempeño del proceso de oxidación avanzada UV/H₂O₂ para la degradación de ibuprofeno, naproxeno sódico y paracetamol a partir de soluciones acuosas modelo. Para ello, se desarrolló una metodología analítica basada en espectrofotometría UV, seleccionando la longitud de onda de trabajo y el rango de concentraciones en donde se cumpla la ley de Lambert-Beer, lo que permitió obtener curvas de calibración válidas para la cuantificación de cada uno de los compuestos.

Los resultados obtenidos demostraron que el proceso UV/H₂O₂ permite una alta degradación del paracetamol y el naproxeno sódico, alcanzando en promedio un 94,7% de degradación para las diferentes dosis de H₂O₂ evaluadas (111, 222 y 333 ppm) en 120 minutos de tratamiento. En el caso del ibuprofeno, también se obtuvo una degradación importante, aunque su eficiencia fue menor, promediando una degradación del 82,2%, lo que sugiere una mayor estabilidad del compuesto frente a la oxidación y la probable formación de intermediarios.

Aun así, los porcentajes de remoción obtenidos permitieron confirmar la hipótesis planteada, ya que el proceso alcanzó valores superiores al 80% para los tres fármacos bajo las condiciones experimentales. Para naproxeno sódico y paracetamol esto se logró en todas las dosis de peróxido estudiadas, mientras que en ibuprofeno se cumplió para 222 y 333 ppm. En conjunto, estos resultados confirman que el proceso UV/H₂O₂ corresponde a una alternativa

efectiva para la eliminación de este tipo de fármacos en soluciones acuosas modelo.

Además, se evidenció que el peróxido de hidrógeno por sí solo no degrada los compuestos, mientras que la radiación UV solo produce un efecto relevante en el caso del ibuprofeno. Esto demuestra que la generación de radicales hidroxilos al complementar la radiación UV con el H_2O_2 es un factor fundamental para lograr una mayor degradación de los fármacos estudiados.

Respecto a la dosis del agente oxidante, se observó que al aumentarla existe una mejora en la degradación únicamente hasta cierto punto, ya que entre 111 y 222 ppm se produce un incremento significativo en la eficiencia. Sin embargo, entre 222 y 333 ppm no se evidenció una mejora importante, lo que sugiere la presencia en exceso de peróxido que causa un efecto inhibitor, actuando como captador de radicales hidroxilos y provocando la disminución en la eficiencia del proceso.

Finalmente, aunque la metodología utilizada permitió cuantificar de forma adecuada la degradación de los fármacos, los cambios registrados en la absorbancia y los fenómenos observados de coloración y generación de aromas indican una posible formación de subproductos intermedios, los cuales para caracterizarlos y comprender la ruta de degradación es necesario utilizar técnicas analíticas más avanzadas.

8. NOMENCLATURA

Variable	Símbolo	Unidad
Masa	<i>M</i>	mg; kg
Tiempo	<i>t</i>	s; min; h
Volumen	<i>V</i>	mL; L
Concentración	<i>C</i>	mg L ⁻¹
Temperatura	<i>T</i>	°C
Potencia	<i>P</i>	W

