

Diseño y construcción de un reactor fotocatalítico para el estudio de la degradación química del 1,2-dihidroxibenceno en medio acuoso, e inactivación de *E. Coli*

Ever Alfredo Lasso Castelblanco

Universidad Nacional Abierta y a Distancia
Escuela de Ciencias Básicas, Tecnología e Ingeniería
Programa de Química
Bogotá, Colombia

2023

Diseño y construcción de un reactor fotocatalítico para el estudio de la degradación química del 1,2-dihidroxibenceno en medio acuoso, e inactivación de *E. Coli*

Ever Alfredo Lasso Castelblanco

Trabajo de grado presentado como requisito para optar al título de Químico

Director (a):

PhD Paula Andrea Méndez

Universidad Nacional Abierta y a Distancia

Escuela de Ciencias Básicas, Tecnología e Ingeniería

Programa de Química

Bogotá, Colombia

2023

Dedicatoria

A mi familia, quienes me apoyaron y animaron permanentemente para emprender, no desfallecer y culminar con éxito ésta meta que un día me propuse alcanzar.

Agradecimientos

A DIOS por la sabiduría y constancia que me dio para no desfallecer y a todos quienes de una u otra manera me aportaron con la enseñanza de su conocimiento durante toda esta etapa de formación y aprendizaje, tutores, compañeros y en general a la UNAD porque allí encontré siempre las puertas abiertas y la mejor disposición para acompañarme en mi proceso de formación profesional.

Resumen

Considerando que el agua es un recurso natural no renovable y es de gran importancia a para la supervivencia de los seres vivos, se debe garantizar su conservación, buen uso y disponibilidad dada su prioridad para garantizar la calidad de vida. La desinfección de esta sigue siendo un desafío científico y técnico, ya que los métodos convencionales han demostrado desventajas por la formación de residuos de desinfección, que son nocivos para las personas y el medio ambiente. Los Procesos Avanzados de Oxidación (PAO) como método de remediación con fotocátalisis son menos costosos ya que utilizan entre otras la radiación solar. Esta propuesta comprende la construcción de un reactor foto catalítico utilizando radiación solar UV-A y óxido de Titanio (TiO_2) como catalizador, aprovechando el oxígeno molecular y el peróxido de hidrógeno como agentes oxidantes, ya que estos generan e incrementan las reacciones de oxidación intensa, formando especies reactivas del oxígeno y propiciando así una degradación eficiente de los contaminantes presentes en el agua, el resultado de estas reacciones son compuestos de mínima bioacumulación y de poca toxicidad. A su vez usando el reactor fotocatalítico diseñado se evalúa la degradación del contaminante 1,2-dihidroxibenceno e inactivación microbiana de *E. Coli* en aguas simuladas, esto se propone como una alternativa de remediación ambiental que minimice la contaminación generada por las actividades humanas a fuentes hídricas y los posibles efectos sobre los seres vivos de este ecosistema.

Palabras claves: Fotocatálisis, reactor, procesos de oxidación avanzada, 1,2-dihidroxibenceno, *E. Coli*.

Abstract

Considering that water is a non-renewable natural resource and is of great importance for the survival of living beings, its conservation, good use and availability must be guaranteed given its priority to guarantee the quality of life. Disinfection remains a scientific and technical challenge, as conventional methods have shown disadvantages by the formation of disinfection residues, which are harmful to people and the environment. Advanced Oxidation Processes (PAO) as a photocatalysis remediation method are less expensive as they use solar radiation among others. This proposal includes the construction of a photocatalytic reactor using UV-A solar radiation and titanium oxide (TiO_2) as a catalyst, using molecular oxygen and hydrogen peroxide as oxidizing agents, since these generate and increase the reactions of intense oxidation, forming reactive oxygen species and thus promoting an efficient degradation of the pollutants present in the water, the result of these reactions are compounds of minimal bioaccumulation and low toxicity. In turn, the degradation of the 1,2-dihydroxybenzene pollutant and microbial inactivation of *E. Coli* in simulated waters is evaluated using the designed photocatalytic reactor, this is proposed as an alternative of environmental remediation that minimizes the pollution generated by human activities to water sources and the possible effects on the living beings of this ecosystem.

