



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

**CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN
PARA EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
UNIDAD DURANGO**

**Degradación de un antibiótico de la familia de las
quinolonas por fotólisis y fotocátalisis heterogénea:
Levofloxacin**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS EN GESTIÓN AMBIENTAL**

PRESENTA

Minerva Estefanía Villarreal Quezada

DIRECTORES:

Dr. José Bernardo Proal Nájera

Dr. Luis Alberto González Burciaga



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

SIP-13
REP-2017

ACTA DE REGISTRO DE TEMA DE TESIS Y DESIGNACIÓN DE DIRECTOR DE TESIS

Ciudad de México, a de del

El Colegio de Profesores de Posgrado de en su Sesión

(Unidad Académica)

No celebrada el día del mes de conoció la solicitud presentada por el (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	Villarreal	Apellido Materno:	Quezada	Nombre (s):	Minerva Estefania
-------------------	-------------------	-------------------	----------------	-------------	--------------------------

Número de registro:

del Programa Académico de Posgrado:

Referente al registro de su tema de tesis; acordando lo siguiente:

1.- Se designa al aspirante el tema de tesis titulado:

Degradación de un antibiótico de la familia de las quinolonas por fotólisis y fotocátalisis heterogénea: Levofloxacina.

Objetivo general del trabajo de tesis:

Optimizar la eficiencia de degradación para el antibiótico levofloxacina, mediante procesos de oxidación avanzada: fotólisis y fotocátalisis heterogénea con fuente de radiación solar en función de pH y dosis de H₂O₂.

2.- Se designa como Directores de Tesis a los profesores:

Director: 2° Director:

No aplica:

3.- El Trabajo de investigación base para el desarrollo de la tesis será elaborado por el alumno en:

IPN CIIDIR Unidad Durango

4.- El interesado deberá asistir a los seminarios desarrollados en el área de adscripción del trabajo desde la fecha en que se suscribe la presente, hasta la aprobación de la versión completa de la tesis por parte de la Comisión Revisora correspondiente.

Director(a) de Tesis

Dr. José Bernardo Proal Nájera

Aspirante

Minerva Estefania Villarreal Quezada

2° Director de Tesis (en su caso)

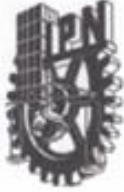
Dr. Luis Alberto González Burciaga

Presidente del Colegio

Dr. Eduardo Sánchez Ortiz



CENTRO INTERDISCIPLINARIO
DE INVESTIGACIÓN PARA EL
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
IPN CIIDIR DURANGO



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
 Dirección de Posgrado

SIP-14
REP 2017

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de siendo las horas del día del mes de del se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Posgrado de: para examinar la tesis titulada:

"

del (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	Villarreal	Apellido Materno:	Quezada	Nombre (s):	Minerva Estefanía
-------------------	------------	-------------------	---------	-------------	-------------------

Número de boleta:


Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene 13 % de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado.**


Después que esta Comisión revisó exhaustivamente el contenido, estructura, intención y ubicación de los textos de la tesis identificados como coincidentes con otros documentos, concluyó que en el presente trabajo SI NO SE CONSTITUYE UN POSIBLE PLAGIO.

JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN: *(Por ejemplo, el % de similitud se localiza en metodologías adecuadamente referidas a fuentes originales)*
El trabajo es original y solo existe una proporción normal de similitud (13%), debido a bases de datos de Internet y de títulos de publicaciones utilizadas para el análisis y discusión de resultados parecidos al tema de tesis.

Finalmente, y posterior a la lectura, revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron APROBAR SUSPENDER NO APROBAR la tesis por UNANIMIDAD o MAYORÍA en virtud de los motivos siguientes:

El trabajo de Tesis es original y cumple con los Objetivos General y Específicos planteados en el documento. La Justificación e Hipótesis son pertinentes. La Introducción y el abordaje del Marco Teórico son muy adecuados y, finalmente, la Metodología y los Resultados son coherentes con los Objetivos planteados. Asimismo, las Conclusiones y las Sugerencias del trabajo son pertinentes.


 DR. JOSÉ BERNARDO PROAL NAJERA
 Director de Tesis
 Nombre completo y firma


 DR. LUIS ALBERTO GONZÁLEZ BARCIAGA
 2° Director de Tesis (en su caso)
 Nombre completo y firma

COMISIÓN REVISORA DE TESIS


 DR. ISAIAS CHAIREZ HERNÁNDEZ
 Nombre completo y firma


 DR. FELIPE DE JESÚS SILERIO VÁZQUEZ
 Nombre completo y firma


 DRA. VERÓNICA LOERA CASTAÑEDA
 Nombre completo y firma


 DR. EDUARDO SÁNCHEZ ORVIZ
 Presidente del Colegio de Profesores
 Nombre completo y firma



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA DE AUTORIZACIÓN DE USO DE OBRA PARA DIFUSIÓN

En la Ciudad de México el día 28 del mes de mayo del año 2025, el (la) que suscribe Minerva Estefanía Villarreal Quezada alumno(a) del programa Maestría en Ciencias en Gestión Ambiental con número de registro B231256, adscrito(a) a Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Durango manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis bajo la dirección del Dr. José Bernardo Proal Nájera y del Dr. Luis Alberto González Burciaga y cede los derechos del trabajo intitulado Degradación de un antibiótico de la familia de las quinolonas por fotólisis y fotocatalisis heterogénea: Levofloxacin, al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expresado del autor y/o director(es). Este puede ser obtenido escribiendo a las siguiente(s) dirección(es) de correo minervaevillarreal@gmail.com, jproal@ipn.mx, luisgonzalezq@gmail.com. Si el permiso se otorga, al usuario deberá dar agradecimiento correspondiente y citar la fuente de este.

Minerva Estefanía Villarreal Quezada

El desarrollo de la experimentación de la presente investigación se llevó a cabo en el laboratorio de Ingeniería y Ciencia Aplicada al Sector Energético del Semidesierto del Norte del País, así como en el laboratorio de Fitoquímica, pertenecientes al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional – Unidad Durango. Los procesos de degradación por radiación solar se ejecutaron en la Planta Tratadora de Aguas Residuales - Oriente de la ciudad de Durango.

La caracterización del catalizador fue realizada en una estancia de investigación en el Centro de Investigación en Ciencia Aplicada y Tecnología Avanzada Unidad Legaria, en Ciudad de México.

DEDICATORIA

A mi familia,

por su amor incondicional, por ser mi refugio en los momentos difíciles, por su paciencia, apoyo y confianza. Gracias por estar siempre.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco profundamente a mis padres por su amor, todo el apoyo y palabras de aliento brindadas a lo largo de estos dos años.

A mis hermanos por estar siempre para mí y ser mi constante motivación.

A Greysi, por todas las tardes compartidas entre café, por su paciencia al escucharme y por los valiosos consejos que siempre me brindas.

A Enrique, gracias por tu paciencia, tu apoyo incondicional y por ser mi refugio en los momentos de estrés y cansancio.

A Amelie, la alemana que llego al final con sus buenas vibras e inspiración para terminar este proyecto.

Al CIIDIR-IPN por darme la oportunidad de formar parte de la generación de la Maestría en Ciencias en Gestión Ambiental. A mis profesores, por su dedicación y esfuerzo en compartir sus conocimientos, los cuales me han permitido crecer tanto académica como profesionalmente.

Al CONAHCYT por el apoyo financiero para la realización de esta maestría.

Al Dr. José Bernardo Proal Nájera, por todos los conocimientos transmitidos, por ser un gran modelo a seguir, una persona con la que sin duda se puede contar, y por siempre estar al pendiente y cuidado de nosotras.

Al Dr. Luis Alberto González Burciaga, por su experiencia y orientación durante los experimentos, además de su constante apoyo y paciencia en cada momento del desarrollo de esta tesis.

Al M.C. Jaime Castañeda por sacrificar sus sábados para acompañarme en mis experimentos.

Y finalmente a las amistades que me acompañaron en este camino, Ale, Mariela, Cami y Areli, por los momentos compartidos. Sin duda alguna su amistad y palabras de aliento fueron clave en este proceso.

ÍNDICE

GLOSARIO.....	i
LISTA DE ACRONIMOS	ii
ÍNDICE DE FIGURAS	iv
ÍNDICE DE TABLAS	vi
RESUMEN	vii
ABSTRACT	viii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEORICO	3
2.1 El agua en el mundo.....	3
2.1.1 El agua en México	4
2.2 Contaminación del agua	4
2.3 Aguas residuales	5
2.3.1 Tratamiento de aguas residuales.....	5
2.4 Contaminantes emergentes.....	6
2.4.1 Fármacos.....	7
2.4.2 Antibióticos	8
2.4.3 Levofloxacina.....	9
2.5 Procesos de Oxidación Avanzada.....	11
2.5.1 Fotólisis	12
2.5.2 Fotocatálisis.....	13
2.5.3 Fotocatalizadores	14
2.5.4 Dióxido de Titanio	14
2.6 Estudios previos de la degradación de la levofloxacina	16
III. JUSTIFICACIÓN.....	18
IV. OBJETIVOS.....	19
4.1 Objetivo general	19
4.2 Objetivos específicos.....	19

V.	HIPÓTESIS.....	20
VI.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	21
	6.1 Caracterización del catalizador TiO ₂ Degussa P25	21
	6.1.1 Área de estudio.....	21
	6.1.2 Materiales	21
	6.1.3 Difracción de Rayos X	21
	6.1.4 Calculo de brecha de energía.....	22
	6.1.5 Morfología.....	23
	6.2 Proceso de degradación.....	23
	6.2.1 Área de estudio.....	23
	6.2.2 Materiales	24
	6.2.3 Solución acuosa	24
	6.2.4 Primera degradación	25
	6.2.5 Fotólisis y fotocatalisis heterogénea	25
	6.2.6 Experimentos de control	26
	6.3 Análisis químicos.....	27
	6.3.1 Espectrofotometría	27
	6.3.2 Demanda Química de Oxígeno	28
	6.4 Análisis cinético	28
	6.5 Análisis estadístico	29
	6.6 Tratamiento para eliminación de manganeso en agua de pozo	30
	6.6.1 Área de estudio.....	30
	6.6.2 Materiales	30
	6.6.3 Implementación de columnas mediante lecho de zeolita.....	31
	6.6.4 Implementación de columnas mediante lecho de arena.....	32
	6.6.5 Seguimiento de la degradación	32
VII.	RESULTADOS.....	33

7.1	Caracterización del catalizador TiO ₂	33
7.1.1	Difracción de Rayos X	33
7.1.2	Calculo de Band-Gap	34
7.1.3	Morfología.....	35
7.2	Proceso de degradación.....	37
7.2.1	Radiación solar	37
7.2.2	Dosis de peróxido de hidrogeno	38
7.2.3	Fotólisis solar.....	39
7.2.4	Fotocatálisis heterogénea solar	40
7.2.5	Demanda Química de Oxigeno.....	41
7.3	Análisis cinético	42
7.4	Análisis estadístico	43
7.5	Implementación de columnas mediante lecho de zeolita	44
7.6	Implementación de columnas mediante lecho de arena.....	46
VIII.	DISCUSIÓN	47
8.1	Caracterización del catalizador TiO ₂	47
8.2	Proceso de degradación.....	47
8.2.1	Influencia del pH	48
8.2.2	Dosis de peróxido de hidrogeno	49
8.2.3	Demanda Química de Oxigeno.....	49
8.3	Análisis Estadístico y Cinético	50
IX.	CONCLUSIONES	51
X.	LITERATURA CITADA	52
XI.	ANEXOS.....	59
	Anexo 1. Superficie del catalizador TiO ₂ Degussa P25 a X5,000.....	59
	Anexo 2. Superficie del catalizador TiO ₂ Degussa P25 a X10,000.....	59
	Anexo 3. Superficie del catalizador TiO ₂ Degussa P25 a X27,000.....	59
	Anexo 4. Superficie del catalizador TiO ₂ Degussa P25 a X50,000.....	60

Anexo 5. Curva de calibración de la levofloxacin	60
Anexo 6. Resultados experimentos sombra	61
Anexo 7. Comparación de medias según el proceso	61
Anexo 8. Comparación de medias según la adición de H ₂ O ₂	62
Anexo 9. Comparación de medias según el pH	62
Anexo 10. Supuestos de Gauss-Márkov	63

GLOSARIO

Antibiótico.

Medicamento utilizado para tratar infecciones bacterianas. Como medio de funcionamiento actúan matando las bacterias o inhibiendo su crecimiento.

Catalizador.

Sustancia que se añade a una reacción química con el fin de aumentar la velocidad, pero sin ser consumida en el proceso.

Contaminantes emergentes.

Sustancias químicas o materiales que se han sido detectados últimamente en las aguas y cuya presencia puede suponer un grave riesgo para el medio ambiente y salud humana.

Fotocatálisis.

Consiste en la aceleración de una fotorreacción mediante un catalizador. Este acelera la reacción al ser activado por la luz. La luz ayuda al catalizador a transformar o descomponer otras sustancias, como los contaminantes emergentes.

Fotólisis.

Proceso mediante el cual se llega a la ruptura de enlaces químicos por causa de energía radiante.

LISTA DE ACRONIMOS

·OH	Radicales hidroxilo
ANCOVA	Análisis de covarianza
BC	Banda de conducción
BV	Banda de valencia
C₀	Concentración inicial
CO₂	Dióxido de carbono
DQO	Demanda química de oxígeno
DRX	Difracción de rayos X
e⁻	Electrones
eV	Electrón voltio
H⁺	Hueco positivo
H₂O₂	Peróxido de hidrógeno
HNO₃	Ácido nítrico
K_{op}	Constante operacional
LVX	Levofloxacin
MEB	Microscopia electrónica de barrido
NaOH	Hidróxido de sodio
m²	Metro cuadrado
mmol/L	Milimol por litro
mg/L	Miligramos por litro
min	Minutos
nm	Nanómetros
O	Oxígeno
POA	Procesos de oxidación avanzada
ppm	Partes por millón

PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
SRNyMA	Secretaria de Recursos Naturales y Medio Ambiente
t	Tiempos
<i>t</i>_{1/2}	Tiempo de vida media
T	Temperatura
Ti	Titanio
TiO₂	Dióxido de titanio
UV	Ultravioleta

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estructura química de la levofloxacin	10
Figura 2. Especies <i>Pseudokirckneriella subcapitata</i> , <i>Lemna minor</i> y <i>Oryzias latipes</i>	11
Figura 3. Representación del mecanismo de la fotocatalisis	13
Figura 4. Estructura cristalina del dióxido de titanio, a) rutilo; b) brookita; c) anatasa	15
Figura 5. a) Difractómetro Bruker D8 advance Eco; b) Haz primario y detector; c) Preparación de la muestra del catalizador TiO ₂ Degussa P25	22
Figura 6. Espectrofotómetro Uv-vis/NIR LAMBDA 950 con esfera de integración de 60 mm	22
Figura 7. a, b) Microscopio electrónico de barrido HITACHI® modelo SU3500; c) Análisis de la muestra TiO ₂	23
Figura 8. a) Potenciómetro Orion Star A211 Thermo Scientific; b) Solución acuosa de levofloxacin	25
Figura 9. Diagrama del reactor de placa plana	26
Figura 10. Espectrofotómetro UV-Vis HACH DR 5000™	27
Figura 11. a) Digestor de muestras HACH DRB200; b) Espectrofotómetro DR 2010™	28
Figura 12. Patrón de difracción de rayos x	33
Figura 13. Espectro de absorbancia para la muestra del catalizador TiO ₂ Degussa P25	34
Figura 14. Cálculo de band-gap según el espectro de absorbancia para el catalizador TiO ₂ Degussa P25	35
Figura 15. Superficie del catalizador TiO ₂ Degussa P25 a un aumento de X5,000	36
Figura 16. Superficie del catalizador TiO ₂ Degussa P25 a un aumento de X100,000	36
Figura 17. Superficie del catalizador TiO ₂ Degussa P25 a un aumento de X200,000	37

Figura 18. Radiación solar medida en W/m^2 , entre los meses de marzo a octubre.....	38
Figura 19. Degradación de LVX a diferentes dosis de H_2O_2 – pH 7.02	39
Figura 20. Degradación de LVX a diferentes dosis de H_2O_2 – pH 5.52	39
Figura 21. Degradación de LVX por fotólisis solar.....	40
Figura 22. Degradación de LVX por fotocatalisis heterogénea	41
Figura 23. Resultados de DQO de los procesos de fotólisis y fotocatalisis heterogénea	42
Figura 24. Eficiencia de remoción de manganeso en columnas a base de zeolita.....	45
Figura 25. Concentraciones de manganeso a lo largo de la experimentación con columnas de arena.....	46

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Principales tecnologías de procesos de oxidación avanzada	12
Tabla 2. Factores y covariables para análisis estadístico	30
Tabla 3. Fases cristalinas presentes en el catalizador TiO ₂ Degussa P25	34
Tabla 4. Análisis de elementos presentes en el catalizador TiO ₂ Degussa P25..	36
Tabla 5. Datos de la cinética y porcentaje de degradación de LVX	43
Tabla 6. ANCOVA aplicado al proceso de degradación	44

RESUMEN

La presencia de fármacos en el ambiente acuático puede traer repercusiones a las especies que ahí se encuentran, una gran fuente de contaminación de estos compuestos es a través de las heces y orina presentes en las aguas residuales. Entre ellos encontramos a la levofloxacin, antibiótico destinado al tratamiento de procesos infecciosos e inflamatorios causados por microorganismos sensibles. Dicho medicamento ha sido detectado en afluentes y efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, al ser eliminado por la orina en un 85%.

En este estudio se investigó la degradación del contaminante mediante los procesos de fotocatalisis heterogénea y fotólisis en presencia de luz solar. Se optimizaron parámetros como pH y adición de peróxido de hidrogeno, haciendo uso de un reactor de placa plana con un área de contacto de 0.1m^2 , con inclinación de 20° , se trabajó con soluciones cuya concentración inicial fue de 25 mg/L . Se siguió la degradación a través de espectrometría UV/Vis a una longitud de onda de 287 nm mediante muestras tomadas a lo largo del experimento. Se encontró como mejor resultado de degradación mediante fotocatalisis heterogénea que con una adición de peróxido de hidrogeno de 4 mmol/L se logra una degradación de 92.82% para una magnitud de pH 7.02 . De la misma manera, en el caso de fotólisis con una adición de 4 mmol/L para el pH de 7.02 se obtuvo un 86.38% de degradación. Los efectos de los factores y las covariables se evaluaron mediante un ANCOVA con un $\alpha = 0.05$.

ABSTRACT

The presence of pharmaceuticals in the aquatic environment may have repercussions for the species found there, a major source of contamination of these compounds is through feces and urine present in wastewater. Among them is levofloxacin, an antibiotic used to treat infectious and inflammatory processes caused by sensitive microorganisms. This drug has been detected in effluents and effluents from wastewater treatment plants, 85% of it being eliminated in urine.

In this investigation, the degradation of the pollutant was examined using the processes of heterogeneous photocatalysis and photolysis in the presence of sunlight. Parameters such as pH and addition of hydrogen peroxide were optimized, using a flat plate reactor with a contact area of 0.1 m², with an inclination of 20°, working with solutions whose initial concentration was 25 mg/L. Degradation was monitored by UV/Vis spectrometry at a wavelength of 287 nm using samples taken throughout the experiment. It was obtained as the better degradation result by heterogeneous photocatalysis that with an addition of hydrogen peroxide of 4 mmol/L a degradation of 92.82% was achieved for a magnitude of pH 7.02. In the same way, in the case of photolysis with an addition of 4 mmol/L for pH 7.02, a degradation of 86.38% was obtained. The effects of factors and covariates were evaluated by ANCOVA with an $\alpha = 0.05$.

I. INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso natural limitado y esencial para la vida humana y el equilibrio ambiental. Sin embargo, debido al rápido desarrollo, ha sufrido un notable deterioro. Aunque las normativas implementadas han ayudado a reducir parcialmente la contaminación, la creciente demanda de agua y la aparición de nuevos contaminantes nos muestran que es necesario continuar investigando y buscar soluciones.

Además del incremento en la contaminación de las aguas, ha surgido la necesidad de mejorar su tratamiento. Las descargas de contaminantes en las aguas residuales generan mezclas que representan un riesgo para la salud humana y causan un gran impacto en los recursos naturales. Estas aguas contienen, además de nutrientes, fósforo y materia orgánica, un problema adicional: los residuos de medicamentos como lo son los antibióticos, analgésicos, antidepresivos y citostáticos, entre otros. Aunque estos medicamentos están presentes en cantidades muy pequeñas, en niveles desde nanogramos por litro, algunas sustancias pueden causar efectos negativos en los ecosistemas acuáticos incluso a estas concentraciones tan bajas.

Es fundamental ampliar el conocimiento sobre el origen, la transformación y los efectos de los contaminantes emergentes, con el objetivo de proponer tratamientos adecuados para las aguas. Esto garantizaría una mejor calidad del agua y reduciría los impactos negativos en la salud humana y en los organismos acuáticos. Los métodos convencionales de tratamiento de aguas no han sido completamente eficaces para eliminar este tipo de contaminantes, por lo que se ha vuelto necesario desarrollar e implementar procesos más eficientes. Estos procesos son los Procesos de Oxidación Avanzada (POA).

Los POA surgen como una interesante alternativa para la degradación de diversos contaminantes, ante los procesos tradicionales de tratamiento de aguas, dichos procesos además de ser versátiles son capaces de promover la mineralización de compuestos orgánicos. Estos se caracterizan por la formación de radicales hidroxilos ($\cdot\text{OH}$) y por su potencial degradación de moléculas orgánicas

en compuestos no perjudiciales como lo son el dióxido de carbono (CO_2) y el agua (H_2O).

Dentro de estos procesos, se encuentran la fotólisis y la fotocatalisis, que, mediante la exposición a la radiación solar o ultravioleta (UV), generan $\cdot\text{OH}$. Estos radicales inician las reacciones necesarias para descomponer los contaminantes. En el caso de la fotocatalisis, es necesario utilizar un catalizador que acelere la reacción. El catalizador más comúnmente utilizado es el dióxido de titanio, ya que es estable bajo radiación, no es tóxico y es económico.

II. MARCO TEORICO

2.1 El agua en el mundo

El agua en su forma más pura se define como una sustancia inodora, insípida e incolora. Además de sus funciones en los ecosistemas como lo es la contribución a la regulación del clima, esta representa un alimento primario, así como un vehículo para la producción y preparación de otros alimentos. Es debido a esto que existe el esfuerzo humano para su control (Camargo & Camacho, 2019).

En los océanos se encuentra la mayor cantidad del agua del planeta, casi el 97.5%, el restante 2.5% corresponde al agua dulce. Esta se encuentra en un 80% en glaciares, nieve y hielo de los cascos polares, un 19% pertenece al agua subterránea, y solo un 1% como agua de superficie de fácil (Fernández-Cirelli, 2012). Aproximadamente 113, 000 km³ de agua se precipitan al año sobre la tierra gracias al ciclo hidrológico, de los cuales, alrededor 71, 000 km³ se evaporan y retornan a la atmósfera, lo que resta de ellos, 42, 000 km³ son los que recargan los acuíferos o mediante los ríos retornan a los océanos (Toledo, 2002).

El agua cumple con una infinidad de aplicaciones y cada una de ellas se exige un grado distinto de calidad o pureza. Un cuerpo de agua puede aprovecharse para el riego agrícola, actividades recreativas, conservación de la vida acuática y silvestre, procesos industriales o de manufactura, así como para abastecimiento público (Ramos-Olmos *et al.*, 2002). No obstante, el acceso y uso de estos recursos hídricos no dependen únicamente de su disponibilidad, sino también por su variabilidad a lo largo del año (Toledo, 2002).

La distribución del agua dulce también cambia como resultado de las intervenciones del hombre para su administración. Las principales acciones directas empezaron con la manipulación de los flujos de los ríos, las presas para almacenar, transporte del agua a las urbanizaciones, drenaje de los humedales, explotación de acuíferos, etc. Lo que dio paso a actividades antropogénicas como lo son la agricultura, la industria, la generación de energía y el uso doméstico, que han terminado por modificar las tasas de evaporación, así como calidad de las aguas debido al desecho de sustancias tóxicas (Escribano, 2007).

2.1.1 El agua en México

Como para el resto del mundo, en México el agua es un elemento indispensable, sin embargo, la falta de planificación y el crecimiento en lugares donde se presenta poca disponibilidad o difícil acceso pueden llevar a comprometer el desarrollo (Ramos-Olmos *et al.*, 2002). Además de sufrir escasez de este elemento, la actividad industrial ha traído como consecuencia perjudicial la contaminación de la mayoría de cuencas hidrográficas que sirven a los centros urbanos (Ramos-Olmos *et al.*, 2002).

En las últimas décadas, los problemas de escasez de agua se han intensificado debido a la presión ejercida sobre las reservas disponibles, impulsada tanto por el aumento poblacional como por el desarrollo económico. El uso desigual de estas reservas ha generado focos de alta escasez, no solo para las zonas de baja precipitación, sino también para las regiones donde al inicio del crecimiento urbano esto no se percibía como un problema (Sainz-Santamaría & Becerra-Pérez, 2003). Como resultado, ha incrementado una competencia por el agua, lo que da lugar a conflictos de diferente intensidad y escala, tanto entre usuarios dentro de una misma comunidad como entre comunidades, municipios e incluso estados (Becerra *et al.*, 2006).

2.2 Contaminación del agua

La disponibilidad de agua potable se ve cada vez más comprometida por la continua contaminación causada por el hombre y el deterioro de los recursos hídricos como resultado del calentamiento global (Gómez-Duarte, 2018). El agua contaminada puede presentar alteraciones físicas, químicas o biológicas, las cuales le impiden cumplir sus funciones ecológicas (Guadarrama-Tejas *et al.*, 2016).

El agua puede contaminarse tanto por agentes biológicos como bacterias, virus, hongos y parásitos, como por compuestos químicos, que van desde sustancias simples hasta mezclas más complejas. Las sustancias químicas que pueden causar el mayor riesgo para la salud de la población son los metales pesados, pesticidas, fertilizantes, residuos industriales tóxicos, jabones, fármacos, etc. (Rickert *et al.*, 2016). Esta contaminación es un problema de clase mundial, ya

que no solo se da en países que cuentan con mayor desarrollo industrial, sino que nos afecta a todos (Guadarrama-Tejas *et al.*, 2016).

La conservación y protección de los recursos naturales representa una prioridad a nivel global, a pesar de ello, es inevitable que las actividades antropogénicas generen residuos de distinta naturaleza que modifiquen las propiedades fisicoquímicas de los cuerpos de agua (Palacios, 2021).

2.3 Aguas residuales

La composición de las aguas residuales se define por los componentes físicos, químicos o biológicos que se encuentran en ella, estos a su vez dependen de la composición inicial del agua de abastecimiento, cantidad y tipo de establecimientos comerciales e industriales, así como del uso que le den los residentes (Asano *et al.*, 1990).

Estas aguas son recogidas por una red de alcantarillado y transportadas a las plantas tratadoras de aguas residuales, donde según la capacidad y diseño de la planta son tratadas para posteriormente ser vertidas a un medio receptor (Vilanova *et al.*, 2017).

2.3.1 Tratamiento de aguas residuales

Para poder garantizar la eficiencia en el tratamiento es necesario realizar una evaluación del nivel óptimo de tratamiento requerido, considerando algunos factores, como lo son la calidad y composición de la corriente de residuos, los estándares esperados del efluente, el uso destinado, factibilidad de funcionamiento y el presupuesto destinado. Los pasos básicos que considerar para realizar el tratamiento de aguas residuales son (Reynolds, 2002):

El tratamiento primario es el encargado de la eliminación de materiales flotantes y sólidos en suspensión, con el fin de realizar una homogenización y así continuar con el tratamiento secundario. Algunos de los principales procesos utilizados son, cribado, sedimentación y flotación (Ramalho, 1996). Como continuación del tratamiento primario viene el secundario o biológico, el cual

consiste en la utilización de microorganismos principalmente bacterias para la eliminación de la materia orgánica biodegradable. Pueden encontrarse procesos aerobios y anaerobios (Asano *et al.*, 1990).

El tercer y último tratamiento, utilizado por la mayoría de las plantas, consiste en un proceso ya sea químico, físico o biológico encargado de complementar los procesos anteriores y lograr efluentes más puros. Entre los tipos de tratamientos tenemos la osmosis inversa, cloración y filtración (Rojas, 2002).

A lo largo de la historia de la implementación de plantas de tratamiento de aguas residuales éstas han sido diseñadas para la eliminación principalmente de materia orgánica y ciertos tipos de contaminantes que se especifican en las normas oficiales. Sin embargo, como se ha estudiado los últimos años existen contaminantes como los emergentes que requieren de tratamientos avanzados (García-Gómez *et al.*, 2011).

El agua residual que no ha sido tratada o que recibió un tratamiento inadecuado representa serios peligros para el ambiente y la salud, ya que es la responsable de alterar la calidad de los cuerpos receptores, como los son ríos, mares y arroyos, además de contaminar los suelos por donde se escurren y transportar organismos patógenos que pueden ser causantes de enfermedades en el ser humano. Los efectos en los cuerpos de agua varían dependiendo del origen de las aguas residuales, las concentraciones de los contaminantes, los volúmenes descargados y las características de los propios cuerpos de agua (Ramos-Olmos *et al.*, 2002)

2.4 Contaminantes emergentes

El desarrollo industrial de las últimas décadas ha contribuido a la presencia creciente de sustancias que afectan negativamente al medio ambiente, dichas sustancias se conocen como contaminantes emergentes; si bien siempre han estado presentes no se les había prestado suficiente atención debido a la ausencia de métodos analíticos precisos para detectarlas correctamente (Reinoso *et al.*, 2017).

Dentro de este tipo de contaminantes se incluyen sustancias como los surfactantes, productos de cuidado personal, retardantes de fuego, aditivos de gasolina, antisépticos, aditivos industriales, esteroides y hormonas, subproductos generados de la desinfección del agua y fármacos. Si bien a pesar de que estos compuestos se encuentran en bajas concentraciones, generalmente partes por millón o partes por trillón pueden llegar a causar efectos negativos en el ambiente (García-Gómez *et al.*, 2011).

La regulación de estos contaminantes es escasa, esto debido al desconocimiento de sus efectos, aunado a que no se cuenta con un inventario de todas las especies químicas que se encuentran presentes en el ambiente (Tejada *et al.*, 2014). Por lo cual su presencia en nuestros recursos hídricos es motivo de preocupación para la salud y seguridad del ambiente. Una de las principales fuentes de los contaminantes emergentes son las aguas residuales ya sea debido a que no reciben tratamiento alguno o las plantas tratadoras no cuentan con el diseño adecuado para tratar estos contaminantes, por lo que un porcentaje alto llegan a ríos y sistemas marinos (García-Gómez *et al.*, 2011).

2.4.1 Fármacos

Los compuestos farmacéuticos son moléculas complejas que presentan diversas funcionalidades y propiedades fisicoquímicas, estos son desarrollados y utilizados debido a la actividad biológica específica que presentan para diagnóstico, prevención y tratamiento de enfermedades (Sirtori, 2010). Los fármacos están compuestos principalmente por dos elementos: los principios activos y los excipientes. Se les llama principios activos a los encargados de producir el efecto medicinal en el organismo, y estos pueden ser uno o varios. Por su parte los excipientes, son sustancias sin actividad medicinal que se añaden al principio activo para así, poder administrar los medicamentos (Jaime-Urbina & Vera-Solano, 2020).

Se ha demostrado que los fármacos se distribuyen en el ambiente acuático, ya que estos son excretados por el ser humano, se estima que después de la etapa de consumo en la excreción se presentan residuos de entre un 30% y 90% de la dosis ingerida, presentándose dos casos, el compuesto está completamente metabolizado o parcialmente metabolizado, de este modo llegan a las aguas

residuales municipales y hospitalarias. Una vez que estos y sus metabolitos llegan al medio ambiente se infiltran a varios efluentes acuíferos alcanzando las fuentes de agua potable (Palacios, 2021). Diversos estudios han identificado la presencia de distintos tipos de fármacos en cuerpos de agua, entre ellos antibióticos, analgésicos y antiinflamatorios, medicamentos antiepilépticos, betabloqueadores, compuestos utilizados como medios de contraste en radiografías, reguladores de lípidos, anticonceptivos orales, esteroides, broncodilatadores y tranquilizantes, entre otros (Tejada et al., 2014).

Probablemente de los contaminantes emergentes los que producen mayor preocupación y estudio son los fármacos, y de manera particular los antibióticos (Barceló & López de Alba, 2007). En los últimos años se han encontrado residuos de más de 150 medicamentos en entornos tan remotos como el Ártico tanto de uso humano como animal (Jaime-Urbina & Vera-Solano, 2020).

2.4.2 Antibióticos

Desde que en 1928 Alexander Fleming descubrió la penicilina se han disminuido las muertes producidas por infecciones, gracias a eso no ha parado de crecer el uso de los antibióticos a nivel mundial, entre los años 2000 y 2015 se observó un incremento del 65%. Estos no son exclusivamente empleados en el ámbito de la salud humana, sino también en la ganadería, acuicultura y agricultura (Martínez-Alcalá *et al.*, 2020).

Los antibióticos representan un grupo de fármacos de gran importancia medio ambiental, debido a que cuentan con un amplio espectro de acción y un uso elevado. La mayoría de los antibióticos son solubles en agua, por lo que cerca del 90% es excretado por la orina (Ruiz & Font, 2010).

Uno de los principales riesgos asociados a la presencia de antibióticos en el ambiente es la generación de resistencia bacteriana. Aunque las bacterias intestinales suelen ser más propensas a adquirir esta resistencia, cualquier comunidad bacteriana expuesta a los antibióticos puede desarrollar genes resistentes, estos genes pueden transferirse incluso entre bacterias de diferentes géneros, agravando aún más el problema (Cuñat & Ruiz, 2016).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) advierte que, si los países no toman medidas en conjunto, para el año 2050 la resistencia a los antimicrobianos podría causar más muertes que el cáncer (Comisión Nacional de Protección Social en Salud, 2019).

Según la Comisión Nacional de Protección Social en Salud (2019) para promover un uso responsable de los antibióticos, tanto en medicina humana como en veterinaria, es fundamental la colaboración entre distintos profesionales de la salud, como médicos, farmacéuticos y veterinarios. Esta participación debe centrarse en evitar prescripciones innecesarias, asegurar que el tratamiento sea adecuado, prevenir la automedicación y fomentar que los pacientes sigan correctamente sus tratamientos (Comisión Nacional de Protección Social en Salud, 2019).

El consumo de fármacos en algunos países supera las toneladas por año, y muchos de los más utilizados, entre los cuales se encuentran los antibióticos, se emplean en cantidades similares a la de los pesticidas. De hecho, los antibióticos ocupan el tercer lugar en volumen de uso de los fármacos empleados en humanos y el 70% de los empleados en medicina veterinaria (Jaime-Urbina & Vera-Solano, 2020).

2.4.3 Levofloxacin

La levofloxacin (LVX), también conocida como levofloxacin, es un antibiótico de tercera generación que forma parte de la familia de las quinolonas. Se trata del isómero óptico S de la ofloxacin. La Unión Internacional de Química Pura (IUPAC) lo nombra ácido (S)-9-fluorprp-2,3-dihidro-3-metil-10-(4-metil-1-piperazinil)-7-oxo-7H-pirido[1,2,3-de]1.4benzoxazin6carboxílico (figura 1), siendo un polvo cristalino color blanco a amarillo, inodoro y con sabor amargo. Fue introducido al mercado farmacéutico en 1993 en forma de tabletas orales y desde el 2010 están disponibles formulaciones genéticas (Bazaldua, 2022).

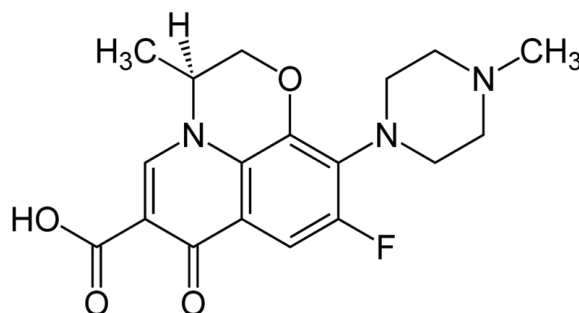


Figura 1. Estructura química de la levofloxacin

Como mecanismo de acción, la levofloxacin ejerce su efecto antibacteriano inhibiendo las topoisomerasas de tipo II (ADN-girasa y topoisomerasa IV) enzimas esenciales en las síntesis de ADN bacteriano (Juste Díez de Pinos *et al.*, 2000). Está incluido en la lista de medicamentos esenciales de la Organización Mundial de la Salud (OMS) para tratar infecciones urinarias, bronquitis crónica, tuberculosis, sinusitis aguda, neumonía nosocomial y adquirida en la comunidad, pielonefritis, infecciones de piel y tejido blando (Bazaldúa, 2022).

Se absorbe de forma rápida cuando se administra por vía oral, alcanzando una biodisponibilidad cercana al 99%, con una vida media en el organismo de entre 6 y 8 horas. La mayor parte del fármaco se elimina a través de los riñones, excretándose aproximadamente el 85% de la dosis administrada en las primeras 24 horas (Azanza *et al.*, 2002).

2.4.3.1 Levofloxacin como contaminante

En México, Martínez-Orgániz *et al.* (2021), llevaron a cabo un estudio para identificar la presencia de contaminantes emergentes en una planta de tratamiento de aguas residuales municipal en Acapulco, Gro. Se detectó la presencia de levofloxacin tanto en las muestras de entrada (afluentes) como de salida (efluentes), evidenciando que a pesar de ser una planta modelo, no es capaz de eliminar por completo este tipo de contaminantes.

Según lo reportado por Cuñat y Ruiz (2016), las fluoroquinolonas se encuentran entre los antibióticos con mayor toxicidad ambiental. El impacto que generan varía en función de la sensibilidad de cada especie, la concentración del antibiótico presente y la duración de la exposición. Para el caso específico de la levofloxacin su presencia en el ambiente acuático va desde causar inhibición del

crecimiento para la especie *Pseudokirckneriella subcapitata*, efectos adversos sobre la reproducción en la especie *Lemna minor*, hasta la mortalidad como en la especie *Oryzias latipes* (figura 2), dichos efectos se presentan desde concentraciones de 7.9 µg/L.