9. BIBLIOGRAFÍA

- Abreu Zamora, M. A., González Labrada, K., Robaina León, Y., Valdés Callado, M., Saborit Sánchez, I., & Jáuregui Haza, U. J. (2016). Degradación del paracetamol por radiación ultravioleta y solar en un reactor plano de canal abierto a escala de banco. *Revista CENIC. Ciencias Químicas*, 47, 93-102.
- Akay, S., Öztürk, S., Kalderis, D., & Kayan, B. (2021). Degradation, solubility and chromatographic studies of Ibuprofen under high temperature water conditions. *Chemosphere*, 277, 130307. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130307>
- Akbari, M. Z., Xu, Y., Lu, Z., & Peng, L. (2021). Review of antibiotics treatment by advance oxidation processes. *Environmental Advances*, 5, 100111. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envadv.2021.100111>
- Altmann, J., Ruhl, A. S., Zietzschmann, F., & Jekel, M. (2014). Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment. *Water Research*, 55, 185-193. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.025>
- Andreozzi, R., Caprio, V., Marotta, R., & Vogna, D. (2003). Paracetamol oxidation from aqueous solutions by means of ozonation and H₂O₂/UV system. *Water Research*, 37(5), 993-1004. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00460-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00460-8)
- Baeza, E. (2018a). Sequía y Escasez Hídrica: conceptos relacionados, situación actual y experiencia comparada en varios países para abordar el problema. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. Asesoría Técnica Parlamentaria. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile/BCN,
- Baeza, E. (2018b). Técnicas y métodos de tratamiento para diferentes tipos de aguas residuales. Biblioteca Del Congreso Nacional de Chile/BCN,
- Balakrishna, K., Rath, A., Praveenkumarreddy, Y., Guruge, K. S., & Subedi, B. (2017). A review of the occurrence of pharmaceuticals and personal care products in Indian water bodies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 137, 113-120. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.11.014>
- Barceló, D., & López, M. J. (2008). Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. *Jornadas de presentación de resultados: el estado ecológico de las masas de agua. Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas, Sevilla*, 1-27.
- Behera, S., Ghanty, S., Ahmad, F., Santra, S., & Banerjee, S. (2012). UV-visible spectrophotometric method development and validation of assay of paracetamol tablet formulation. *J Anal Bioanal Techniques*, 3(6), 151-157.
- Belgiorno, V., Rizzo, L., Fatta, D., Della Rocca, C., Lofrano, G., Nikolaou, A., Naddeo, V., & Meric, S. (2007). Review on endocrine disrupting-

- emerging compounds in urban wastewater: occurrence and removal by photocatalysis and ultrasonic irradiation for wastewater reuse. *Desalination*, 215(1), 166-176. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.10.035>
- Bu, E., Wu, X., Li, J., Hu, J., & Wu, J. (2025). Mechanistic embedding of concise physiological absorption models for enhanced prediction in population pharmacokinetic modeling of oral ibuprofen. *Mathematical Biosciences*, 390, 109546. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mbs.2025.109546>
- Choi, E., Alsop, D., & Wilson, J. Y. (2018). The effects of chronic acetaminophen exposure on the kidney, gill and liver in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology*, 198, 20-29. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.02.007>
- Chopra, S., & Kumar, D. (2020). Ibuprofen as an emerging organic contaminant in environment, distribution and remediation. *Heliyon*, 6(6), e04087. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04087>
- Cuesta, S., & Meneses, L. (2015). Caracterización por espectrofotometría infrarroja de los productos intermedios en la ruta sintética de ibuprofeno. *infoANALÍTICA*, 3(1), 25-40.
- Da Luz, V. C., Bazoti, S. F., Behling, L., Dalla Rosa, C., & Pasquali, G. D. L. (2022). Enhanced UV Direct Photolysis and UV/H₂O₂ for Oxidation of Triclosan and Ibuprofen in Synthetic Effluent: an Experimental Study. *Water Air Soil Pollut*, 233(4), 126. <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05583-z>
- Daughton, C. G., & Ternes, T. A. (1999). Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change? *Environ Health Perspect*, 107 Suppl 6(Suppl 6), 907-938. <https://doi.org/10.1289/ehp.99107s6907>
- Day, R. A., & Underwood, A. L. (1986). *Química analítica cuantitativa*. Pearson Educacion. <https://books.google.com.mx/books?id=4X42PwAACAAJ>
- De la Cruz, N., Giménez, J., Esplugas, S., Grandjean, D., de Alencastro, L. F., & Pulgarín, C. (2012). Degradation of 32 emergent contaminants by UV and neutral photo-fenton in domestic wastewater effluent previously treated by activated sludge. *Water Research*, 46(6), 1947-1957. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.014>
- Díaz, N. A., Ruiz, J. A. B., Reyes, E. F., Cejudo, A. G., Novo, J. J., Peinado, J. P., Meléndez-Valdés, F. T., & Fiñana, I. T. (2010). Espectrofotometría: Espectros de absorción y cuantificación colorimétrica de biomoléculas. *Universidad de Córdoba*, 1-8.
- Ding, T., Lin, K., Yang, B., Yang, M., Li, J., Li, W., & Gan, J. (2017). Biodegradation of naproxen by freshwater algae *Cymbella* sp. and *Scenedesmus quadricauda* and the comparative toxicity. *Bioresource Technology*, 238, 164-173. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.04.018>
- Domínguez, J. R., González, T., Palo, P., Sánchez-Martín, J., Rodrigo, M. A., & Sáez, C. (2012). Electrochemical Degradation of a Real