Keywords: Photolysis, photocatalysis, reactor, oxidation process, 1,2-dihydroxybenzene, emerging pollutants, *E. Coli*.

Contenido

Introducción	12
Planteamiento del problema.....	13
Justificación	15
Objetivos.....	18
Objetivo general	18
Objetivos específicos.....	18
Marco Teórico.....	19
Contaminantes emergentes.....	19
Catecol (1,2-dihidroxibenceno).....	21
Procesos de descontaminación de aguas residuales	22
Fotocatálisis	22
Fotocatálisis homogénea.....	23
Fotocatálisis heterogénea.....	24
Factores que influyen en el proceso de fotocatálisis	26
Intensidad de radiación	26
Reactores fotocatalíticos	26
Reactores cilindro parabólicos compuestos (CPC)	26
Radiación.....	27
Fotólisis	27

Radiación UVA, UVB, UVC	28
Inactivación microbiana por procesos foto catalíticos	28
Metodología	30
Etapa 1. Diseño y construcción del reactor heliofotocatalítico CPC	30
Etapa 2. Degradación química del 1,2-dihidroxibenceno o catecol	33
Etapa 3. Inactivación y cuantificación microbiana	36
Preparación del reactor	38
Activación de la cepa.....	39
Ajuste de la escala de Mc Farland	39
Fotorreacción	39
Cuantificación de la bacteria	40
Etapa 4. Monitoreo y determinación de la degradación química de 1,2-dihidroxibenceno e inactivación microbiana	40
Resultados	41
Monitoreo y determinación de la degradación química de 1,2-dihidroxibenceno	41
Monitoreo y determinación de la inactivación microbiana	48
Análisis de los Resultados	51
Análisis estadístico de los resultados degradación química del 1,2-dihidroxibenceno.....	51
Análisis estadístico de los resultados de la inactivación microbiana del <i>E. Coli</i>	53
Conclusiones	55

Perspectivas 57

Referencias..... 58

Lista de Figuras

Figura 1. Estructura del 1,2- dihidroxibenceno.	16
Figura 2. Proceso fotocatalítico del TiO ₂	25
Figura 3. Posición del sistema de conducción sobre el colector.....	32
Figura 4. Vista general del reactor heliofotocatalítico CPC.	33
Figura 5. Comportamiento longitud de onda del 1,2-dihidroxibenceno o catecol.	42
Figura 6. Curva de calibración para el 1,2-dihidroxibenceno o catecol.	44
Figura 7. Porcentaje de degradación del catecol a diferente pH.....	47
Figura 8. Porcentaje de degradación del catecol por tipo de oxidante.	47
Figura 9. División caja petri para conteo de UFC.	49
Figura 10. Disminución del número de bacterias sobrevivientes en el tiempo	54

Lista de Tablas

Tabla 1. Grupos y compuestos representativos de contaminantes emergentes.....	20
Tabla 2. Materiales de construcción del reactor heliofotocatalítico CPC.....	30
Tabla 3. Equipos empleados en el reactor heliofotocatalítico CPC.....	31
Tabla 4. Equipos empleados para la degradación química del catecol y su monitoreo.....	34
Tabla 5. Reactivos usados para la degradación química del catecol.	35
Tabla 6. Equipos empleados para la inactivación microbiana.	37
Tabla 7. Reactivos empleados para la inactivación microbiana.	38
Tabla 8. Determinación longitud de onda de mayor absorbancia del 1,2-dihidroxibenceno o catecol.	41
Tabla 9. Determinación de absorbancias a diferentes concentraciones del 1,2-dihidroxibenceno o catecol.	43
Tabla 10. Porcentaje de degradación del 1,2-dihidroxibenceno o catecol bajo las condiciones enunciadas.....	45
Tabla 11. Porcentaje promedio de degradación del catecol por cada tipo oxidante y pH.	46
Tabla 12. Medición de absorbancia para cada muestra.	48
Tabla 13. Resultado de cada conteo de las UFC a diferentes intervalos de tiempo y su respectiva degradación.....	49
Tabla 14. Resultado del análisis de variancia multifactorial.	51
Tabla 15. Condiciones a las cuales se obtuvo el mayor porcentaje de degradación del 1,2-dihidroxibenceno.....	52