Figura 2. Especies *Pseudokirckneriella subcapitata*, *Lemna minor* y *Oryzias latipes*

2.5 Procesos de Oxidación Avanzada

Se define a los POA como los procesos de oxidación que se relacionan con la generación de especies de alto poder oxidante en cantidades suficientes para producir efluentes recuperados, como los radicales hidroxilos ($\cdot\text{OH}$). Los radicales $\cdot\text{OH}$ tienen un alto potencial redox (2.8 eV) y no son selectivos, por lo que son capaces de degradar compuestos orgánicos mediante cuatro vías: transferencia de electrones (e^-), abstracción de hidrógeno, y combinación o adición de radicales (Garrido-Cárdenas *et al.*, 2019)

Estos procesos cambian químicamente el contaminante, contrario a otros métodos en los cuales solo ocurren cambios de fase, además mediante la mineralización se llega a la destrucción completa de los contaminantes. Una cualidad que los vuelve muy especiales es que resultan funcionales aun en bajas concentraciones, llegando a generar remociones aun en partes por billón, no genera productos secundarios o se presentan en muy baja cantidad (Jaramillo & Taborda, 2006).

En la tabla 1 se enumeran las principales tecnologías de oxidación avanzada y el proceso para llevarse a cabo (Forero *et al.*, 2005).

Tabla 1. Principales tecnologías de procesos de oxidación avanzada

Tecnología de oxidación avanzada	Proceso
Ozonización	Oxidación en agua sub/supercrítica
Ozono/peróxido de hidrógeno	Fotólisis ultravioleta de vacío (UVV)
Procesos fentón	UV/peróxido de hidrógeno
Oxidación electroquímica	UV/ozono
Plasma no térmico	Fotólisis/fentón
Ultrasonido	Fotocatálisis heterogénea

Se considera a los POA como una como una tecnología eficaz y competitiva en el tratamiento de aguas residuales, especialmente en la eliminación de contaminantes orgánicos que se clasifican como bio recalcitrantes y en la inactivación de microorganismos patógenos que no pueden ser eliminados mediante métodos convencionales. Estos fueron utilizados por primera vez para tratamientos de agua potable en 1980 (Garrido-Cardenas *et al.*, 2019).

2.5.1 Fotólisis

Se define a la fotólisis como la descomposición de compuestos orgánicos a causa de la luz natural o artificial (Dulov, 2012). Según Garcés *et al.* (2004), en el proceso fotolítico utilizado para la eliminación de contaminantes, la radiación suministra energía a los compuestos químicos presentes. Esta energía es absorbida por las moléculas, lo que las lleva a un estado excitado. En el cual, las moléculas se vuelven más reactivas, lo que les permite participar en reacciones químicas que conducen a su descomposición.

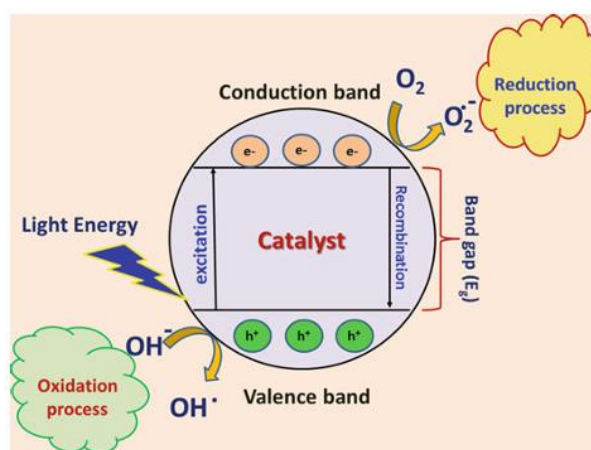
En soluciones acuosas se pueden producir dos tipos de procesos fotoinducidos: fotólisis directa e indirecta. En el primer caso, los compuestos orgánicos absorben la luz UV, lo que puede llevarlos a reaccionar con los componentes de la matriz acuosa o a descomponerse. En la fotólisis indirecta, la descomposición ocurre a través de fotosensibilizadores, como lo son los $\cdot\text{OH}$ o peróxido, que son generados en reacciones secundarias. En el proceso peróxido de hidrógeno (H_2O_2) /UV, los radicales hidroxilo se producen a partir de la disociación fotolítica del H_2O_2 en agua mediante radiación UV (Dulov, 2012).

2.5.2 Fotocatálisis

La fotocatálisis es un proceso que combina la fotoquímica y la catálisis. En este proceso se emplean tanto luz como los catalizadores para acelerar una reacción química. La fotocatálisis se puede dividir en dos tipos: homogénea y heterogénea (Khan *et al.*, 2017).

Uno de sus aspectos más notables y por el cual se fundamenta la fotocatálisis es la generación del par electrón-hueco, por este modelo se explica la absorción de los fotones y como se distribuyen diferentes estados electrónicos en la superficie, gracias a esto se puede llegar a la degradación de moléculas orgánicas. La fotocatálisis no se limita únicamente a la luz solar como fuente de energía, también activarse a través de luz artificial (Jaramillo & Taborda, 2006).

El proceso de la fotocatálisis comienza cuando la luz, en forma de fotones, incide sobre la superficie de un semiconductor, si la energía de la luz es suficiente o superior a la energía de la banda prohibida del semiconductor, los e^- en la banda de valencia (BV) se excitan y se trasladan a la banda de conducción (BC), dejando huecos (h^+) en la BV. Estos h^+ pueden oxidar moléculas donantes y reaccionar con el agua para formar radicales hidroxilo, los cuales tienen un alto poder oxidante y son responsables de degradar los contaminantes. Por otro lado, los e^- en la BC reaccionan con el oxígeno disuelto, formando iones superóxido, que a su vez desencadenan las reacciones redox (Khan *et al.*, 2017).



Nota. Tomado de "Nanocomposites for Visible Light-induced Photocatalysis" por Khan *et al.*, 2017.

Figura 3. Representación del mecanismo de la fotocatálisis

La fotocatalisis es una técnica poderosa que se emplea en diversas aplicaciones, como la eliminación de contaminantes orgánicos en aguas y aire, la producción de hidrógeno, y la acción contra bacterias. En los últimos años, ha ganado relevancia en el tratamiento de aguas residuales, debido a su capacidad para descomponer completamente. En este caso el proceso se destaca por su eficiencia en la eliminación de residuos y por ser rentable, ya que utiliza luz solar o UV como fuente de energía (Hagen, 2006).

2.5.3 Fotocatalizadores

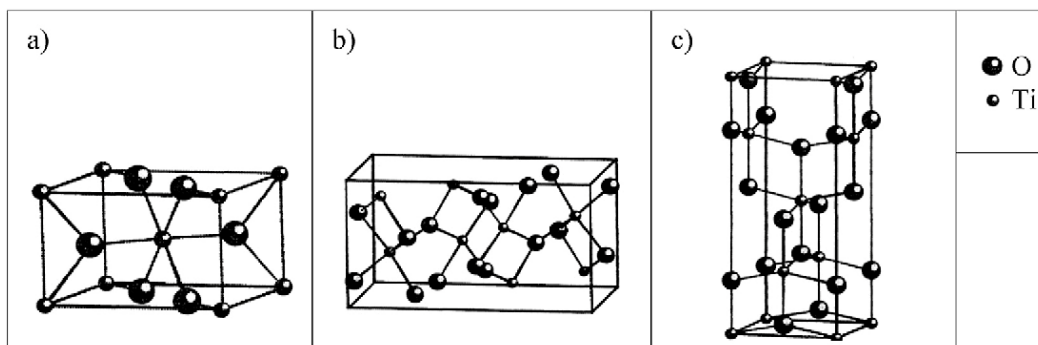
Los fotocatalizadores desempeñan un papel crucial al aprovechar la energía solar para descomponer contaminantes, lo que permite que el proceso de tratamiento por fotocatalisis sea económicamente rentable (Koe *et al.*, 2020).

Irradiados por la luz solar, los fotocatalizadores semiconductores se excitan para generar huecos con capacidad de oxidación en su BV y e^- con capacidad de reducción en su BC (Yang, 2021). Dentro de las características que un buen semiconductor debe tener están ser (I) fotoactivo, (II) capaz de utilizar luz visible y/o UV cercana, (III) biológica y químicamente inerte, (IV) fotoestable (es decir, estable a la foto corrosión), (V) económico y (VI) no tóxico (Khan *et al.*, 2017).

En la fotocatalisis heterogénea se emplean diversos semiconductores como: Al_2O_3 , ZnO , Fe_2O_3 y TiO_2 , los cuales son empleados comúnmente en suspensión acuosa o gaseosa. Sin embargo, de todos ellos el más ampliamente utilizado es el dióxido de titanio Degussa P25, gracias a su alta actividad fotocatalítica, su estabilidad en solución acuosa, su carácter no tóxico y su bajo costo (Garcés *et al.*, 2004).

2.5.4 Dióxido de Titanio

El dióxido de titanio (TiO_2) es un fotocatalizador heterogéneo muy conocido y utilizado. Es económico, no tóxico y tiene propiedades estables para absorber luz y transportar carga. Es posible encontrarlo en tres formas cristalinas principales: anatasa, rutilo y brookita (figura 4). Aunque el rutilo es la forma más estable, la anatasa y la brookita son formas metaestables que pueden transformarse irreversiblemente en rutilo al ser calentadas (Koe *et al.*, 2020).



Nota. Tomado de “Progress on mesoporous titanium dioxide: Synthesis, modification and applications” por Bagueri *et al.*, 2015.

Figura 4. Estructura cristalina del dióxido de titanio, a) rutilo; b) brookita; c) anatasa

Para que el proceso de óxido-reducción se lleve a cabo durante la fotocatalisis con TiO_2 , existen varios factores que influyen en su efectividad. Algunos de los más importantes según Garcés *et al.*, (2004) son:

- **Longitud de onda e intensidad de la luz.** El TiO_2 tiene la capacidad de absorber longitudes de onda correspondientes al espectro UV, es decir menores a 400nm, por lo que, cualquier reacción con estas características tendrá la capacidad de generar pares electrón-hueco en el catalizador.
- **Catalizador.** A mayores dosis de catalizador, mayor será la eficiencia obtenida. Aunque, es probable que la turbidez ocasionada por las partículas dificulte la difusión de la luz UV.
- **Temperatura y pH.** Se cree que la variación de la temperatura no afecta de manera significativa las velocidades de las reacciones fotocatalíticas. En el caso del pH, aunque este no afecta de manera notable, si afecta el tamaño de las partículas, la carga superficial y las posiciones de las bandas de los máximos y mínimos de las bandas del semiconductor.
- **Efecto del oxígeno.** La presencia de oxígeno es esencial para que se produzca una oxidación efectiva, ya que el oxígeno molecular actúa como aceptor de e^- generando el radical superóxido, promotor de los radicales hidroxilo.

- **Calidad del agua a tratar.** Si se cuenta con aguas que presenten turbidez, sólidos en suspensión o materia orgánica, esto podría interferir en la interacción de la luz y el catalizador, reduciendo la eficacia a la oxidación fotocatalítica.

2.6 Estudios previos de la degradación de la levofloxacin

La degradación de fármacos ha tenido un creciente interés en los últimos años, especialmente en el caso de los antibióticos, los cuales se han convertido en foco de investigación, debido a su contribución con la resistencia bacteriana.

La levofloxacin, al igual que otros antibióticos de la familia de las quinolonas, es resistente a la oxidación biológica y tratamientos convencionales (Epold *et al.*, 2015). Tal resistencia puede observarse en el estudio realizado por Ben-Ayed *et al.* (2022) en el que mediante biotransformación por hongos se encontraron bajos porcentajes de degradación. Para probar la capacidad de degradación de la levofloxacin se probaron tres cepas de hongos: *Corioloopsis gallica*, y dos actinomicetos *Thielavia sp.* Los análisis indicaron que entre las cepas probadas *C. gallica* obtuvo los mejores resultados con una degradación del 25% el día 10 de cultivo. No hubo una disminución significativa para las cepas de *Thielavia sp.*

De igual manera, en un estudio de biodegradación anaeróbica de la levofloxacin, Shua *et al.*, (2021) exploraron la degradación mediante seis consorcios microbianos anaeróbicos. Se enriquecieron los seis consorcios con capacidad de degradación en diferentes condiciones de aceptor de e⁻ y fuente de carbono. Después de 10 días a 35°C, los resultados revelaron que la adición simultánea de glucosa y sulfato es la condición favorable para la degradación anaeróbica del compuesto con un 53.1%.

En otro sentido, y enmarcado en los procesos de oxidación avanzada, un caso particular es el que Prabavathia *et al.* (2021) elaboraron, un estudio en el que se compararon las eficiencias de degradación de la levofloxacin mediante fotocatalisis. Utilizaron dos catalizadores, Sm₆WO₁₂ y g-C₃N₄, tanto separados

como en combinación. Encontraron que el catalizador $\text{Sm}_6\text{WO}_{12}/\text{g-C}_3\text{N}_4$ presentaba una mayor eficiencia fotocatalítica para degradar el contaminante en comparación con la experimentación por separado. Los resultados indican un 90.8% de degradación en experimentos de 70 minutos.

Gong *et al.* (2020) indagaron en la degradación de la levofloxacin a través de plasma no térmico. En este trabajo ellos plantearon que el plasma de descarga de barrera dieléctrica (DBD) acoplado con $\text{Ag}_3\text{PO}_4/\text{ACFs}$ como catalizador, alcanzaría a degradar el contaminante de manera efectiva mediante la luz visible generada en el proceso del plasma DBD y la catálisis del plasma. Los resultados mostraron una eficiencia de degradación del 93% a los 18 minutos de experimentación.

III. JUSTIFICACIÓN

En la actualidad uno de los desafíos más grandes a los que nos enfrentamos es garantizar la calidad de los recursos hídricos, debido a que día con día contaminamos vertiendo a los ecosistemas acuáticos desechos industriales, urbanos y productos utilizados por el ser humano a través de las aguas residuales (Barcelo & López de Alba, 2007). Aunado a esto existe una creciente demanda de agua que se asocia a la reducción de los caudales en los ríos, la sobreexplotación de acuíferos a tasas superiores de la recarga natural y los problemas de calidad de las aguas (Sosa-Rodríguez, 2012).

La presencia de contaminantes emergentes en el medio ambiente es cada vez más preocupante. Un caso específico de estos contaminantes son los fármacos, estos son liberados a través de desechos y subproductos industriales, excreciones humanas y animales, basura doméstica, etc., convirtiéndose en agentes contaminantes (Moreno-Ortiz *et al.*, 2013). Aunque los antibióticos representan uno de los grandes logros de la medicina moderna, gracias a su eficacia en el tratamiento de enfermedades infecciosas, principalmente las de origen bacteriano, su uso excesivo y la automedicación han contribuido al desarrollo de bacterias multirresistentes. Esta situación ha obligado al desarrollo de nuevos antibióticos más potentes, como la levofloxacina (Barrantes, 2022).

Para mejorar nuestras condiciones de salud y saneamiento, se necesitan plantas de tratamiento más eficientes para el manejo de agua potable y aguas residuales. Los procesos de oxidación avanzada han surgido como una alternativa para la degradación de diversos contaminantes, ante los procesos tradicionales de tratamiento de aguas, dichos procesos además de ser versátiles son capaces de promover la mineralización de compuestos orgánicos (López, 2021).

Por esta razón, al ser considerada la levofloxacina como contaminante emergente, en este proyecto se propone su degradación en medio acuoso a través de los procesos de fotólisis y fotocatalisis heterogénea bajo radiación solar, aprovechando los niveles de radiación de la ciudad de Durango.

IV. OBJETIVOS

4.1 Objetivo general

Optimizar la eficiencia de degradación para el antibiótico levofloxacin, mediante procesos de oxidación avanzada: fotólisis y fotocátalisis heterogénea con fuente de radiación solar en función de pH y dosis de H₂O₂.

4.2 Objetivos específicos

1. Identificar las características del catalizador para obtener las propiedades cristalográficas, morfológicas y el band-gap, a manera de evaluar si manifiesta un efecto en el rendimiento de la fotocátalisis.

2. Realizar una primera degradación de levofloxacin en condiciones experimentales, mediante distintas dosis de H₂O₂ (0, 1, 2, 3, 4 y 5 mmol/L).

3. Emplear procesos de oxidación avanzada mediante radiación solar, para aplicar un modelo experimental en la degradación de levofloxacin en medio acuoso.

4. Calcular la cinética de la reacción de degradación de levofloxacin y determinar los principales parámetros estadísticos para realizar una comparación de las eficiencias en la degradación de cada modelo.

V. HIPÓTESIS

Por medio de la optimización de parámetros como el pH y la adición de peróxido de hidrogeno empleando TiO_2 Degussa P25 como catalizador, la degradación de levofloxacin en solución acuosa mediante fotólisis y fotocátalisis heterogénea, por radiación solar es factible y se puede llegar a la mineralización.

VI. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Caracterización del catalizador TiO₂ Degussa P25

6.1.1 Área de estudio

La caracterización del catalizador fue realizada en una estancia de investigación en el Centro de Investigación en Ciencia Aplicada y Tecnología Avanzada (CICATA-IPN) Unidad Legaria, el cual se localiza en Calz Legaria 694, Col. Irrigación, Miguel Hidalgo, 11500 Ciudad de México, CDMX, México.

6.1.2 Materiales

Equipos

- Difractómetro Bruker D8 advance Eco
- Espectrofotómetro Uv-vis/NIR LAMBDA 950 con esfera de integración de 60 mm
- Microscopio electrónico de barrido HITACHI® modelo SU3500 con cañón de emisión termoiónica de 30 kV

Reactivos

- Catalizador dióxido de titanio (TiO₂) Degussa P25

6.1.3 Difracción de Rayos X

Mediante la técnica de Difracción de rayos X (DRX) se realizó el análisis cristalográfico del catalizador TiO₂ Degussa P25, con el fin de llevar a cabo la identificación de las fases presentes.

Este análisis se llevó a cabo con un difractómetro Bruker D8 Advance Eco (figura 5), obteniendo el patrón de difracción correspondiente. La medición se realiza con un rango 2θ , con un rango angular de 18° a 145°. Se utilizó la Geometría Bragg-Bretano con un monocromador Ge (111) Johansson en el haz primario y un detector LynxEye en el haz secundario. La identificación de las fases cristalinas se realizó comparando el patrón de difracción obtenido con la base de datos PDF-2 (2016) del International Center for Diffraction Data (ICDD).

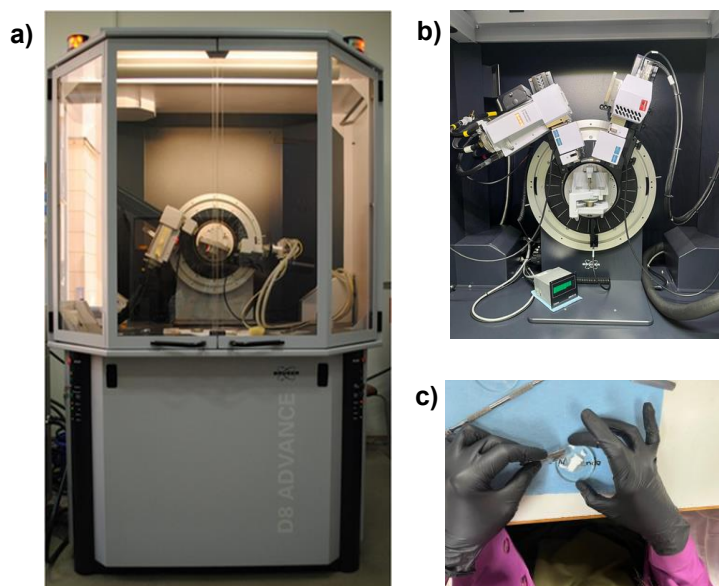


Figura 5. a) Difractómetro Bruker D8 advance Eco; b) Haz primario y detector; c) Preparación de la muestra del catalizador TiO_2 Degussa P25

6.1.4 Cálculo de brecha de energía

Para el cálculo de la apertura de banda o “band-gap” se midió el espectro de absorbancia del catalizador TiO_2 Degussa P25 a temperatura ambiente utilizando un espectrofotómetro UV-visible LAMBDA 950 con esfera de integración de 60 mm (Figura 6). Posteriormente, las mediciones de reflectancia difusa se transformaron en espectros de absorbancia equivalentes mediante la función de Kubelka-Munk, empleando alúmina como material de referencia.