- Pharmaceutical Effluent. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(5), 2685-2694. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-1059-3>
- Duke, S. (2014). *La Tierra y la Importancia Del Agua*.
- Estrada Almeida, A. G., Castrejón Godínez, M. L., Mussali Galante, P., Tovar Sánchez, E., & Rodríguez, A. (2024). Pharmaceutical Pollutants: Ecotoxicological Impacts and the Use of Agro-Industrial Waste for Their Removal from Aquatic Environments. *J Xenobiot*, 14(4), 1465-1518. <https://doi.org/10.3390/jox14040082>
- Feria, M. (2005). Fármacos analgésicos-antitérmicos y antiinflamatorios no esteroideos. Antiartríticos.
- Gao, Y.-q., Gao, N.-y., Yin, D.-q., & Chen, J.-x. (2017). Comparative study of naproxen degradation in water by UV/persulfate and UV/H₂O₂ processes. *Desalination and Water Treatment*, 80, 317-325. <https://doi.org/https://doi.org/10.5004/dwt.2017.20943>
- García Gómez, C., Gortáres Moroyoqui, P., & Drogui, P. (2011). Contaminantes emergentes: efectos y tratamientos de remoción. *Química Viva*, 10(2), 96-105.
- Giokas, D. L., & Vlessidis, A. G. (2007). Application of a novel chemometric approach to the determination of aqueous photolysis rates of organic compounds in natural waters. *Talanta*, 71(1), 288-295. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.talanta.2006.03.060>
- Greenwood, E. E., Lauber, T., van den Hoogen, J., Donmez, A., Bain, R. E. S., Johnston, R., Crowther, T. W., & Julian, T. R. (2024). Mapping safe drinking water use in low- and middle-income countries. *Science*, 385(6710), 784-790. <https://doi.org/doi:10.1126/science.adh9578>
- Gutierrez, L., Arumí, J. L., Aguayo, G., & Sepúlveda, F. (s.f). Manual de buenas prácticas para el uso eficiente del agua en la industria agrícola y minera.
- Gutiérrez Noya, V. M., Gómez Oliván, L. M., Ramírez Montero, M. d. C., Islas Flores, H., Galar Martínez, M., Dublán García, O., & Romero, R. (2020). Ibuprofen at environmentally relevant concentrations alters embryonic development, induces teratogenesis and oxidative stress in *Cyprinus carpio*. *Science of The Total Environment*, 710, 136327. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136327>
- Harris, D. C. (2003). *Análisis químico cuantitativo*. Reverté.
- Hernando, M. D., Mezcuca, M., Fernández-Alba, A. R., & Barceló, D. (2006). Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments. *Talanta*, 69(2), 334-342. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.talanta.2005.09.037>
- Hollender, J., Zimmermann, S. G., Koepke, S., Krauss, M., McArdell, C. S., Ort, C., Singer, H., Von Gunten, U., & Siegrist, H. (2009). Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration. *Environmental science & technology*, 43(20), 7862-7869.
- Homem, V., & Santos, L. (2011). Degradation and removal methods of antibiotics from aqueous matrices – A review. *Journal of Environmental*