Introducción

El estudio de métodos para la descontaminación de las fuentes hídricas es de gran importancia en la medida en que la exposición de estos recursos vitales a contaminantes emergentes aumenta y cada vez son más frecuentes como consecuencia de la actividad humana. La necesidad de alternativas eficientes y económicas llaman la atención dada la relevancia y el papel que desempeña este recurso para la conservación de la vida. En esta investigación se desarrolló un reactor fotocatalítico CPC, el cual aprovecha la radiación solar UV-A usando como catalizador dióxido de titanio, en él se emplea el peróxido de hidrógeno y el oxígeno molecular con el fin de incrementar la concentración de especies reactivas de oxígeno para generar una mayor degradación de los contaminantes tanto químicos como biológicos presentes en el agua simulada utilizada en la etapa experimental. Se realizaron diferentes pruebas para degradar el 1,2- dihidroxibenceno y para la inactivación microbiológica del *E. Coli* presentes en el agua. Se aplicó una metodología en cuatro etapas para lograr los objetivos propuestos, la etapa uno consistió en el diseño y la construcción del reactor fotocatalítico, en la segunda etapa se realizó la degradación química del 1,2-dihidroxibenceno por medio del reactor con diferentes agentes oxidantes a diferentes valores de pH y teniendo a Sogamoso como lugar de la prueba, la tercera etapa consistió en la inactivación microbiana de la *E. Coli* por medio del reactor y teniendo a Bogotá como lugar de la prueba, en la cuarta etapa se llevó a cabo la determinación del porcentaje de eficiencia del reactor en la degradación química y biológica de los dos contaminantes empleados. Finalmente se hizo un análisis estadístico por medio de ANOVA para determinar el comportamiento de las variables que inciden en el desempeño del reactor fotocatalítico.

Planteamiento del problema

El mal uso y disposición de residuos industriales, y las actividades antropogénicas han generado contaminación hídrica a causa de los contaminantes emergentes, generando un problema ambiental y social, es por ello que diversos estudios centran sus esfuerzos en buscar propuestas innovadoras que lleven una posible remediación ambiental. En Colombia estudios realizados por el IDEAM y el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, en el cual analizaron la calidad de las aguas por medio del pH, oxígeno disuelto, demanda química de oxígeno, turbidez, conductividad eléctrica y metales pesados han evidenciado que *“La oferta hídrica experimenta reducción progresiva por alteración de la calidad del agua por contaminación debida a procesos de la actividad socioeconómica e industrial, que generan efluentes sin tratamientos previos. Estos efectos resultan en altos volúmenes de sedimentos que producen erosión natural”* (IDEAM, 2014).

Es por ello, que la acumulación xenobiótica es un problema de calidad de vida, salud pública y tratamiento de aguas para consumo humano. Es indispensable el desarrollo de nuevas tecnologías que puedan degradar los contaminantes en medio acuoso, para usarlo como tratamiento previo a la disposición pública del agua. Muchos de ellos se realizan mediante procesos físicos como la adsorción y filtros percoladores, procesos biológicos y Procesos de Oxidación Avanzada (POA).

Sin embargo, algunas de ellas como la osmosis inversa o adsorción con carbón activado, no han resultado muy eficientes para obtener aguas con un mínimo contenido de contaminantes persistentes (Christoforidis et al., 2010).