Figura 6. Espectrofotómetro Uv-vis/NIR LAMBDA 950 con esfera de integración de 60 mm

6.1.5 Morfología

Mediante la Microscopía electrónica de barrido (MEB) se elaboró un análisis morfológico mediante el cual se caracterizó la estructura superficial del catalizador, se determinó el tamaño de la partícula y en qué porcentaje se encuentran el titanio (Ti) y el oxígeno (O). Para ello se empleó el microscopio electrónico de barrido HITACHI® modelo SU3500 (figura 7), con un cañón de emisión termoiónica de 30 kV, en modo de alto y bajo vacío, resolución de 2.0 nm y 3.0 nm, respectivamente.

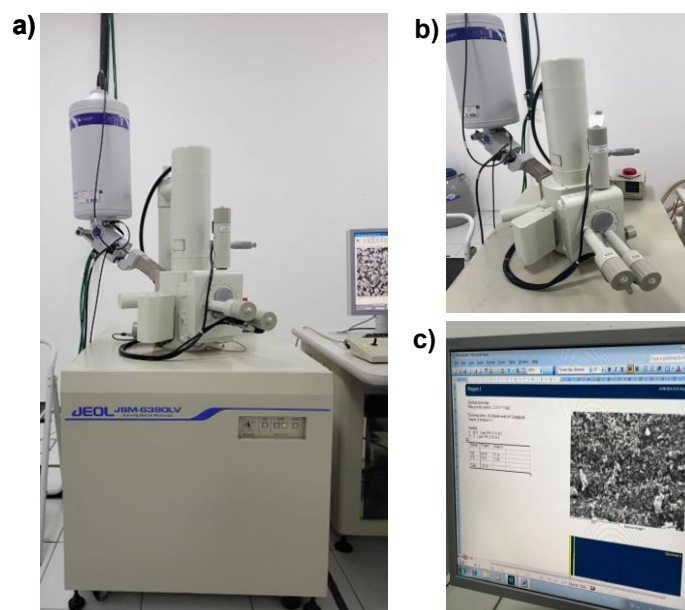


Figura 7. a, b) Microscopio electrónico de barrido HITACHI® modelo SU3500; c) Análisis de la muestra TiO₂

6.2 Proceso de degradación

6.2.1 Área de estudio

Los procesos de degradación por radiación solar se ejecutaron en la Planta Tratadora de Aguas Residuales (PTAR) Oriente de la ciudad de Durango. Localizada en el Km 3.5 Carretera México, Ejido 20 de Noviembre, 34287 Durango, Dgo, México.

La experimentación se llevó a cabo entre los meses de mayo a octubre debido a que estos son los meses en los cuales la radiación se encuentra con mayor

intensidad, por la misma razón el horario de experimentación se centró entre las 11:00 y 14:00 horas.

6.2.2 Materiales

Equipos

- Reactor de cama plana de 1/10 m² de superficie
- Placa de vidrio esmerilado de 1/10 m² de superficie
- Compresor de aire Oakland®
- Bomba sumergible Biopro H-330
- Potenciómetro Orion Star A211 Thermo Scientific
- Espectrofotómetro UV-Vis HACH DR 5000TM
- Espectrofotómetro DR 2010TM (HACH Company, CO, USA)
- Digestor de muestras HACH DRB200

Reactivos

- Levofloxacin (levofloxacin hydrate; Cayman Chemical Company; Ann Arbor, Michigan, USA)
- Agua destilada
- Ácido nítrico (HNO₃) al 65%
- Hidróxido de sodio (NaOH) 0.1 M
- Peróxido de hidrógeno (H₂O₂)
- Dióxido de titanio (TiO₂) Degussa P25

6.2.3 Solución acuosa

Se trabajó con soluciones acuosas cuya concentración inicial fue de 25 ppm. Para su preparación se diluyeron 0.005mg del reactivo puro de levofloxacin (levofloxacin hydrate; Cayman Chemical Company; Ann Arbor, Michigan, USA), en 2L de agua destilada.

Cada experimento se llevó a cabo en dos valores de pH: ácido (5.52) y neutro (7.02). Estos valores se ajustaron agregando soluciones de HNO₃ y NaOH según fue necesario. El ajuste y las mediciones de pH se realizaron utilizando el potenciómetro Orion Star A211 Thermo Scientific (figura 8).

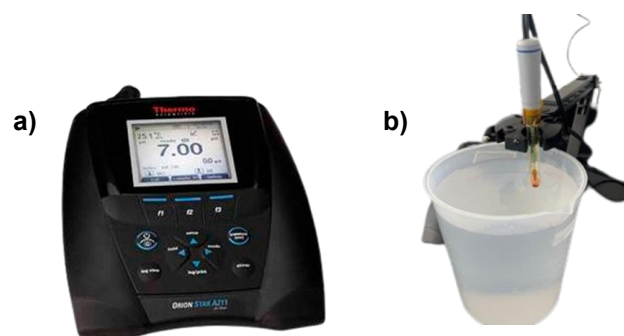


Figura 8. a) Potenciómetro Orion Star A211 Thermo Scientific; b) Solución acuosa de levofloxacina

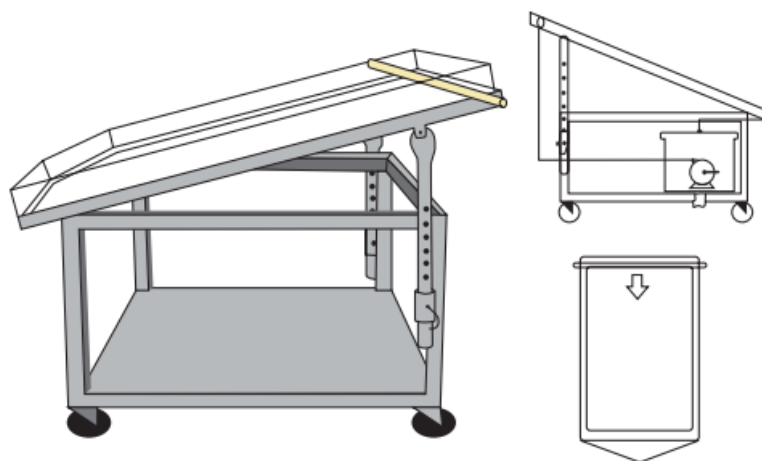
6.2.4 Primera degradación

De manera preliminar se realizaron 5 experimentos para determinar la concentración óptima de H_2O_2 para el modelo experimental de degradación.

En dichos experimentos se trabajó con dos valores de pH: ácido (5.52) y neutro (7.02), con concentraciones de H_2O_2 de 1, 2, 3, 4 y 5 mmol/L. Las pruebas se llevaron a cabo en el reactor de cama plana de superficie de 0.1m^2 , por el proceso de fotocatalisis heterogénea con el catalizador TiO_2 Degussa P25.

6.2.5 Fotólisis y fotocatalisis heterogénea

El proceso de degradación del antibiótico levofloxacina por fotólisis y fotocatalisis heterogénea se llevó a cabo en un reactor de cama plana. Dicho reactor, cuyo diagrama se puede ver en la figura 9, consiste en una base metálica con un contenedor de acrílico, el cual soporta una placa plana de vidrio esmerilado con un área de contacto de $1/10\text{ m}^2$, en la parte superior del mismo se encuentra de forma horizontal un tubo PVC el cual cuenta con perforaciones separadas uniformemente cada 5 mm, el brazo encargado de soportar el contenedor de acrílico está diseñado para ajustarse entre ángulos de 18° a 30° . Para los experimentos del presente trabajo se ajustó a un ángulo de 20° , debido a la latitud de la ciudad de Durango, con el fin de maximizar la incidencia de los rayos solares UV.



Nota. Tomado de “Uso de un reactor de placa plana (TiO_2 /vidrio) para la degradación de 2,5-diclofenol por fotocátalisis solar” por Morones-Esquivel *et al.*, 2017.

Figura 9. Diagrama del reactor de placa plana

La solución acuosa con el contaminante sale por la tubería y fluye de manera uniforme sobre la placa de vidrio cayendo en un recipiente de vidrio, para después ser recirculada al reactor a un caudal constante de 100 L/h gracias a una bomba sumergible Biopro H-330.

Para llevar a cabo los experimentos de fotocátalisis heterogénea, el vidrio esmerilado dentro de los reactores se impregna con el fotocatalizador TiO_2 Degussa P25 con una concentración de 0.2 g/m^2 . Con la ayuda de un compresor de aire, se roció la solución acuosa del TiO_2 en el vidrio esmerilado hasta obtener una cobertura total del mismo.

El tiempo de duración de los experimentos fue de 120 minutos cada uno, tomando alícuotas a los tiempos 0, 5, 10, 15, 20, 30, 60, 90 y 120 min de reacción.

6.2.6 Experimentos de control

Siguiendo el mismo procedimiento que en el modelo experimental, se realizaron experimentos de control para descartar la acción individual y combinada del catalizador TiO_2 Degussa P25 y del H_2O_2 .

Estos experimentos fueron realizados por el proceso de fotocatalisis heterogénea, con la diferencia de exposición a un ambiente en sombra contrario a la radiación solar.

6.3 Análisis químicos

6.3.1 Espectrofotometría

Para determinar la longitud de onda óptima para el seguimiento de la levofloxacin, se llevó a cabo un análisis espectral utilizando un espectrofotómetro UV-Vis HACH DR 5000™ (figura 10). Se seleccionó un rango de longitudes de onda en las que se sabía, con base en estudios previos, que era posible detectar y monitorear la presencia del compuesto.

Se utilizó una solución con una concentración conocida de la levofloxacin, y mediante un barrido espectral en las distintas longitudes de onda dentro del rango seleccionado, fue posible observar el comportamiento de los picos de absorbancia en el espectrofotómetro y así determinar la longitud de onda que presentaba mayor absorbancia.

Posteriormente para seguir la degradación de la levofloxacin, se utilizó espectrofotometría, analizando las alícuotas extraídas durante el transcurso de los experimentos. Estas muestras fueron comparadas con una curva de calibración con concentraciones desde 30 mg/L.



Figura 10. Espectrofotómetro UV-Vis HACH DR 5000™

6.3.2 Demanda Química de Oxígeno

Asimismo, las muestras recolectadas durante los experimentos fueron analizadas para identificar los productos generados durante la degradación, utilizando la Demanda Química de Oxígeno (DQO). Para lo cual, se empleó el kit HACH 2000, con un Digestor de muestras HACH DRB200 con la función de DQO programada (figura 11), posteriormente estos fueron leídos a 625 nm en el espectrofotómetro DR 2010TM (HACH Company, CO, USA).



Figura 11. a) Digestor de muestras HACH DRB200; b) Espectrofotómetro DR 2010TM

6.4 Análisis cinético

Para determinar la cinética de la reacción, se calculó el orden de la degradación de levofloxacin tanto por fotólisis como por fotocatalisis heterogénea. Se evaluaron tres órdenes de reacción: 0, 1 y 2, calculando las constantes de velocidad (k_{op}) y los tiempos de vida media ($t_{1/2}$) para cada uno de estos órdenes. Utilizando las ecuaciones de la ley de velocidad, se obtuvieron los valores de k_{op} y $t_{1/2}$ correspondientes.

Los cálculos para cada orden fueron realizados mediante el método gráfico en el programa Microsoft Excel. Donde, se graficaron los valores de concentración obtenidos en las diferentes alícuotas de los experimentos de degradación de levofloxacin contra los tiempos de reacción correspondientes a cada concentración.

$$v = \frac{-d[A]}{vol dt}$$

$$v = k[A]^n$$

Donde, v es velocidad de la reacción, A es la absorbancia de la levofloxacin, vol es el volumen de la solución, k es la constante de la reacción y n es orden de la reacción.

6.5 Análisis estadístico

Para llevar a cabo el análisis estadístico de los datos en el programa PASW 18, se realizó un análisis de covarianza (ANCOVA) con un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$.

Se utilizó un diseño factorial 3×2 con covariables y mediciones repetidas, para poder analizar no solo los efectos principales de los factores considerados, sino también sus posibles interacciones (tabla 2). La ecuación utilizada en el modelo reflejó la relación entre las variables estudiadas, asegurando un ajuste adecuado a los datos obtenidos en el experimento.

Como variable de respuesta se tomaron los resultados de concentración de levofloxacin medida en cada una de las alícuotas recolectadas durante los experimentos de degradación.

Modelo de análisis de datos:

$$Y_{ijkl} = \mu + P_i + H_2O_{2j} + pH_k + aR + bCi + t_l + \varepsilon_{ijkl}$$

Donde, Y_{ijkl} corresponde a la variable de respuesta, μ al promedio general del modelo, P_i es el proceso (fotólisis y fotocátalisis heterogénea), H_2O_{2j} es la adición del peróxido de hidrógeno (0 mmol/L y 4 mmol/L), pH_k corresponde a los dos pH a los que se trabajó (5.52 y 7.02), R es el promedio de radiación solar UV de los días en y horarios en los que se realizaron los experimentos, Ci representa la concentración inicial del contaminante, t_l son los tiempos de muestreo, ε_{ijkl} corresponde al error del modelo.

Tabla 2. Factores y covariables para análisis estadístico

Factores		Covariables	
Proceso	P	Radiación	R
Peróxido de hidrogeno	H₂O₂	Concentración inicial	Ci
Magnitud de pH	pH		
Tiempos de muestreo	t		

Mediante el paquete estadístico Statistica 7 (Stat Soft Inc., E.U.A.) se verificaron los supuestos de Gauss-Márkov donde se verifico la variable de respuesta y el análisis del modelo lineal correspondiente al diseño experimental realizado, comprobando los supuestos de normalidad, independencia y homogeneidad.

6.6 Tratamiento para eliminación de manganeso en agua de pozo

6.6.1 Área de estudio

Se implemento una planta de tratamiento a nivel laboratorio para la eliminación de manganeso de agua de pozo mediante la filtración en lecho de zeolita y arena en la Universidad de la Frontera (UFRO), ubicada en Francisco Salazar 1145, Temuco, Araucanía, Chile.

El agua destinada al tratamiento fue recolectada desde un pozo que se encuentra conectado a una fuente de agua subterránea, ubicado en el sector de Niagara, comuna de Vilcún, Región de La Araucanía.

6.6.2 Materiales

Equipos

- Columnas de vidrio
- Bomba peristáltica BIOBASE BIOMETCH CO., LTD modelo FPP-BT600LC
- Mangueras
- Balanza analítica OHAUS Adventurer®

- Colorímetro portátil multiparamétrico DR900

Reactivos

- Set de reactivos para la determinación de manganeso, sobres de reactivo en polvo, de 0,1 a 20,0 mg/L de manganeso

6.6.3 Implementación de columnas mediante lecho de zeolita

Las columnas de zeolita forman parte de un tren de tratamiento de agua. Antes de que el agua pase por estas columnas, se somete a un proceso de pretratamiento que incluye un filtro lento de arena, cuyo propósito es remover el hierro disuelto presente. Luego, el agua es conducida a un estanque de aireación, donde se incrementa su contenido de oxígeno, favoreciendo el siguiente proceso en el sistema el cual está formado por las columnas de zeolita.

Se instalaron cuatro columnas rellenas de lecho de zeolita, debido a su eficiencia en la remoción de Mn. Cada columna consta de un cilindro de vidrio de 3 cm de diámetro y una altura de 70 cm. El proceso de instalación de las columnas comenzó con la adición de la cantidad necesaria de zeolita hasta formar una capa filtrante de 40 cm de altura en cada columna. La cantidad añadida correspondió aproximadamente a 190 gramos de zeolita por columna, según fuera el caso para cada una de ellas. Para garantizar un tamaño de partícula homogéneo, la zeolita natural utilizada en todos los ensayos se tamizó a diámetros de partícula de 425 a 300 μm :

1. **Zeolita activada.**
2. **Zeolita lavada.** Tras el tamizado, la zeolita se lavó con agua destilada para eliminar la suciedad y el polvo, obteniendo un sobrenadante translúcido. Se realizaron cinco lavados con agua desionizada. Finalmente, la zeolita se secó a 105 °C durante 16 h.
3. **Zeolita Inoculación Indirecta.** Con incorporación de consorcio de bacterias oxidativas de manganeso.
4. **Zeolita Inoculación In-Situ.** Con la incorporación de una capa biológica. Micro y macroorganismos en la parte superior del filtro que favorece la

degradación. Capa donde los 10 primeros centímetros filtrantes contenían los microorganismos.

6.6.4 Implementación de columnas mediante lecho de arena.

La implementación de las columnas rellenas con arena se llevó a cabo siguiendo el mismo protocolo previamente descrito para las columnas con zeolita. La única diferencia en este caso radica en la instalación de únicamente tres columnas, manteniendo constantes el resto de las condiciones experimentales:

- 1. Arena lavada.**
- 2. Arena Inoculación Indirecta.** Con incorporación de consorcio de bacterias oxidativas de manganeso.
- 3. Arena Inoculación In-Situ.** Con la incorporación de una capa biológica. Micro y macroorganismos en la parte superior del filtro que favorece la degradación. Capa donde los 10 primeros centímetros filtrantes contenían los microorganismos.

6.6.5 Seguimiento de la degradación

Para evaluar la eficiencia del sistema en la remoción de manganeso presente, se llevó a cabo un seguimiento sistemático en cada columna de la concentración antes y después del tratamiento. Se tomaron diariamente los parámetros de pH, conductividad eléctrica, temperatura, oxígeno disuelto, así como la concentración de Mn presente en la muestra mediante el colorímetro portátil multiparamétrico DR900.

VII. RESULTADOS

7.1 Caracterización del catalizador TiO₂

7.1.1 Difracción de Rayos X

A partir del análisis de la muestra mediante la técnica de Difracción de Rayos (DRX) se identificaron las fases cristalinas presentes en el catalizador TiO₂ Degussa P25. Estableciendo dos fases presentes (tabla 3), la fase anatasa en un 85.08% y la fase rutilo en un 14.92%. La identificación de ambas fases se llevó a cabo mediante una comparación con la base de datos PDF-2 2021 del *International Center for Diffraction Data*.

Las barras verticales azules corresponden a la fase TiO₂ (anatasa), mientras que las barras verticales rojas corresponden a TiO₂ (rutilo). En color rojo se muestran los puntos obtenidos de manera experimental; en negro, la línea muestra el patrón ajustado a partir del método de Le Bail (1988), y la línea azul la diferencia entre dichos patrones (figura 12).