- Management*, 92(10), 2304-2347.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.05.023>
- Ikehata, K., Jodeiri Naghashkar, N., & Gamal El-Din, M. (2006). Degradation of Aqueous Pharmaceuticals by Ozonation and Advanced Oxidation Processes: A Review. *Ozone: Science & Engineering*, 28(6), 353-414.
<https://doi.org/10.1080/01919510600985937>
- ISP, I. d. S. P. d. C. (2021). ISP informa sobre los medicamentos más vendidos durante el año 2021. <https://www.ispch.gob.cl/noticia/isp-informa-sobre-los-medicamentos-mas-vendidos-durante-el-ano-2021/>
- Jallouli, N., Elghniji, K., Hentati, O., Ribeiro, A. R., Silva, A. M. T., & Ksibi, M. (2016). UV and solar photo-degradation of naproxen: TiO₂ catalyst effect, reaction kinetics, products identification and toxicity assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 304, 329-336.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.10.045>
- Jan Roblero, J., & Cruz Maya, J. A. (2023). Ibuprofen: Toxicology and Biodegradation of an Emerging Contaminant. *Molecules*, 28(5).
<https://doi.org/10.3390/molecules28052097>
- Kamalesh, R., Karishma, S., Saravanan, A., & Yaashikaa, P. R. (2024). Emerging breakthroughs in membrane filtration techniques and their application in agricultural wastewater treatment: Reusability aspects. *Sustainable Chemistry for the Environment*, 8, 100183.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scenv.2024.100183>
- Kammeyer, C. (2018). Water is Connected to Every Major Global Risk We Face. <https://pacinst.org/water-connected-every-major-global-risk-face/>
- Koncagül, E., Tran, M., & Connor, R. (2021). Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2021: el valor del agua; datos y cifras.
- Kümmerer, K. (2001). Drugs in the environment: emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources – a review. *Chemosphere*, 45(6), 957-969.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00144-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00144-8)
- Lancheros, J. C., Madera-Parra, C. A., Caselles-Osorio, A., Torres-López, W. A., & Vargas-Ramírez, X. M. (2019). Ibuprofen and Naproxen removal from domestic wastewater using a Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland coupled to Ozonation. *Ecological Engineering*, 135, 89-97.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.05.007>
- Li, Q., Wang, P., Chen, L., Gao, H., & Wu, L. (2016). Acute toxicity and histopathological effects of naproxen in zebrafish (*Danio rerio*) early life stages. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(18), 18832-18841. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7092-4>
- Li, Y., Song, W., Fu, W., Tsang, D. C. W., & Yang, X. (2015). The roles of halides in the acetaminophen degradation by UV/H₂O₂ treatment: Kinetics,

- mechanisms, and products analysis. *Chemical Engineering Journal*, 271, 214-222. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.02.090>
- López Ramírez, M. Á., Castellanos Onorio, O. P., Lango Reynoso, F., Castañeda Chávez, M. d. R., Montoya Mendoza, J., Sosa Villalobos, C. A., & Ortiz Muñiz, B. (2021). Oxidación avanzada como tratamiento alternativo para las aguas residuales. Una revisión. *Enfoque UTE*, 12, 76-87.
http://scielo.senescyt.gob.ec/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1390-65422021000400076&nrm=iso
- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H. H., Nghiem, L. D., Hai, F. I., Zhang, J., Liang, S., & Wang, X. C. (2014). A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 473-474, 619-641. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065>
- Mofijur, M., Hasan, M. M., Ahmed, S. F., Djavanroodi, F., Fattah, I. M. R., Silitonga, A. S., Kalam, M. A., Zhou, J. L., & Khan, T. M. Y. (2024). Advances in identifying and managing emerging contaminants in aquatic ecosystems: Analytical approaches, toxicity assessment, transformation pathways, environmental fate, and remediation strategies. *Environmental Pollution*, 341, 122889. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122889>
- Mora, C. P., Tello, M. E., & Martínez, F. (2006). Validación de una metodología analítica para la cuantificación de naproxeno en estudios de reparto líquido/líquido mediante espectrofotometría ultravioleta. *Revista Colombiana de Ciencias Químico - Farmacéuticas*, 35, 81-105. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-74182006000100005&nrm=iso
- Muñiz González, A. B. (2021). Ibuprofen as an emerging pollutant on non-target aquatic invertebrates: Effects on *Chironomus riparius*. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 81, 103537. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.etap.2020.103537>
- Naranjo Tovar, D., Morillo Semanate, L., Pérez, J., Villacis Oñate, W., Vargas Jentsch, P., & Muñoz Bisesti, F. (2021). Procesos Fenton como tratamiento complementario para la remoción de tensoactivos y coliformes de aguas residuales domésticas. *Ingeniare. Revista chilena de ingeniería*, 29, 364-377. http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-33052021000200364&nrm=iso
- Ocampo, M., & Santa Catarina, C. (2019). Tratamiento de aguas residuales. In: Inc y Tu.
- Ocampo Osorio, F., Villanueva Badillo, E. N., Erazo Rondón, D. G., Muñoz Arango, E. T., Velásquez Salazar, A. A., Velasquez Torres, A. A., Moscoso Londoño, O., Restrepo Parra, E., & Londoño Calderón, C. L. (2023). Drug loading comparison of commercial ibuprofen on magnetite nanoparticles surface by UV-Vis spectrophotometry and acid-alkali