Adicional a los factores ya mencionados, el crecimiento poblacional genera un mayor uso de las fuentes hídricas, que en muchas ocasiones es incorrecto. Millones de personas en el

mundo no tienen acceso a fuentes potables de agua y su única alternativa es vivir de fuentes que no son seguras, con alto riesgo microbiológico, lo que genera “un mayor riesgo de enfermedades transmitidas por el agua, incluida la fiebre tifoidea, la hepatitis y el cólera” (Byrne et al., 2011, p.1). Dentro de los patrones de referencia biológicos que determinan la calidad del agua, se usa la *E. Coli* como indicador por su naturaleza microbiológica, su origen intestinal y su presencia en heces fecales (Resolución 0631, 2015).

La implementación de los POAs (Procesos de Oxidación Avanzados) es una alternativa de fácil aplicación a bajo costo y eficiencia en la degradación de compuestos químicos e inactivación microbiana en el tratamiento de fuentes hídricas contaminadas, ya que ellos disminuyen así la toxicidad del agua y aumentan la biodegradabilidad de los agentes contaminantes. De acuerdo a lo anterior, es importante diseñar y construir reactores adaptados a las variables de degradación, las características del contaminante, además de otras consideraciones, El contaminante 1,2-dihidroxibenceno o Catecol es uno de esos contaminantes el cual es empleado en muchas aplicaciones como en adhesivos poliméricos, pesticidas, cosméticos y farmacia que se integra en la industria colombiana (López Niño, 2022). Por lo anterior, se plantea la siguiente pregunta de objeto de investigación:

¿Cuáles son los parámetros de diseño y las condiciones de reacción que son necesarias en los reactores de Helio fotocatalíticos para el estudio de la degradación del Catecol e inactivación microbiana de Escherichia Coli?

Justificación

El agua se considera en el mundo como el recurso natural esencial para la vida, es un tema de interés prioritario asegurar su disponibilidad y potabilidad, para el consumo humano. Desafortunadamente, los recursos hídricos están constantemente sometidos a uso desmedido e incorrecto, la descontaminación de fuentes hídricas sigue siendo un reto científico y técnico, ya que los métodos convencionales han demostrado desventajas relacionadas con la formación de productos de desinfección potencialmente peligrosos (DBP), como resultado de la reacción de las especies oxidantes con la materia orgánica natural presente en el agua. Las tecnologías de oxidación avanzada se han investigado con el objetivo de desarrollar nuevos métodos de desinfección para suministrar agua potable.

Entre los métodos de remediación se resalta la utilización de los Procesos Avanzados de Oxidación (PAO) con fotocatalisis que son menos costosos ya que utilizan la radiación solar y lámparas fluorescentes de luz ultravioleta para efectuar la irradiación de los efluentes a tratar. De esta forma, la base de estos procesos fotoquímicos degradativos radica en conseguir la formación de productos reactivos intermedios de naturaleza oxidante e inestable que generan reacciones de oxidación intensa y mineralización de los contaminantes.

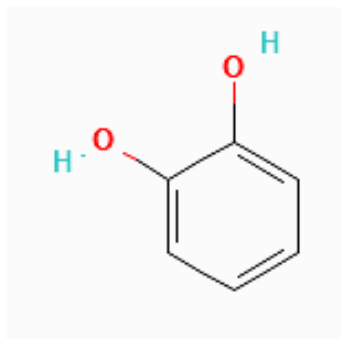
La existencia de dichos contaminantes en el medio acuoso pueden “ser no biodegradables o peligrosos en mezclas orgánicas y pueden presentar una compleja degradación con tratamientos convencionales (Hansberg Torres, 2002)” (López Niño, 2022), es por eso que se hace necesario usar los POA como método de degradación avanzada según Christoforidis et al., (2010) y Oturan & Aaron, (2014) la presencia de H_2O_2 aumenta la concentración de especies reactivas de oxígeno, generando una eficiente degradación y formando así residuos de poca bioacumulación y muy baja toxicidad de contaminantes. Adicional como expresa Miklos et al.,

(2018) hay ventajas al usar catalizadores como el dióxido de titanio (TiO_2) ya que no es tóxico, fotoquímicamente estable y se encuentra fácilmente en el mercado.