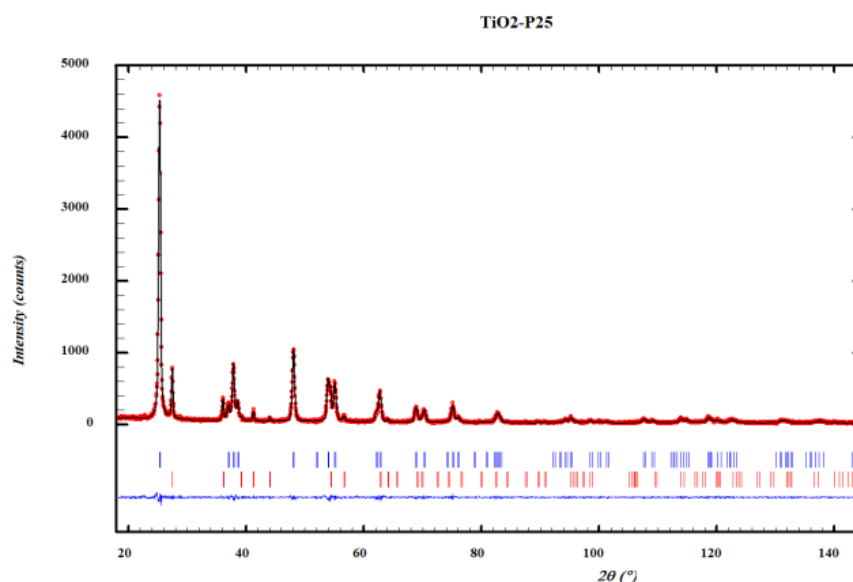


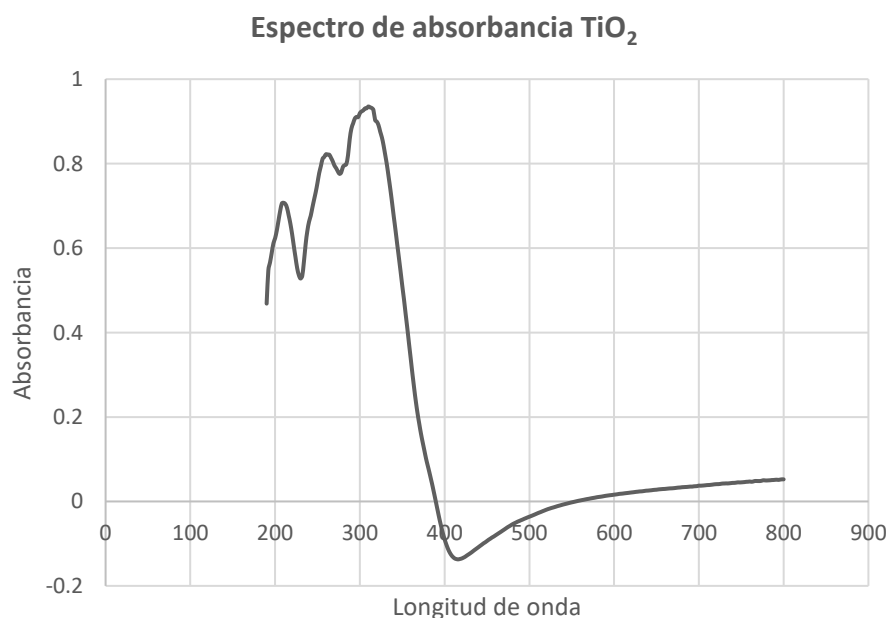
Figura 12. Patrón de difracción de rayos x

Tabla 3. Fases cristalinas presentes en el catalizador TiO₂ Degussa P25

Muestra	Composición	Sistema cristalino	Grupo espacial	% de fases	Ficha JCPDS
TiO ₂ -P25	Anatasa	Tetragonal	I 4 ₁ /a m d [141]	85.08	01-083-5914
	Rutilo	Tetragonal	P 4 ₂ /m n m [136]	14.92	01-079-6031

7.1.2 Calculo de Band-Gap

Mediante la espectrofotometría UV-Vis con esfera de integración se obtuvo el espectro de absorción de la muestra del catalizador TiO₂ (figura 13), posteriormente se trató mediante la función de Kubelka-Munk para de esa forma obtener una representación gráfica, donde se encuentran $[F(R)hv]^2$ contra hv , al proyectar una recta en la parte lineal de la curva permite determinar el band-gap (figura 14). Siendo el valor obtenido 3.58 eV, necesarios para llevar a cabo el salto de energía de la banda de valencia a la banda de conducción.

**Figura 13.** Espectro de absorción para la muestra del catalizador TiO₂ Degussa P25

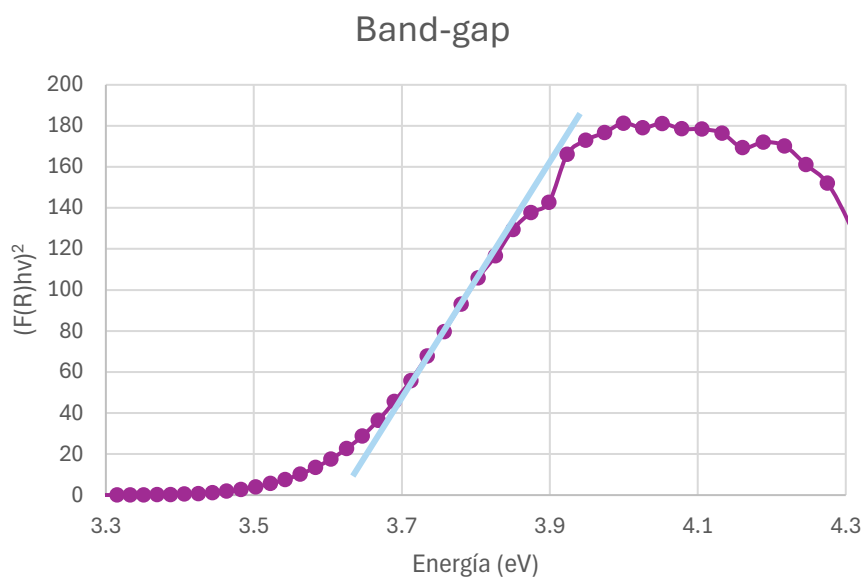


Figura 14. Cálculo de band-gap según el espectro de absorbancia para el catalizador TiO₂ Degussa P25

7.1.3 Morfología

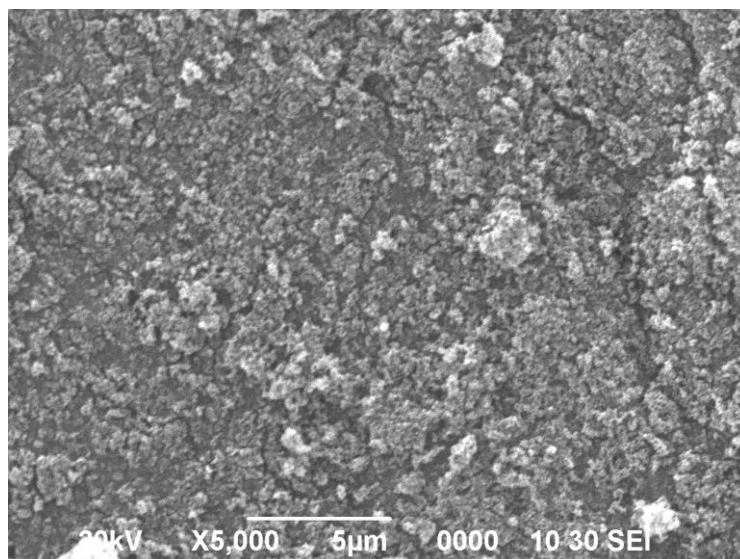
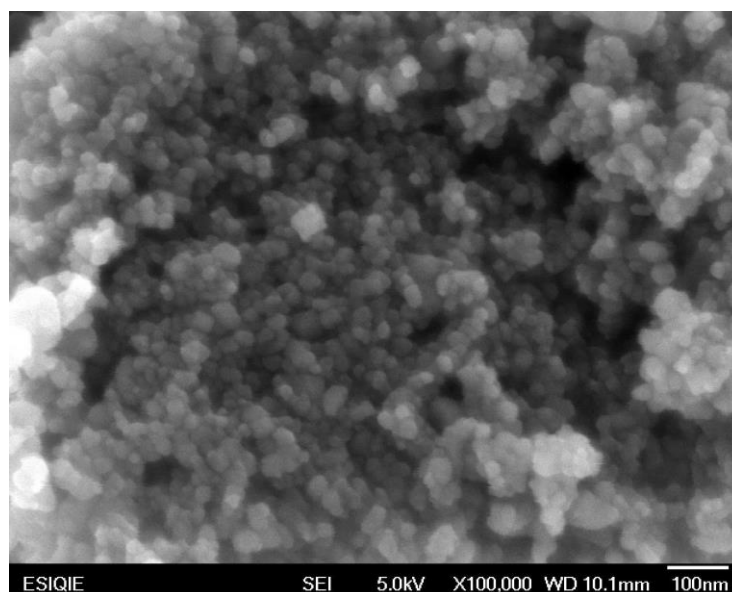
Con el fin de determinar el tamaño de partícula y la composición del catalizador TiO₂ Degussa P25 se realizaron los siguientes acercamientos a la superficie de este mediante microscopía electrónica de barrido: X5,000, X10,000, X25,000, X27,000 y X50,000 (Anexo 1, 2, 3 y 4). Sin embargo, de las imágenes obtenidas solo se muestra claridad con un aumento de X5,000, puesto que a un mayor aumento estas se volvían inteligibles, por lo que solo se pudieron llegar a observar tamaños de conglomerados, de entre 75.89 y 101.19 nm a un aumento de X25,000 (figura 15).

Debido a lo anterior, se mandó a analizar una nueva muestra de TiO₂ Degussa P25, obteniendo imágenes en aumentos de X100,000 y X200,000 con buena claridad, en ellas se observa un alto grado de agregación y partículas de un tamaño promedio entre 10 y 30 nm (figuras 16 y 17).

De la misma manera se obtuvieron los porcentajes de titanio y oxígeno presentes en el catalizador (tabla 4).

Tabla 4. Análisis de elementos presentes en el catalizador TiO₂ Degussa P25

Elemento	Peso (%)	Atómico (%)
O	69.39	87.16
Ti	30.61	12.84
Total	100	100

**Figura 15.** Superficie del catalizador TiO₂ Degussa P25 a un aumento de X5,000**Figura 16.** Superficie del catalizador TiO₂ Degussa P25 a un aumento de X100,000

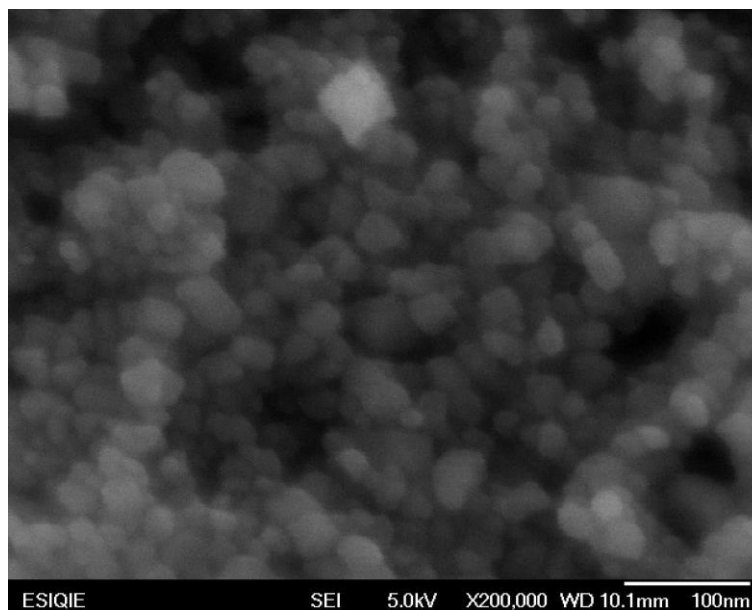


Figura 17. Superficie del catalizador TiO₂ Degussa P25 a un aumento de X200,000

7.2 Proceso de degradación

7.2.1 Radiación solar

Los resultados de radiación solar fueron calculados a través de los datos proporcionados por la estación meteorológica de la Secretaría de Recursos Naturales y Medio Ambiente (SRNyMA). Se promedió por hora desde las 10:00 a.m. hasta las 4:00 p.m., entre los meses de marzo a octubre del 2024, siendo estos los meses en los que se efectuaron los experimentos.

La experimentación se desarrolló en un horario entre las 11:00 a.m. y las 2:00 p.m., para así aprovechar al máximo el pico de la radiación solar. Como se puede observar en la figura 18, los meses con mayor radiación fueron abril y mayo, llegando a alcanzar 990 W/m² y 1014 W/m² respectivamente; en todos los meses se alcanzó la radiación UVA, la necesaria para llevar a cabo las reacciones de degradación del contaminante.

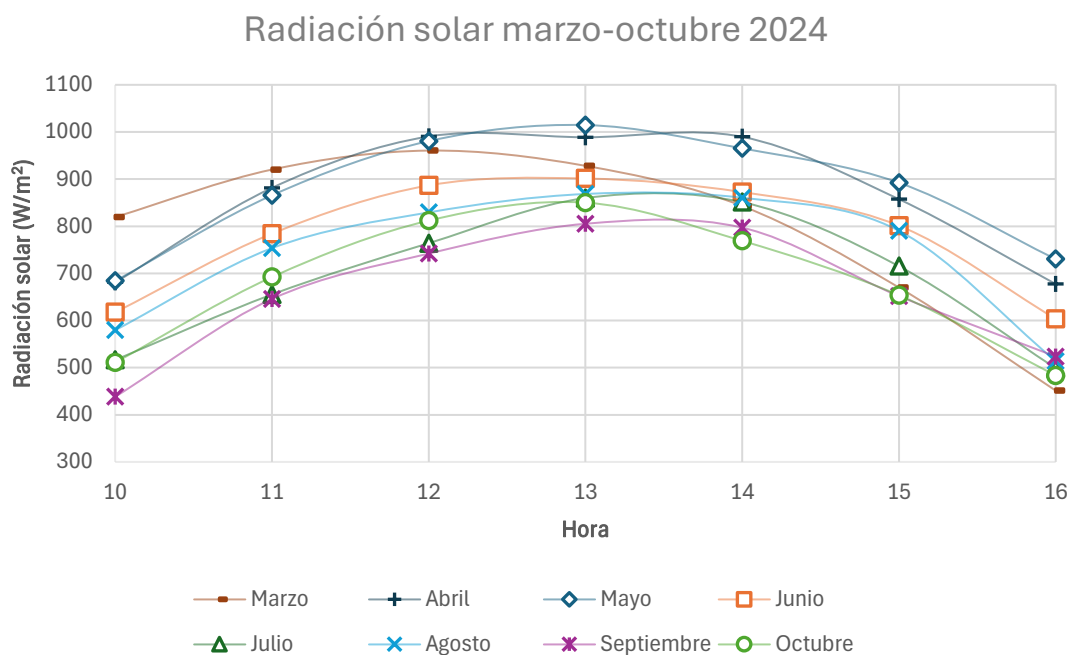


Figura 18. Radiación solar medida en W/m^2 , entre los meses de marzo a octubre

7.2.2 Dosis de peróxido de hidrogeno

Los experimentos de primera degradación se realizaron con el objetivo de determinar la cantidad óptima de H_2O_2 a usar en el modelo experimental de degradación. Dichos experimentos fueron realizados mediante el proceso de fotocatalisis heterogénea.

Para el pH natural (7.02), en la figura 19 se aprecia que la mayor eficiencia de degradación, siendo 95.71% se obtiene con una adición de 5 mmol/L de H_2O_2 . Por otro lado, en los experimentos con un pH ácido (5.52), se obtuvo una degradación de 95.68% añadiendo 4 mmol/L de H_2O_2 (figura 20). Al presentarse porcentajes de degradación muy similares con una diferencia de solo 1 mmol/L, se optó por emplear con una concentración de 4 mmol/L en los próximos experimentos.

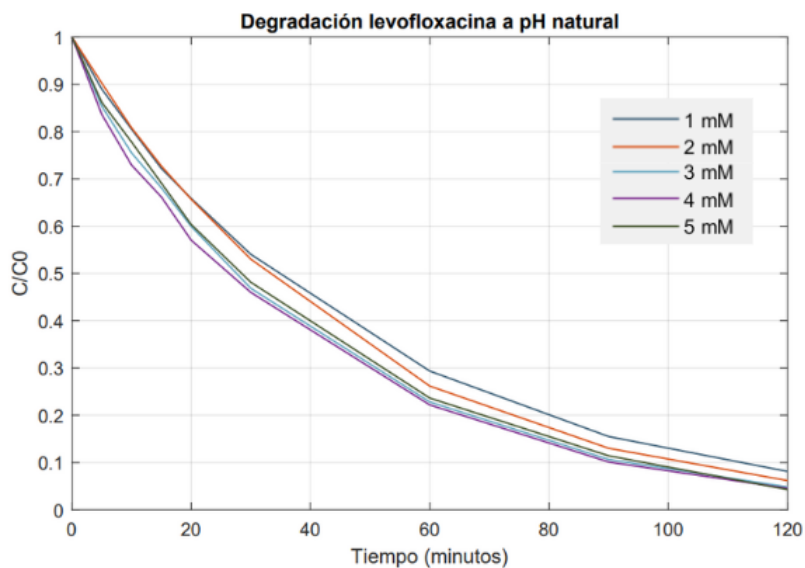


Figura 19. Degradación de LVX a diferentes dosis de H_2O_2 – pH 7.02

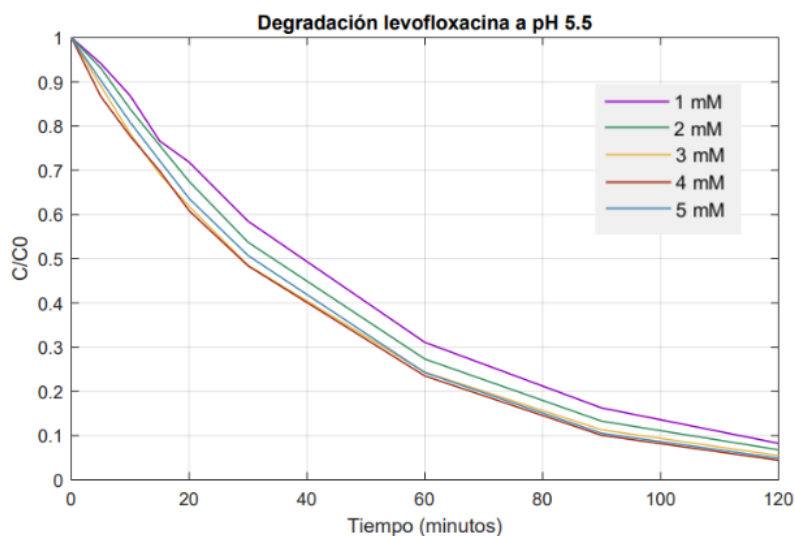


Figura 20. Degradación de LVX a diferentes dosis de H_2O_2 – pH 5.52

7.2.3 Fotólisis solar

El empleo de la fotólisis solar para llevar a cabo la degradación de la levofloxacina mostro buenos resultados, ya que, en todos los casos la concentración del fármaco tuvo una disminución progresiva con el tiempo.

En la figura 21, se puede observar que la adición de H_2O_2 mejora la degradación, pues las curvas más bajas (pH natural, 4 mmol/L y pH 5.5, 4 mmol/L)

presentan un mejor comportamiento. La mayor degradación (86.38%) se obtuvo con un pH natural y 4 mmol/L de H_2O_2 . De manera similar, en el caso del pH ácido, la mejor degradación se obtuvo con una adición de 4 mmol/L, llegando al 83.57%.