- titration by a factorial design of experiments. *OpenNano*, 14, 100193. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.onano.2023.100193>
- Olatunde, O. C., Kuvarega, A. T., & Onwudiwe, D. C. (2020). Photo enhanced degradation of contaminants of emerging concern in waste water. *Emerging Contaminants*, 6, 283-302. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.emcon.2020.07.006>
- ONU. (s.f.). Desafíos globales: agua. <https://www.un.org/es/global-issues/water#:~:text=El%20agua%20est%C3%A1%20en%20el,supervivencia%20de%20los%20seres%20humanos>.
- Orimolade, B. O., Oladipo, A. O., Idris, A. O., Usisipho, F., Azizi, S., Maaza, M., Lebelo, S. L., & Mamba, B. B. (2023). Advancements in electrochemical technologies for the removal of fluoroquinolone antibiotics in wastewater: A review. *Science of The Total Environment*, 881, 163522. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163522>
- Orive, G., Lertxundi, U., Brodin, T., & Manning, P. (2022). Greening the pharmacy. *Science*, 377(6603), 259-260. <https://doi.org/10.1126/science.abp9554>
- Pacheco Álvarez, M., Picos Benítez, R., Rodríguez Narváez, O. M., Brillas, E., & Peralta Hernández, J. M. (2022). A critical review on paracetamol removal from different aqueous matrices by Fenton and Fenton-based processes, and their combined methods. *Chemosphere*, 303, 134883. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134883>
- Parolini, M. (2020). Toxicity of the Non-Steroidal Anti-Inflammatory Drugs (NSAIDs) acetylsalicylic acid, paracetamol, diclofenac, ibuprofen and naproxen towards freshwater invertebrates: A review. *Science of The Total Environment*, 740, 140043. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140043>
- Pelayo Torices, D. (2018). Procesos de oxidación avanzada: avances recientes y tendencias futuras.
- Pereira, V. J., Linden, K. G., & Weinberg, H. S. (2007). Evaluation of UV irradiation for photolytic and oxidative degradation of pharmaceutical compounds in water. *Water Research*, 41(19), 4413-4423. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.056>
- Pinto Pérez, S. (2015). *Eliminación de naproxeno en agua mediante fotocatalisis heterogénea*
- Ponce, J., Peña, J., Sanz, D., & Pastor, J. M. (2024). Optimization of TiO₂-natural hydrogels for paracetamol and ibuprofen degradation in wastewaters. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(37), 49823-49836. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34469-2>
- Preethi, Shanmugavel, S. P., Kumar, G., N, Y. K., M, G., & J, R. B. (2024). Recent progress in mineralization of emerging contaminants by advanced oxidation process: A review. *Environmental Pollution*, 341, 122842. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122842>
- Rodriguez, T., Botelho, D., & Cleto, E. (2008). Tratamiento de efluentes industriales de naturaleza recalcitrante usando ozono, peróxido de