En el desarrollo de la investigación se toma el 1,2-dihidroxibenceno o catecol como contaminante, el cual como muestra Lofrano et al., (2009) se encuentra en “reveladores fotográficos, aceites lubricantes, inhibidores de polimerización y productos farmacéuticos”. La estructura del 1,2-dihidroxibenceno se observa en la Figura 1 donde el compuesto tiene un anillo aromático que sustituye dos grupos hidroxilo.

Figura 1.

Estructura del 1,2-dihidroxibenceno.



Fuente: National Center for Biotechnology Information, (2022)

Se requiere observar la degradación química del 1,2-dihidroxibenceno por lo descrito por López Niño, (2022) que afirma que el 1,2-dihidroxibenceno “está catalogado por la Canadian Environmental Protection (CEPA) y la International Agency for Research on Cancer (IARC) como un posible compuesto carcinógeno para el ser humano y con acción tóxica en la fauna de sistemas acuáticos (National Center for Biotechnology Information, 2022)”, por ello es necesario buscar una alternativa en la que se pueda remediar y minimizar el impacto de este tipo de

contaminante en el medio ambiente exactamente en la fuentes hídricas que son recursos vitales para seres humanos y la fauna que convive en estos ecosistemas.

Los procesos de inactivación microbiana, se realizan por medio de diferentes métodos en los que se encuentran “la inactivación por la cloración con hipoclorito de sodio, la filtración por gravedad, la desinfección solar y la desinfección por floculación” (López Niño, 2022), donde se resaltan la coloración y la desinfección solar como los más efectivos, siendo menos costosa la coloración pero la desinfección solar es ligeramente más efectiva, adicional a esto según Giannakis et al., (2015) la cloración doméstica necesita una distribución homogénea de hipoclorito de sodio pero en la desinfección solar la distribución no afecta. En diversos estudios como el hecho por Clasen & Haller, (2008) se encuentra que los procesos de inactivación microbiana son efectivos y económicos para prevenir enfermedades como la diarrea.

El uso de fotocatalisis propone el diseño de reactores que faciliten la recepción de la radiación ultravioleta visible (UV-Vis o UV-A) dado que la mayor proporción de energía solar que llega a la tierra corresponde a este tipo de radiación (Rauf & Ashraf, 2009) (Valdivielso-Ramos & Herranz, 2010).

De acuerdo a esto se propone en este documento el diseño de un reactor que facilite la aplicación de procesos POA donde se genere la degradación fotocatalítica del 1,2-dihidroxibenceno o catecol mediante a la generación de especies oxidantes generadas por el H_2O_2 y el O_2 a través de la activación del dióxido de Titanio (TiO_2) por radiación solar, y también de la inactivación microbiana del *E. Coli* como microorganismo indicador de disminución bacteriana por el mismo proceso fotocatalítico.

Objetivos

Objetivo general

Construir un reactor heliofotocatalítico utilizando radiación solar para degradación del contaminante e inactivación microbiana del 1,2-dihidroxibenceno y *E. Coli*, respectivamente.

Objetivos específicos

- Diseñar reactor heliofotocatalítico cilindro parabólico compuesto para degradación del 1,2-dihidroxibenceno e inactivación de *E. Coli* en aguas simuladas.
- Optimizar las variables del proceso de degradación para el 1,2-dihidroxibenceno en aguas simuladas en reactor heliofotocatalítico cilindro parabólico compuesto.
- Evaluar la inactivación microbiana de *E. Coli* en agua simulada con el reactor heliofotocatalítico cilindro parabólico compuesto.
- Comparar las condiciones óptimas en la degradación de 1,2-dihidroxibenceno e inactivación microbiana, que apliquen para la utilización de reactor heliofotocatalítico cilindro parabólico compuesto.

Marco Teórico

Contaminantes emergentes

Los contaminantes emergentes son compuestos de distinto origen y naturaleza química, cuya presencia en el medio ambiente no se considera significativa en términos de distribución y/o concentración, por lo que pasan inadvertidos (Gil et al., 2012). Se les llama emergentes porque no cuentan con regulación ambiental ya que son difíciles de detectar, porque se encuentran en concentraciones de generalmente partes por millón o partes por trillón (García-Gómez et al., 2011), (Rodríguez Narváez, 2019).