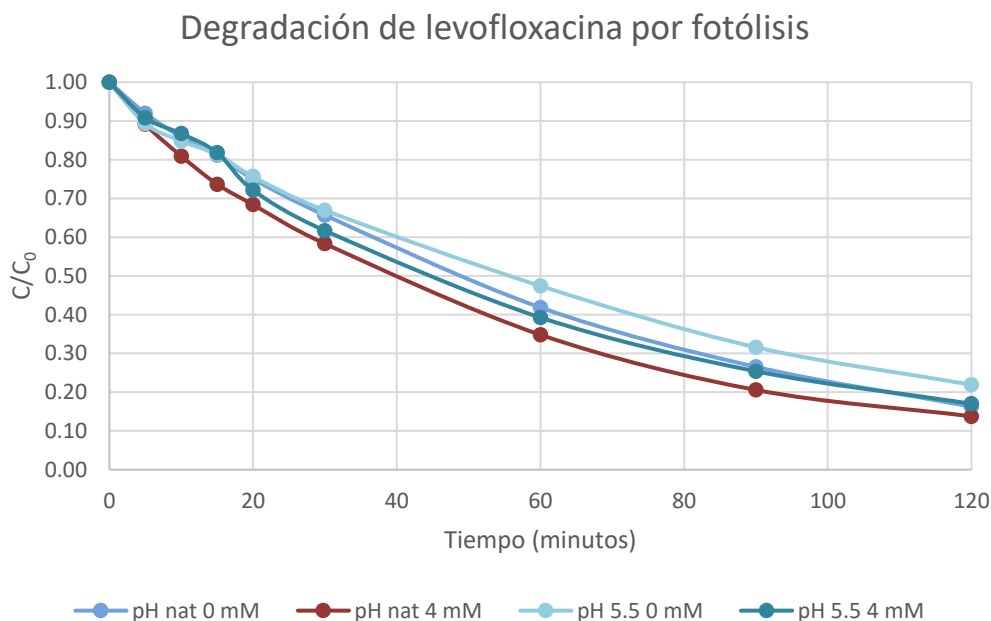


Figura 21. Degradación de LVX por fotólisis solar

7.2.4 Fotocatálisis heterogénea solar

La degradación de levofloxacin mediante fotocatálisis heterogénea solar mostro una eficiencia superior en comparación son la fotólisis solar. Después de 120 minutos de experimentación, en todas las condiciones evaluadas se obtuvieron degradaciones superiores al 90%.

El mejor desempeño se logró en condiciones de pH natural (7.02) con la adición de 4 mmol/L de H_2O_2 , alcanzando una degradación del 92.82%. Esto se aprecia en la figura 22, siendo la curva color marrón quien muestra una mayor degradación en los primeros 60 minutos, además de seguir una tendencia más pronunciada. En el caso del pH ácido (5.52), la degradación más alta se obtuvo al añadir H_2O_2 , siendo 92.77%, ligeramente por debajo del mejor resultado mostrado en pH natural.

Para ambos pH los mejores resultados se obtuvieron con la adición de H_2O_2 , ya que su presencia favoreció a la generación de especies reactivas que aceleraron la eliminación del fármaco, destacando su papel como agente oxidante en la reacción.

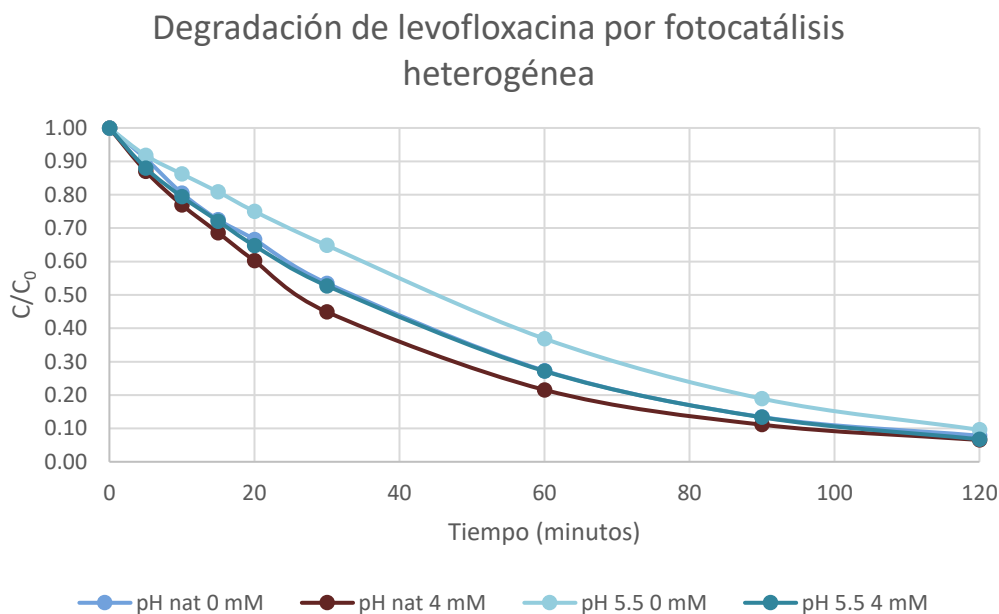


Figura 22. Degradación de LVX por fotocatalisis heterogénea

7.2.5 Demanda Química de Oxígeno

El análisis de ambos procesos de degradación mediante la DQO permitió observar el comportamiento que sigue la degradación a lo largo del tiempo de experimentación.

Se puede observar en la figura 23, como todos experimentos realizados, sin importar sea por fotolisis o fotocatalisis heterogénea no siguen una degradación constante o lineal a lo largo del tiempo. En lugar de esto, se presentan fluctuaciones con aumento y disminución a lo largo de la reacción de degradación. Este comportamiento podría estar relacionado con la posible formación de subproductos de degradación de la levofloxacin.

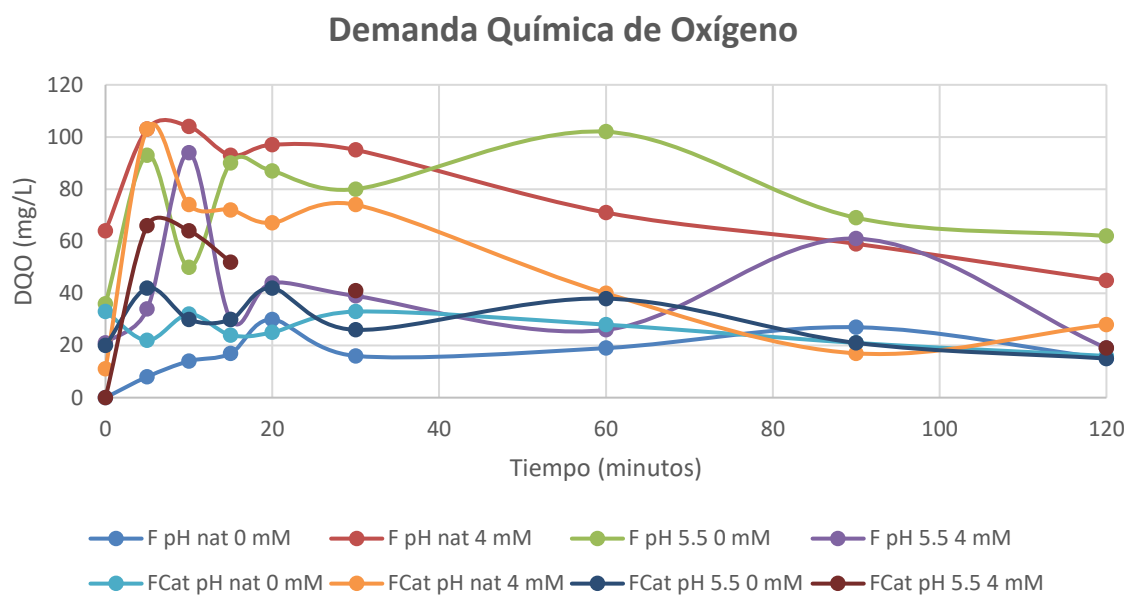


Figura 23. Resultados de DQO de los procesos de fotólisis y fotocátalisis heterogénea

7.3 Análisis cinético

A través del cálculo de la cinética a los 30 min de reacción se determinó que la degradación de la levofloxacin para ambos procesos, fotólisis y fotocátalisis heterogénea pertenece al grupo de primer orden ($n=1$).

La tabla 5 muestra los valores obtenidos, donde al comparar las constantes fotocatalíticas y fotolíticas (k_{op}), se observa que la fotocátalisis heterogénea presenta valores superiores a los obtenidos en el proceso de fotólisis solar, lo cual indica que existe un mejor rendimiento en la degradación del contaminante. En conformidad con lo anterior, este mejor rendimiento se refleja en menores tiempos de vida media ($t_{1/2}$).

Tabla 5. Datos de la cinética y porcentaje de degradación de LVX

Proceso	pH	H ₂ O ₂	Degradación (%)	k _{op} (min ⁻¹)	t _{1/2} (min)
Fotólisis	5.52	0 mmol/L	79.82	0.0124	55.90
		4 mmol/L	83.57	0.0160	43.32
	7.02	0 mmol/L	84.43	0.0134	51.98
		4 mmol/L	86.38	0.0177	39.16
Fotocatálisis heterogénea	5.52	0 mmol/L	90.07	0.0157	49.05
		4 mmol/L	92.77	0.0208	33.33
	7.02	0 mmol/L	91.59	0.0186	37.66
		4 mmol/L	92.82	0.0247	28.18

7.4 Análisis estadístico

El análisis estadístico se llevó a cabo basado en un diseño de factores y covariables con el objetivo de evaluar la influencia de distintas variables en el proceso de degradación de la levofloxacin. Los factores considerados en el estudio fueron el tipo de proceso empleado (fotólisis y fotocátalisis heterogénea), la presencia o ausencia de H₂O₂ (0 y 4 mmol/L) el pH de la solución (5.52 y 7.02), la radiación utilizada durante el tratamiento y la concentración inicial del contaminante en la solución acuosa.

Para determinar la significancia de dichos factores en la degradación, se estableció un nivel de significancia de $\alpha = 0.005$, utilizando la concentración de levofloxacin como variable de respuesta. A partir de los resultados obtenidos (tabla 6), se identificó que únicamente dos de los factores evaluados presentaron diferencias estadísticamente significativas: el tipo de proceso aplicado ($p = 0.001$) y la adición de H₂O₂ ($p = 0.003$). Esto indica que la selección entre fotólisis y fotocátalisis heterogénea, así como la incorporación de H₂O₂, influyen de manera considerable en la eficiencia del tratamiento.

Por otro lado, no se encontraron diferencias significativas para ninguna de las interacciones entre los factores que se evaluaron. Esto sugiere que la combinación de variables no genera un efecto adicional sobre la eliminación del contaminante más allá de lo que cada factor individualmente podría aportar.

Tabla 6. ANCOVA aplicado al proceso de degradación

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Intercept	.028	1	.028	.012	.916
Ci	12.473	1	12.473	5.345	.060
Radiación	.380	1	.380	.163	.700
Proceso	106.810	1	106.810	45.768	.001
H ₂ O ₂	51.207	1	51.207	21.942	.003
pH	12.090	1	12.090	5.181	.063
Proceso * H ₂ O ₂	.010	1	.010	.004	.950
Proceso * pH	.010	1	.010	.004	.949
H ₂ O ₂ * pH	.941	1	.941	.403	.549
Proceso * H ₂ O ₂ * pH	.616	1	.616	.264	.626
Error	14.002	6	2.334		

* $\alpha = 0.05$

7.5 Implementación de columnas mediante lecho de zeolita

El objetivo principal de la puesta en marcha de ese tratamiento fue buscar la reducción de la concentración de manganeso (Mn) disuelto en el agua de pozo, mediante la implementación de un sistema de filtración utilizando lechos base de zeolita chilena. Esta estrategia busca aprovechar las propiedades fisicoquímicas y de adsorción de la zeolita, así como su capacidad para favorecer el desarrollo de comunidades bacterianas, con el fin de mejorar la calidad del agua y cumplir con los estándares establecidos por la Norma Chilena 409 Agua potable.

En la figura 24 se muestran las eficiencias de remoción correspondientes desde el 14 de febrero del 2025 hasta el 19 de marzo del 2025. Se observa que, durante los primeros días, la remoción se mantuvo por encima del 70% en todas las columnas. A partir del sexto día, la Columna 3: Inoculación Indirecta mostró una disminución notable en su capacidad de remoción de manganeso. Mientras que el quinto día lograba eliminar el 92% del manganeso presente, desde el sexto día en adelante no solo se redujo esa eficiencia, sino que incluso se registraron concentraciones de manganeso en el efluente que superaban las del influente, lo

cual indica una posible liberación de manganeso previamente retenido en el sistema.

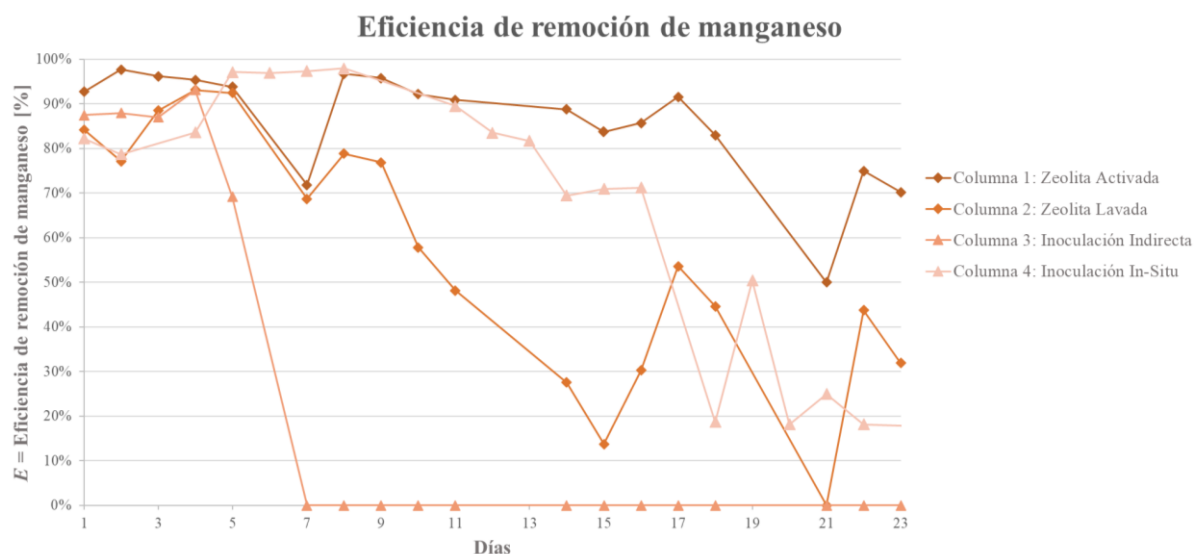


Figura 24. Eficiencia de remoción de manganeso en columnas a base de zeolita

En el caso de las columnas 2 y 4, la disminución de remoción se presentó de forma paulatina. La Columna 2: Zeolita Lavada, presentó una caída inicial entre los días 6 y 8, seguida de una rápida recuperación. Sin embargo, en el día 9 experimentó una disminución abrupta en su eficiencia, tras la cual mostró una recuperación parcial acompañada de fluctuaciones a lo largo del resto del experimento. En el caso de la Columna 4: Inoculación In-Situ, comienza con buena eficiencia, pero después del día 9 empieza a mostrar disminución en la remoción y se vuelve inestable.

La columna 1: Zeolita activada demostró ser la más efectiva y estable en la remoción de manganeso a lo largo del tiempo. Mostró una eficiencia alta y relativamente constante, con algunas caídas notables, pero con una recuperación posterior.

7.6 Implementación de columnas mediante lecho de arena.

Al igual que en las columnas de zeolita, la concentración de manganeso en cada muestra fue determinada utilizando el método colorimétrico PAN, con un rango de detección de 0.006 a 0.700 mg/L.

La figura 25 nos muestra los resultados de las concentraciones de manganeso correspondientes, tanto al influente como a las tres columnas. Se observa que las tres columnas muestran un comportamiento muy similar entre sí y respecto al influente.

A lo largo de los 14 días de experimentación, las concentraciones en las columnas no muestran una disminución significativa comparada con el influente, lo que sugiere una eficiencia limitada en la remoción de manganeso.

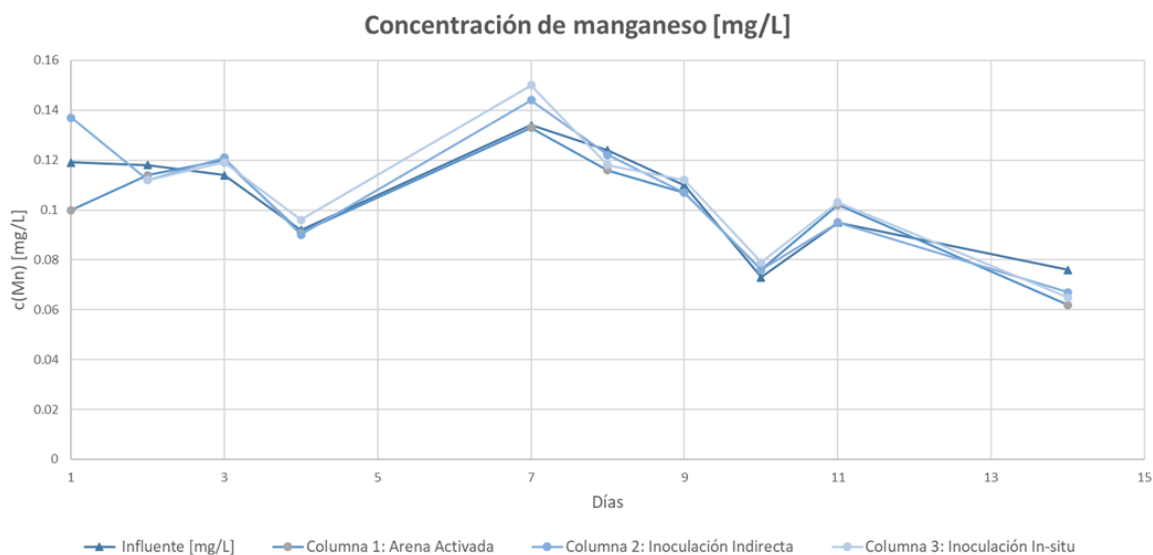


Figura 25. Concentraciones de manganeso a lo largo de la experimentación con columnas de arena

VIII. DISCUSIÓN

8.1 Caracterización del catalizador TiO₂

Es sabido que la actividad fotocatalítica del TiO₂ es afectada por factores tales como el área específica, la estructura cristalina, la distribución de tamaños de partícula, etc. (Zanella, 2014). En este estudio se lograron obtener ciertas características del catalizador TiO₂ Degussa P25, siendo una de ellas las fases presentes, teniendo anatasa en un 85.08% y rutilo en un 14.92%. Esta proporción es clave en el desempeño fotocatalítico, ya que la fase anatasa es reconocida por tener una mayor energía de brecha prohibida, mientras que la fase rutilo aporta estabilidad estructural y mejora la eficiencia en ciertas condiciones de reacción (Escobar-Alarcón & Solís-Casados, 2021). Los catalizadores que presentan una combinación de las fases anatasa y rutilo pueden mejorar el desempeño de la degradación debido a la transferencia de electrones entre ambas fases, reduciendo la recombinación de pares electrón-hueco (Nevárez-Martínez *et al.*, 2017).