- hidrógeno y radiación ultravioleta. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*(46), 24-38.
- Rojas Candia, V., Arismendi, D., & Richter, P. (2022). DETERMINATION OF IBUPROFEN AND 1-HYDROXYIBUPROFEN IN AQUEOUS SAMPLES USING CORK AS A NATURAL PHASE IN ROTATING-DISK SORPTIVE EXTRACTION. *Journal of the Chilean Chemical Society*, 67, 5722-5726. http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0717-97072022000405722&nrm=iso
- Rojas, R. (2002). Sistemas de tratamiento de aguas residuales. *Gestión integral de tratamiento de aguas residuales*, 1(1), 8-15.
- Sigma-Aldrich. (2022). Certificado de análisis naproxeno sódico.
- Sim, W.-J., Lee, J.-W., Lee, E.-S., Shin, S.-K., Hwang, S.-R., & Oh, J.-E. (2011). Occurrence and distribution of pharmaceuticals in wastewater from households, livestock farms, hospitals and pharmaceutical manufactures. *Chemosphere*, 82(2), 179-186. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.10.026>
- Torres, A., Rodríguez, H. A., & Ayala, M. (2024). Contaminantes emergentes en México: panorama actual, retos y una posible solución biotecnológica. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 26(1), 1-20.
- Valdez, E., & Vazquez, A. (2003). Ingeniería de los sistemas de tratamiento y disposición de aguas residuales. *Fundación Ica, AC México DF, México*. 341p.
- Wang, P., Bu, L., Wu, Y., Ma, W., Zhu, S., & Zhou, S. (2021). Mechanistic insight into the degradation of ibuprofen in UV/H₂O₂ process via a combined experimental and DFT study. *Chemosphere*, 267, 128883. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128883>
- Wang, Z., Srivastava, V., Ambat, I., Safaei, Z., & Sillanpää, M. (2019). Degradation of Ibuprofen by UV-LED/catalytic advanced oxidation process. *Journal of Water Process Engineering*, 31, 100808. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100808>
- Wojcieszynska, D., & Guzik, U. (2020). Naproxen in the environment: its occurrence, toxicity to nontarget organisms and biodegradation. *Appl Microbiol Biotechnol*, 104(5), 1849-1857. <https://doi.org/10.1007/s00253-019-10343-x>
- Xu, C., Niu, L., Guo, H., Sun, X., Chen, L., Tu, W., Dai, Q., Ye, J., Liu, W., & Liu, J. (2019). Long-term exposure to the non-steroidal anti-inflammatory drug (NSAID) naproxen causes thyroid disruption in zebrafish at environmentally relevant concentrations. *Science of The Total Environment*, 676, 387-395. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.323>
- Xu, J., Zhou, R., Guan, H., Liu, C., Wang, J., Zhai, X., & Chen, T. (2024). Fenton oxidation remediation of petroleum-contaminated soil under high-quality development strategy: A review. *Journal of Environmental Chemical*

- Engineering*, 12(6), 114879.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.114879>
- Zambrano Aranea, J., Arcentales Dueñas, S., Escala Benites, F., Flores Manrique, N., & Mosquera Romero, S. (2024). Advanced oxidation processes by UV/H₂O₂ for the removal of anionic surfactants in a decentralized wastewater treatment plant in Ecuador. *Water Science and Technology*, 90(8), 2340-2351.
<https://doi.org/10.2166/wst.2024.311>
- Zhang, L., Zhu, Z., Zhao, M., He, J., Zhang, X., Hao, F., & Du, P. (2023). Occurrence, removal, emission and environment risk of 32 antibiotics and metabolites in wastewater treatment plants in Wuhu, China. *Science of The Total Environment*, 899, 165681.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165681>
- Zhang, M.-h., Dong, H., Zhao, L., Wang, D.-x., & Meng, D. (2019). A review on Fenton process for organic wastewater treatment based on optimization perspective. *Science of The Total Environment*, 670, 110-121.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.180>
- Zhang, Y., Sun, W., & Yin, W. (2025). Precise regulation of UV/H₂O₂ processes: •OH generation/reaction and DOM transformation as the main free radical scavenger. *Water Research*, 277, 123282.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.123282>
- Zuli Pratiwi, W., Hadiyanto, H., & Widayat, W. (2024). Response surface optimization of UV/H₂O₂-based photo-oxidative degradation of amoxicillin. *Results in Engineering*, 21, 101836.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.101836>