El análisis mediante MEB a la superficie del catalizador TiO₂ Degussa P25 permitió evaluar el tamaño de las partículas. Obteniendo en las primeras imágenes un aumento de 25,000X solo tamaños de conglomerados de partículas, en las segundas imágenes con aumentos de X100,000 y X200,000 se evidenció un tamaño de partícula entre 10 y 50 nm. Se sabe que en los sitios activos del catalizador es donde se producen las reacciones redox que dan paso a la degradación del contaminante, puesto que estos son los que interactúan con el medio y el contaminante. Mientras menor sea el tamaño de partícula, incrementará el número de sitios activos accesibles, favoreciendo la degradación (Zanella, 2014).

8.2 Proceso de degradación

Si bien en los experimentos realizados por medio de fotólisis solar se obtuvieron buenos resultados, teniendo degradaciones de hasta 86.38%, es evidente el incremento en la degradación de la levofloxacin cuando se lleva a cabo mediante fotocatalisis, ya que se alcanzó el 92.82%. Similar a lo obtenido, Nair *et al.* (2023), encontraron diferencias en la degradación cuando el proceso de

fotodegradación se realiza en ausencia de catalizador y añadiendo GO-TiO₂ como catalizador, obteniendo eficiencias de 45% y 74%, respectivamente después de tres horas de experimentación utilizando como fuente de radiación una lámpara LED de 40W.

De manera parecida, Nasuhoglu *et al.* (2012) en una experimentación llevada a cabo en un foto reactor cilíndrico de acrílico irradiado con una lámpara de Hg-Ar localizada al centro del reactor, lograron alcanzar una degradación del 97% de levofloxacin mediante fotocátalisis, y solo un 35% en el caso de la fotólisis, para los mismos tiempos de experimentación.

Por otra parte, para probar las habilidades del nanocompuesto Sm₆WO₁₂/g-C₃N₄ como catalizador, Prabavathi *et al.* (2021), experimentaron la degradación de levofloxacin mediante fotodegradación con una lámpara de tungsteno de 150 mW/cm², obteniendo resultados de degradación de 90.8% después de 70 minutos de reacción. Demostrando así que por medio de la fotocátalisis aun con diferentes compuestos como catalizadores es posible la remoción de la levofloxacin del ambiente.

8.2.1 Influencia del pH

Si bien en este estudio el pH no demostró ser un factor con diferencias significativas para llevar a cabo la degradación, los mejores resultados se obtuvieron cuando este se encontraba cerca de 7, Ahmad *et al.* (2013), realizaron un estudio sobre la fotodegradación de la levofloxacin en un rango de pH de 2-12, encontrando que cuando el pH se encontraba próximo a 7 la molécula de la levofloxacin se encuentra más estable volviéndola adecuada para la degradación, además en el rango de pH de 5-9 existe un incremento en la degradación, explicando que esto puede deberse a la mayor reactividad de las especies ionizadas que existen en ese rango.

Por su parte, Lui *et al.* (2020), mencionan en su trabajo un descenso en la degradación cuando existe un incremento en el pH, yendo de un 98.58% a un 81.45% debido al cambio de pH de 3 a 11. Cuando el proceso se lleva a cabo en un pH ácido o neutro es más rápido que en condiciones alcalinas, esto puede

deberse a que las quinolonas con anillos estables de piperazina no son fáciles de destruir.

8.2.2 Dosis de peróxido de hidrogeno

En el presente trabajo el H_2O_2 jugó un papel importante en la degradación. Aumentando la eficiencia conforme se aumenta su concentración. Teniendo el pico de degradación con 4 mmol/L, posteriormente presentando un descenso al añadir 5 mmol/L. Estudios han demostrado que el H_2O_2 puede llegar a ser un agente agresivo donde en exceso llega a competir con el contaminante objetivo, formando $\bullet HO_2$ con una capacidad de oxidación débil, llevando a velocidad de degradación más lenta, desfavoreciendo el proceso (Lui *et al.*, 2020).

De manera similar, Lam y Marbury (2004), encontraron mejores resultados en la degradación de la levofloxacin cuando al proceso se añadía 1 mmol/L contrario a cuando se realizaba en ausencia de este. Es bien conocido que el papel del H_2O_2 en la fotocatalisis heterogénea es múltiple, por su capacidad de reaccionar tanto con H^+ como con e^- , y en ambos procesos generar radicales $\bullet OH$, además de oxidar directamente algunos de los intermediarios presentes, generando en este proceso radicales $\bullet OH$ adicionales (Gálvez *et al.*, 2001).

8.2.3 Demanda Química de Oxígeno

Gracias al análisis de la degradación utilizando la demanda química de oxígeno, se pudo identificar la posible presencia de subproductos de degradación. En un estudio realizado por Frackowiak *et al.* (2016), sobre la fotoestabilidad y degradación de la levofloxacin en soluciones acuosas, se encontraron una totalidad de seis subproductos, los cuales comenzaron su formación a los 90 minutos de irradiación. Los autores señalan que la formación de subproductos con doble enlace es característica de la degradación de fluoroquinolonas inducida por UV.

Devi y Chandrasekhar (2009) realizaron estudios de degradación forzada de levofloxacin bajo diferentes condiciones de estrés. En ellos se observó una degradación significativa durante el estrés oxidativo y tres subproductos de degradación formados. El primero y más importante de ellos fue un degradante N-óxido de levofloxacin. Además, se identificó el fragmento 361.20 formado por la

ruptura del enlace CO-OH en el grupo ácido, y el fragmento 317.2 que resulto de la ruptura del N-óxido.

8.3 Análisis Estadístico y Cinético

En cuanto al análisis estadístico no se encontraron diferencias significativas en la degradación para las variables radiación y pH, por lo que podemos decir que en ambos procesos se puede trabajar eficientemente dentro del rango de pH evaluado (5.52 - 7.02), sin mostrar una dependencia clara de este parámetro. La radiación utilizada, aunque necesaria para la activación del TiO₂, no generó diferencias detectables dentro del rango en el que se experimentó, lo que podría deberse a la alta eficiencia en la absorción de fotones por el catalizador TiO₂ Degussa P25.

Mediante el cálculo de la cinética se determinó que la reacción de degradación de la levofloxacin es de primer orden, concordando con lo reportado por Ahmad *et al.* (2013), donde igualmente determinaron que la levofloxacin experimenta una cinética de primer orden, con constantes de velocidad que van desde 0.167 (pH 2.0) hasta $1.807 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$ (pH 10), estableciendo que dicha constante depende de las condiciones experimentales, así como la intensidad de la luz.

IX. CONCLUSIONES

- Tras analizar los diferentes porcentajes de degradación, podemos concluir que, la degradación de levofloxacin mediante fotocatalisis heterogénea solar mostró una mayor eficiencia que la fotólisis, alcanzando degradaciones superiores al 90% en todas las condiciones evaluadas después de 120 minutos de experimentación.
- Se observó una diferencia significativa en la degradación de la levofloxacin con la adición de H_2O_2 . Concluyendo así que, el peróxido de hidrógeno demostró ser un factor clave, ya que favoreció la generación de especies reactivas que aceleraron la eliminación del fármaco, resaltando su papel como agente oxidante en el proceso.
- Los resultados obtenidos durante la estancia de investigación en el CICATA-Legaria confirman que el TiO_2 Degussa P25 utilizado en este estudio posee características adecuadas para la fotodegradación de levofloxacin, aunque estas características podrían causar influencia en su eficiencia. La optimización de la dispersión del material y la evaluación de su actividad catalítica en distintas condiciones experimentales llegan a ser aspectos clave para maximizar la eliminación del contaminante.
- El comportamiento de la degradación mediante el análisis de DQO sugirió la formación de posibles productos de degradación que podrían estar influyendo en el proceso.
- Dentro de las condiciones experimentales estudiadas, ni la radiación empleada ni el valor del pH de la solución acuosa influyeron significativamente en la degradación de la levofloxacin.
- Para la correcta optimización del proceso de degradación de la levofloxacin, es más relevante centrarse en la selección del tipo de tratamiento (fotólisis o fotocatalisis heterogénea) y en la adición del agente oxidante, mientras que otras variables, como el pH y la radiación, no representan ser factores determinantes en la eficiencia del proceso.

X. LITERATURA CITADA

- Ahmad, I., Bano, R., Sheraz, M. A., Ahmed, S., Mirza, T., & Ansari, S. A. (2013). Photodegradation of levofloxacin in aqueous and organic solvents: A kinetic study. *Acta Pharm*, 63, 223-229.
- Arango, Á. (2005). La electrocoagulación: una alternativa para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Lasallista de Investigación*, 2, 48-56.
- Asano, T., Smith, R. G., & Tchobanoglus, G. (1990). Agua residual municipal: tratamiento y características del agua residual generada. En R. Mujeriego, *Manual práctico de riego con agua residual municipal regenerada* (págs. 13-33). España: Generalitat de Catalunya.
- Azanza, J., Cárdenas, E., & Muñoz, M. (2002). Levofloxacin - Experiencia clínica en tratamientos de larga duración de infecciones osteoarticulares. *Revista Medica Universidad de Navarra*, 46, 23-27.
- Bagheri, S., Hir, Z. A., Tousefi, A. T., & Hamid, S. B. (2015). Progress on mesoporous titanium dioxide: Synthesis, modification and applications. *Microporus and mesoporus materials*, 206-222.
- Barcelo, D., & López de Alba, M. (2007). *Contaminación y calidad del agua: el problema de los contaminantes emergentes*. Barcelona: Panel Científico-Técnico de Seguimiento de la Política de Aguas.
- Bazaldua, B. (2022). *Degradación fotocatalítica de levofloxacin en medio acuoso utilizando Fe-Mn/ZnO bajo radiación solar simulada*. México: Universidad Autonoma de Nuevo León.
- Becerra, M., Sáinz, J., & Muñoz, C. (2006). Los conflictos por agua en México - Diagnóstico y análisis. *Gestión y Política Pública*, 15, 111-143.
- Ben-Ayed, A., Akrouf, I., Albert, Q., Greff, S., Simmler, C., Armengaud, J., Kielbasa, M., Turbé-Doan, A., Chaduli, D., Navarro, D., Bertrand, E., Faulds, C.B., Chamkha, M., Maaleg, A., Zouari-Mechichi, H., Sciara, G., Michichi, T. &

- Record, E. (2022). Biotransformation of the fluoroquinolone, levofloxacin, by the white-rot fungus *Coriolopsis gallica*. *Journal of Fungi*, 8, 1-18.
- Camargo, A., & Camacho, J. (2019). Convivir con el agua. *Revista colombiana de antropología*, 55, 7-25.
- Comisión Nacional de Protección Social en Salud. (2019). *Uso indiscriminado de antibióticos: uso de los grandes retos a nivel internacional*. México: Gobierno de México.
- Cuñat, Z., & Ruiz, M. (2016). Ensayos de ecotoxicidad de los fármacos y efectos tóxicos en el medio ambiente: revisión. *Revista de Toxicología*, 33, 108-119.
- Devi, M. L., & Chandrasekhar, K. (2009). Avalidated stability-indicating RP-HPLC method for levofloxacin in the presence of degradation products, its process related impurities and identification of oxidative degradant. *Journal of pharmaceutical and biomedical analysis*, 50, 710-717.
- Dulov, A. (2012). *Advanced oxidation processes for the treatment of water and wastewater contaminated with refractory organic compounds*. Estonia: Tallinn University of Technology.
- Epold, I., Trapido, M., & Dulova, N. (2015). Degradation of levofloxacin in aqueous solutions by fenton, ferrous ion-activated persulfate and combined fenton/persulfate systems. *Chemical Engineering Journal*, 279, 452-462.
- Escobar-Alarcón, L., & Solís-Casados, D. A. (2021). Desarrollo de fotocatalizadores basados en TiO₂ en forma de película delgada para la degradación de moléculas orgánicas en solución acuosa. *Mundo Nano*, 14(26), 1-23.
- Escribano, B. (2007). Una visión sostenibilista sobre la escasez del agua dulce en el mundo. *Revista Internacional de Sostenibilidad, Tecnología y Humanismo*, 2, 85-107.
- Fernández-Cirelli, A. (2012). El agua: un recurso esencial. *Revista Química Viva*, 11, 147-170.

- Frąckowiak, A., Kamiński, B., Urbaniak, B., Dereziński, P., Klupczyńska, A., Darul-Duszkiewicz, M., & Kokot, Z. J. (2016). A study of ofloxacin and levofloxacin photostability in aqueous solutions. *Journal medical science*, 85.
- Gálvez, J. B., Rodríguez, S. M., Gasca, C. A., Bandala, E. R., Gelover, S., & Leal, T. (2001). Purificación de aguas por fotocatalisis heterogénea: estado del arte.
- Garcés Giraldo, L. F., Mejía Franco, E. A., & Santamaría Arango, J. J. (2004). La fotocatalisis como alternativa para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Lasallista de Investigación*, 1(1), 83-92. Obtenido de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=69511013>
- García-Gómez, C., Gortáres-Moroyoqui, P., & Drogui, P. (2011). Contaminantes emergentes: efectos y tratamiento de remoción. *Revista Química Viva*, 10, 96-105.
- Garrido-Cardenas, J., Esteban-García, B., Sánchez-Pérez, J., & Manzano-Agugliaro, F. (2019). Wastewater treatment by advanced oxidation process and their worldwide research trends. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17.
- Gómez-Duarte, O. G. (2018). Contaminación del agua en países de bajos y medianos recursos, un problema de salud pública. *Revista de la Facultad de Medicina*, 66.
- Gong, S., Sun, Y., Zheng, K., Jiang, G., Li, L., & Feng, J. (2020). Degradation of levofloxacin in aqueous solution by non-thermal plasma combined with Ag₃PO₄/activated carbon fibers: mechanism and degradation pathways. *Separation and Purification Technology*, 250.
- González-Burciaga, L. A., García-Prieto, J. C., García-Roig, M., Lares-Asef, I., Núñez-Núñez, C. M., & Proal-Nájera, J. B. (2021). Cytostatic drug 6-mercaptopurine degradation on pilot escale reactors by advanced oxidation processes: UV-C/H₂O₂ and UV-C/TiO₂/H₂O₂ kinetics. *Catalysts*, 11, 1-13.

- Guadarrama-Tejas, R., Kido-Miranda, J., Roldan-Antunez, G., & Salas-Salgado, M. (2016). Contaminación del agua. *Revista de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales*, 2, 1-10.
- Hagen, J. (2006). *Industrial catalysis: A practical approach*. Germany: Wiley-VCH.
- Jaime-Urbina, J., & Vera-Solano, J. (2020). Los contaminantes emergentes de las aguas residuales de la industria farmacéutica y su tratamiento por medio de la ozonización. *Informador Técnico*, 84, 249-263.
- Jaramillo, C., & Taborda, G. (2006). La fotocatalisis: aspectos fundamentales para una buena remoción de contaminantes. *Revista Universidad de Caldas*, 26, 71-88.
- Khan, M. M., Pradhan, D., & Sohn, Y. (2017). *Nanocomposites for visible light-induced photocatalysis*. India: Springer.
- Klamerth, N. (2011). *Application of a solar photo-fenton for the treatment of contaminants for the treatment of contaminants in municipal wastewater effluents*. Almería: University of Almería.
- Koe, W. S., Lee, J. W., Chong, W. C., Pang, Y. L., & Sim, L. C. (2020). An overview of photocatalytic degradation: photocatalysts, mechanisms, and development of photocatalytic membrane. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 2522–2565.
- Lam, M. W., & Mabury, S. A. (2004). Photodegradation of the pharmaceuticals atorvastatin, carbamazepine, levofloxacin, and sulfamethoxazole in natural waters. *Aquatic Sciences*, 67, 177-188.
- Liu, X., Liu, Y., Lu, S., Wang, Z., Wang, Y., Zhang, G., . . . Xi, B. (2020). Degradation difference of ofloxacin and levofloxacin by UV/H₂O₂ and UV/PS (persulfate): Efficiency, factors and mechanism. *Chemical Engineering Journal*, 385.
- Martínez-Alcala, I., Soto, J., & Lahora, A. (2020). Antibióticos comocontaminantes emergentes - Riesgo ecotoxicológico y control en aguas residuales y depuradas. *Ecosistemas*, 29, 1-9.

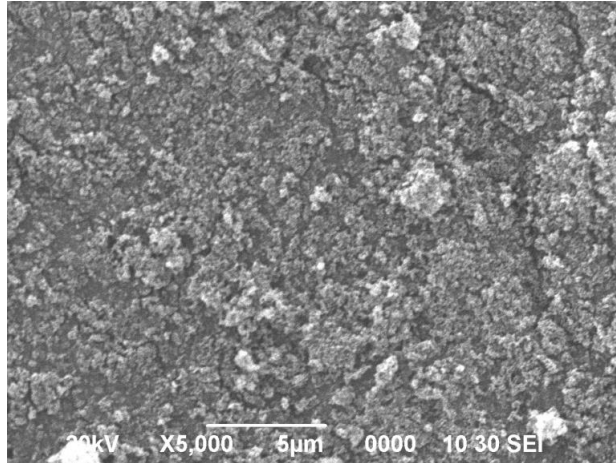
- Martínez-Orgániz, Á., Becerril, J., Llompарт, M., Dagnac, T., Lamas, P., Vázquez, L., & Sampedro-Rosas, L. (2021). Emerging pollutants and antibiotics removed by conventional activated sludge followed by ultraviolet radiation in a municipal wastewater treatment plant in Mexico. *Water Quality Research Journal*, 56, 167-179.
- Moreno-Ortiz, V. C., Martínez-Núñez, J. M., Kravzov-Jinich, J., Pérez-Hernández, L. A., Moreno-Bonett, C., & Altagracia-Martínez, M. (2013). Los medicamentos de receta de origen sintético y su impacto en el medio ambiente. *Revista Mexicana de Ciencias Farmacéuticas*, 44, 17-29.
- Morones-Esquivel, M. M., Pantoja-Espinoza, J. C., Proal-Najera, J. B., Cháirez-Hernández, I., Gurrola-Reyes, J. N., & Ávila-Santos, M. (2017). Uso de un reactor de placa plana (TiO₂/vidrio) para la degradación de 2,5-diclofenol por fotocatalisis solar. *Revista Internacional De Contaminacion Ambiental*, 33.
- Nair, N. G., Gandhi, V. G., Modi, K., & Shukla, A. (2023). Photocatalytic degradation of levofloxacin by GO-TiO₂ under visible light. *Materials Today: Proceedings*, 1-10.
- Nasuhoglu, D., Rodayan, A., Berk, D., & Yargeau, V. (2012). Removal of the antibiotic levofloxacin (LEVO) in water by ozonation and photocatalysis. *Chemical Engineering Journal*, 189, 41-48.
- Nevárez-Martínez, M. C., Espinoza-Montero, P. J., Quiroz-Chávez, F. J., & Ohtani, B. (2017). Fotocatálisis: inicio, actualidad y perspectivas a través del TiO₂. *Avances en Química*, 12, 45-59.
- Palacios, C. (2021). *Degradación del fármaco-contaminante levofloxacino por fotocatalizador modificado (TiO₂/ZnO/puntos cuánticos)*. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Prabavathi, S. L., Saravanakuma, K., Park, C. M., & Muthuraj, V. (2021). Photocatalytic degradation of levofloxacin by a novel Sm₆WO₁₂/g-C₃N₄ heterojunction: performance, mechanism and degradation pathways. *Separation and Purification Technology*, 257.

- Ramalho, R. S. (1996). *Tratamiento de aguas residuales*. España: Editorial Reverté.
- Ramos-Olmos, R., Sepúlveda-Marqués, R., & Villalobos-Moreto, F. (2002). *El agua en el medio ambiente, muestreo y análisis*. México: Plaza y Valdés.
- Reinoso, J. d., Serrano, C., & Orellana, D. (2017). Contaminantes emergentes y su impacto en la salud. *Revista de la Facultad de Ciencias Médicas*, 35, 55-59.
- Reynolds, K. (2002). Tratamiento de aguas residuales en latinoamérica - Identificación del problema. *De la llave: Agua Latinoamérica*.
- Rickert, B., Chorus, I., & Schmol, O. (Edits.). (2016). *Protecting surface water for health - Identifying, assessing and managing drinking-water quality risks in surface-water catchments*. Switzerland: World Health Organization.
- Rojas, R. (2002). Sistemas de tratamiento de aguas residuales. *Gestión de tratamiento de aguas residuales*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.
- Ruiz, M. J., & Font, G. (2010). Ecotoxicological effects of pharmaceuticals in the environment. *Ecotoxicology around the Globe*, 227-246.
- Sainz-Santamaría, J., & Becerra-Pérez, M. (2003). Los conflictos por el agua en México. *Gaceta Ecológica*, 67, 61-68.
- Saucedo, J. (2015). *Estudio de degradación de vapores de n-hexano mediante el acoplamiento de fotólisis y fotocátalisis como sistema de pre y post tratamiento a un biofiltro*. Instituto Potosino de Investigación y Tecnológica, A.C.
- Shu, W., Zhang, Y., Wen, D., Wu, Q., Liu, H., Cui, M.-h., . . . Yao, Y. (2021). Anaerobic biodegradation of levofloxacin by enriched microbial consortia: effect of electron acceptors and carbon source. *Journal of Hazardous Materials*, 414.
- Sirtori, C. (2010). *Evaluación analítica de procesos de transformación biológica, fotoquímica y fotocatalítica de fármacos en agua*. España: Universidad de Almería.

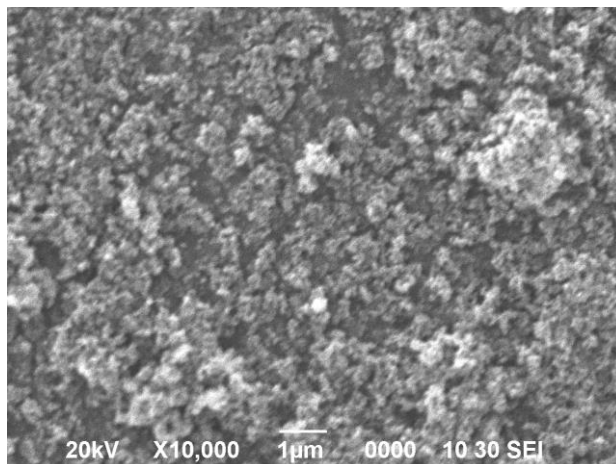
- Sosa-Rodríguez, F. S. (2012). El futuro de la disponibilidad del agua en México y las medidas de adaptación utilizadas en el contexto internacional. *Revista Internacional de Ciencias Sociales y Humanidades*, 12, 165-187.
- Tejada, C., Quiñonez, E., & Peña, M. (2014). Contaminantes emergentes en aguas: metabolitos de fármacos - Una revisión. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 10, 80-101.
- Toledo, A. (2002). El agua en México y el mundo. *Gaceta Ecológica*, 64, 9-18.
- Vilanova, R., Santín, I., & Pedret, C. (2017). Control y operación de estaciones depuradoras de aguas residuales: modelado y simulación. *Revista Iberoamericana de Automática e Informática Industrial*, 14, 217-233.
- Yang, H. (2021). A short review on heterojunction photocatalysis: Carrier transfer behavior and photocatalytic mechanisms. *Materials Research Bulletin*, 1-9.
- Zanella, R. (2014). Aplicación de los nanomateriales en catálisis. *Mundo Nano*, 7(12), 66-82.

XI. ANEXOS

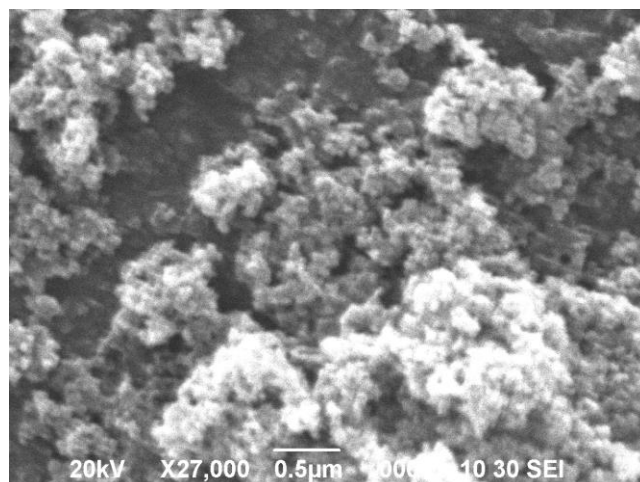
Anexo 1. Superficie del catalizador TiO_2 Degussa P25 a X5,000



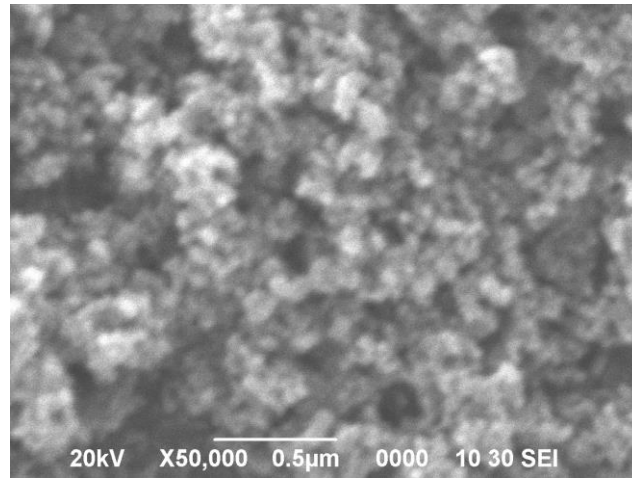
Anexo 2. Superficie del catalizador TiO_2 Degussa P25 a X10,000



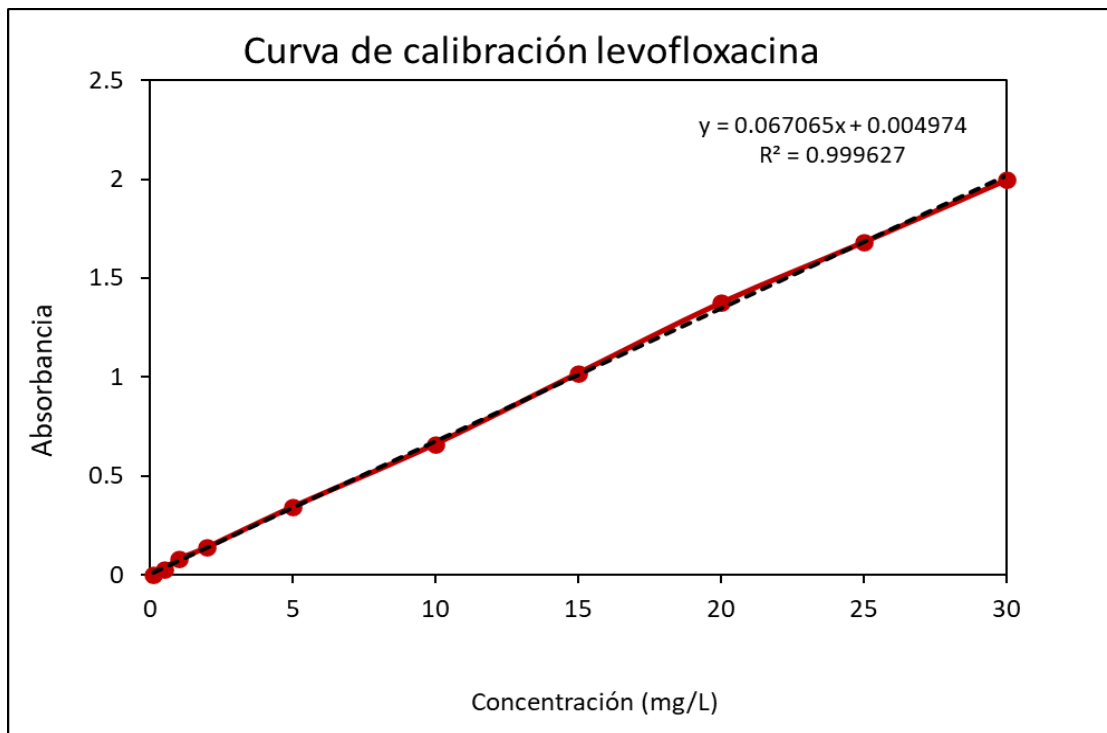
Anexo 3. Superficie del catalizador TiO_2 Degussa P25 a X27,000



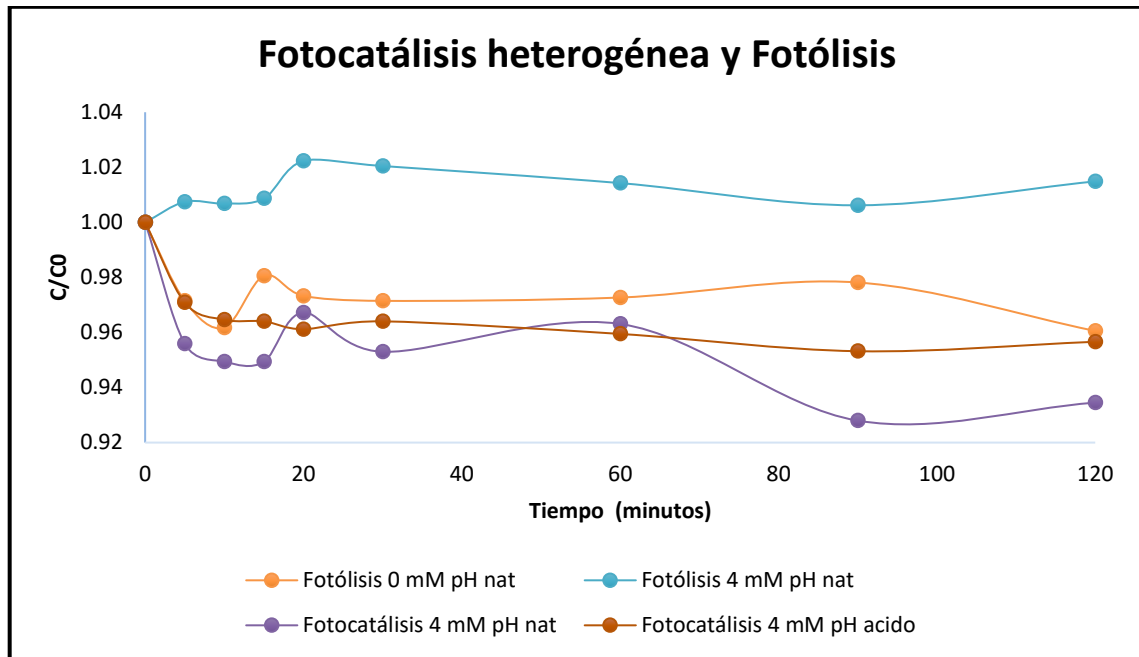
Anexo 4. Superficie del catalizador TiO₂ Degussa P25 a X50,000



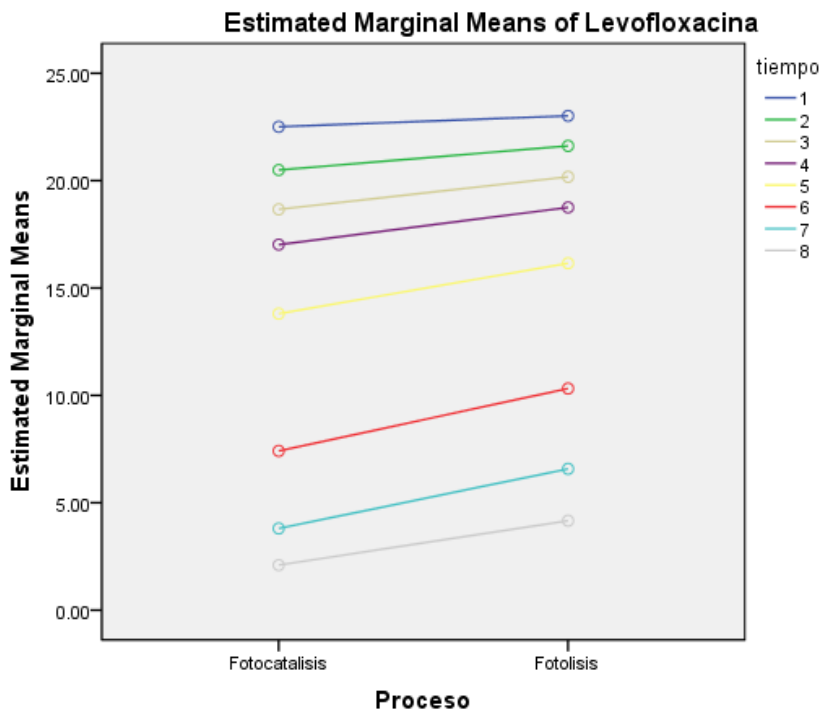
Anexo 5. Curva de calibración de la levofloxacina



Anexo 6. Resultados experimentos sombra

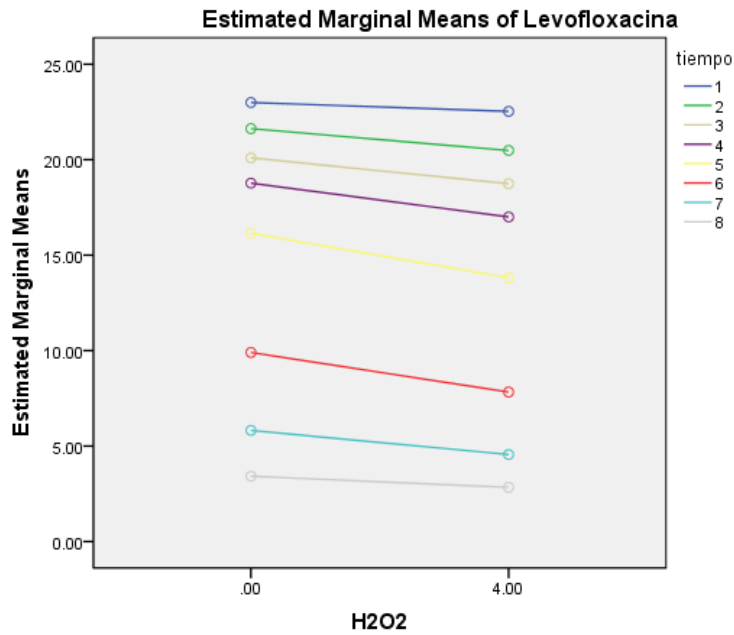


Anexo 7. Comparación de medias según el proceso



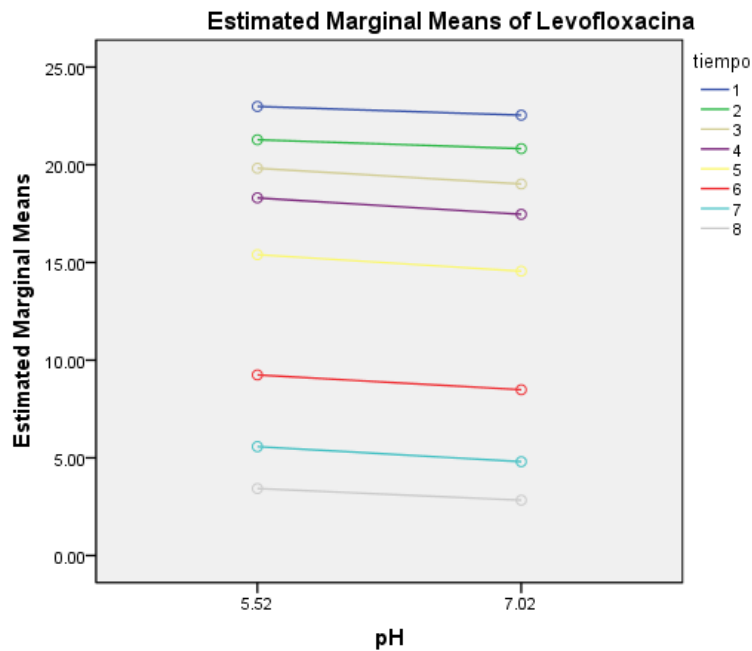
Covariates appearing in the model are evaluated at the following values: Ci = 25.3555, Radiación = 929.2850

Anexo 8. Comparación de medias según la adición de H₂O₂



Covariates appearing in the model are evaluated at the following values: Ci = 25.3555, Radiación = 929.2850

Anexo 9. Comparación de medias según el pH



Covariates appearing in the model are evaluated at the following values: Ci = 25.3555, Radiación = 929.2850

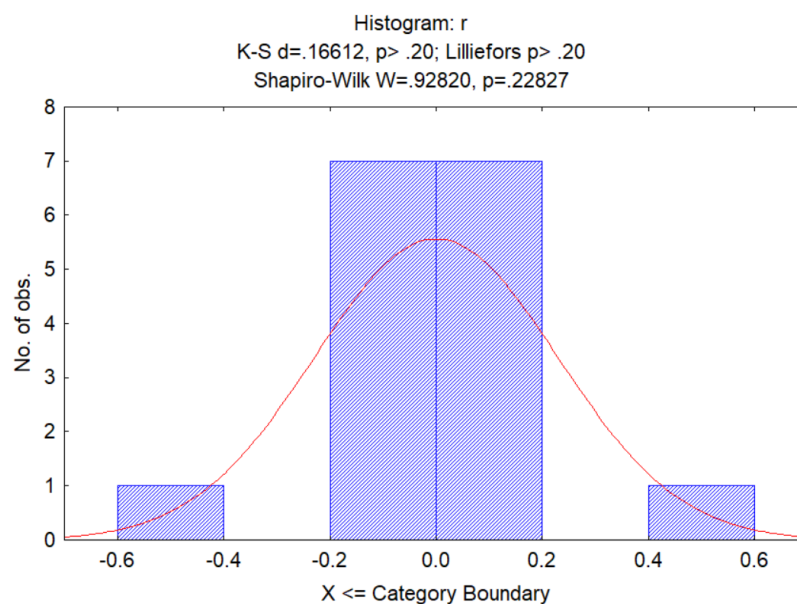
Anexo 10. Supuestos de Gauss-Márkov

Normalidad H_0 : Los datos siguen una distribución normal

Independencia H_0 : $cor(p, r) = 0$

Homogeneidad H_0 : $cor(p, abs r) = 0$

Gracias al histograma los residuales determinamos que con $p > 0.20$, los siguen la normalidad con la prueba de K-S, de igual manera según la prueba de Shapiro-Wilk con una $p = 0.22827$ los datos muestran normalidad.



Histograma de los residuales

Mediante el análisis de la correlación de los valores de residuales y predichos, así como los valores absolutos de los residuales y predichos. Se puede ver, que no existe significancia entre los valores predichos y residuales, por lo que podemos decir que se cumple el supuesto de independencia, sin embargo, entre los predichos y los valores absolutos de los residuales si existe significancia, no se cumple el supuesto de homogeneidad.

Correlations (datos)	
Marked correlations are significant at $p < .05000$	
N=16 (Casewise deletion of missing data)	
Variable	r ar
p	0.00 0.53

Correlaciones entre valores predichos y residuales, y predichos y absolutos de los residuales