10. ANEXOS Y APÉNDICES

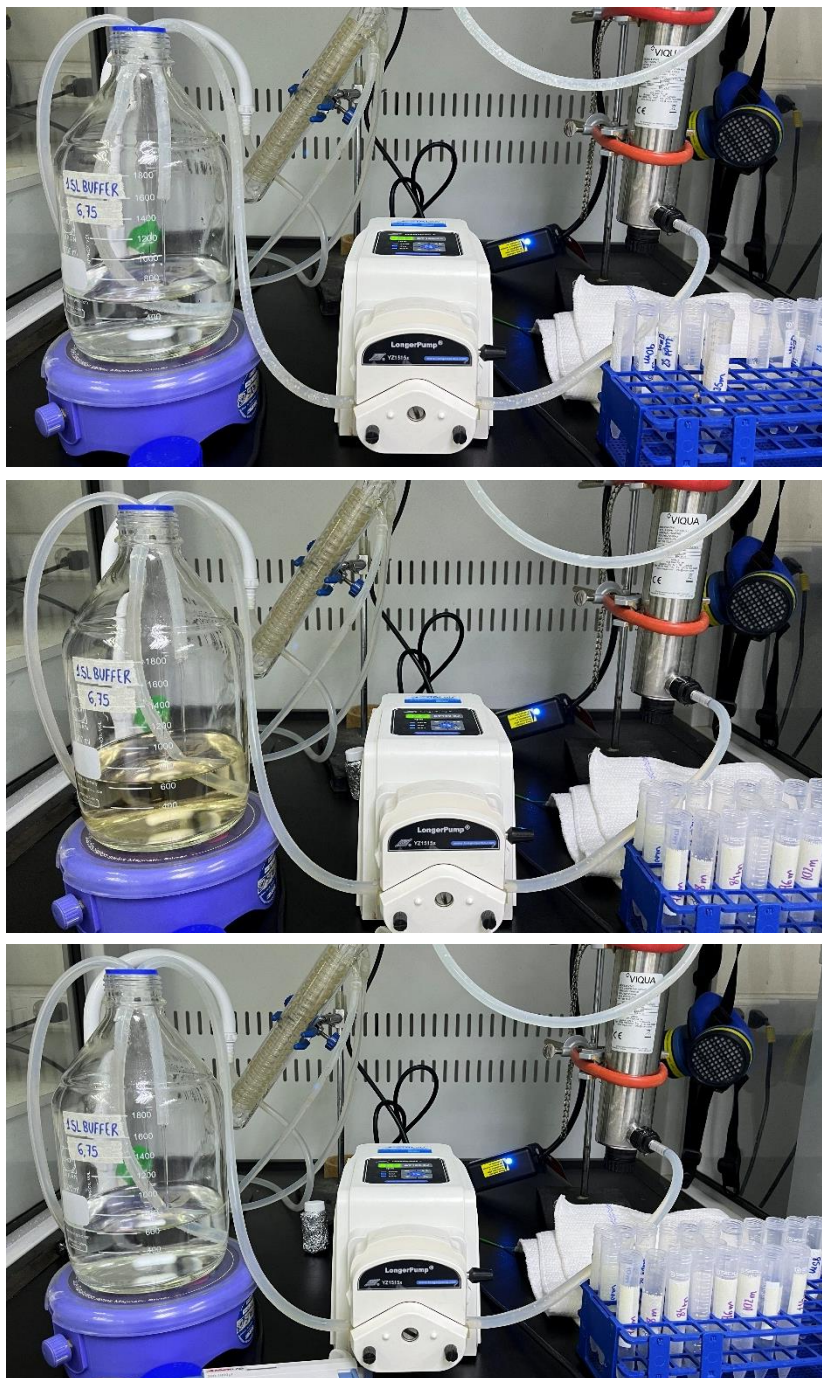


Figura A1. Evolución visual de la solución de paracetamol durante el proceso UV/H₂O₂ en 0, 30 y 60 minutos de tratamiento.

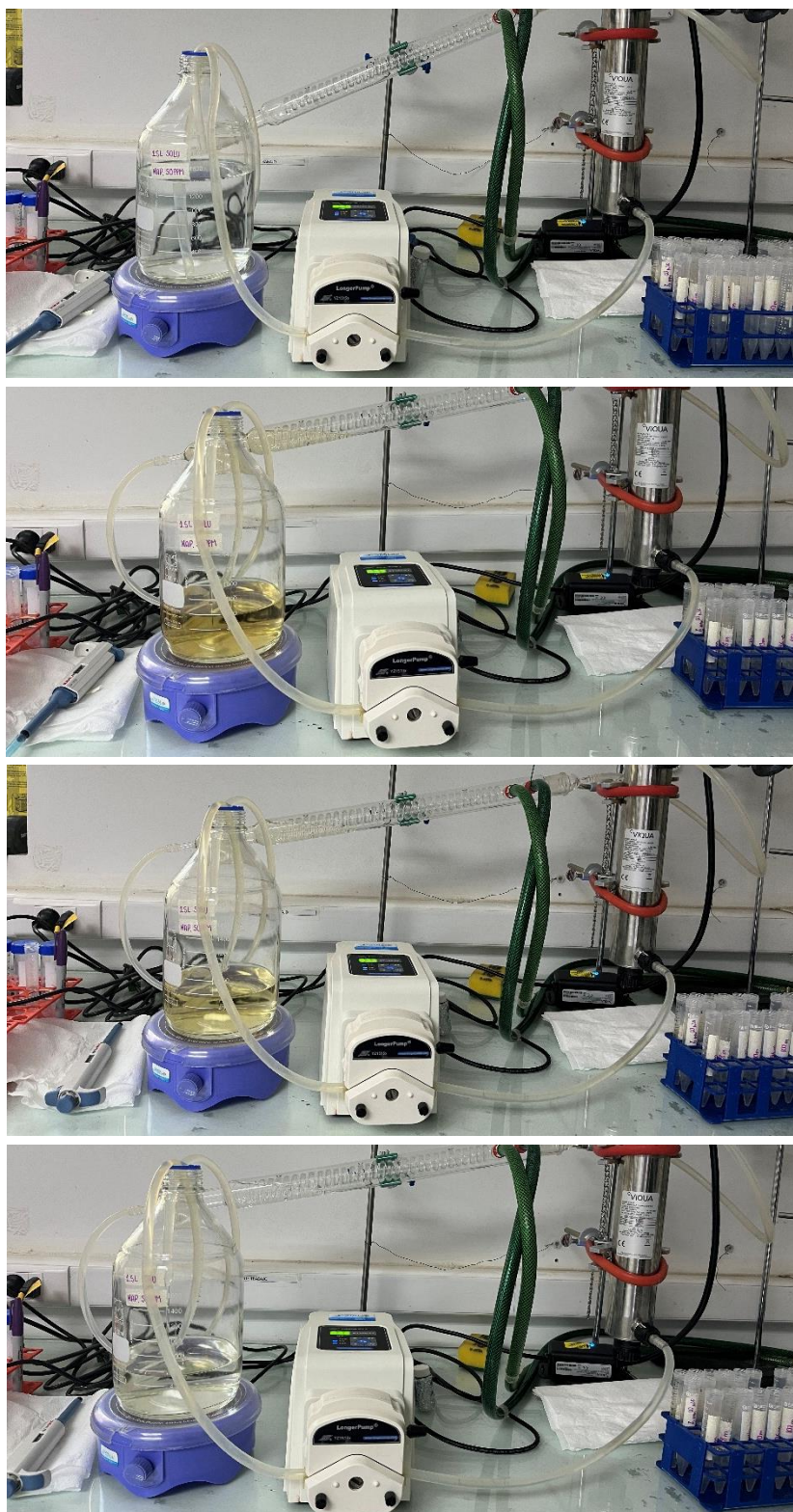


Figura A2. Evolución visual de la solución de naproxeno sódico durante el proceso UV/H₂O₂ en 0, 30, 48 y 60 minutos de tratamiento.