Los contaminantes emergentes son un grupo de amplia variedad que abarca: compuestos químicos, productos farmacéuticos, productos de cuidado personal, agentes tensoactivos, plastificantes y aditivos industriales (Gil et al., 2012), presentes principalmente en aguas residuales tanto domésticas como industriales que no reciben tratamientos para la degradación química para estos contaminantes y que generan la acumulación de los contaminantes emergentes, por este motivo la concentración aumenta y se convierte en significativa y peligrosa para los seres vivos (Martínez Castillo, 2020). Según Tejada et al., (2014) los orígenes de los contaminantes emergentes en las aguas residuales son una consecuencia directa de diferentes actividades humanas; por ejemplo los contaminantes emergentes producidos por el consumo de medicamentos, estos son consecuencia de que los medicamentos no sean totalmente asimilados por el organismo, sean tirados al inodoro o que sustancias administradas a animales sean arrastradas por la lluvia, así mismo que los medicamentos con cada tipo de contaminante emergente existe una actividad humana asociada a su posterior disposición en aguas residuales, Sandoval et al., (2020) realiza una clasificación la cual resume en la Tabla 1.

Tabla 1.

Grupos y compuestos representativos de contaminantes emergentes.

Grupo	Compuestos representativos
Retardantes de llama	Tris (cloro isopropil) fosfato Tris (2-cloro etil) fosfato
Productos de cuidado personal	Jabones, detergentes, shampoo, acondicionador, bloqueador solar.
Fármacos	Antibióticos Antiinflamatorios Antidepresivos Antiepilépticos Analgésicos Estrógenos
Pesticidas	Organoclorados Organofosforados
Productos de estilo de vida	Cafeína Nicotina
Drogas ilícitas	Anfetamina Cocaína Metanfetamina Heroína Morfina
Aditivos industriales	Surfactantes Humectantes Desinfectantes

Fuente: Tomado de Sandoval et al., (2020)

Catecol (1,2-dihidroxibenceno)

El 1,2-dihidroxibenceno es un bencenodiol derivado, que se caracteriza por ser un compuesto altamente tóxico para el ser humano, los mamíferos y la vida acuática, y posee alta carcinogenicidad (Kermani et al., 2018) (National Center for Biotechnology Information, 2022). Para el ser humano, la exposición aguda o crónica puede generar irritaciones cutáneas hasta efectos en el sistema nervioso central, mientras que, para los animales, se refleja en el aumento de su presión arterial, considerándose un compuesto muy tóxico con una dosis letal a partir de los 50 mg (Bingham et al., 2001).

Anualmente se producen cerca de 20.000 toneladas y es un precursor de pesticidas, fragancias, productos textiles, reveladores fotográficos, inhibidores de polimerización, productos farmacéuticos y en la industria petroquímica (Lofrano et al., 2009), de los cuales se estima que el mayor uso se destina a la producción de pesticidas y fármacos, por lo que se puede encontrar como contaminante en efluentes industriales. Este compuesto se obtiene mediante la fusión del ácido pícrico con hidróxido de bario, calentando una solución 2-clorofenol con hidróxido de sodio a 200°C o por la separación del grupo metil-eter del 2-metoxifenol con ácido periódico (Budavari et al., 2013).

Algunos estudios sobre la degradación de catecol con aplicación de métodos catalíticos han reportado que se alcanza una remoción del 99% a partir de una concentración inicial de 1000 mg/L, con un tiempo de reacción de 60 minutos, bajo la acción de $\text{TiO}_2/\text{Fe}_3\text{O}_4$ como catalizador sintetizado y de ozono como agente oxidante, en donde predominaron los radicales hidroxilos que contribuyeron de manera significativa en la degradación de catecol (Kermani et al., 2018). Por su parte, Gogoi et al (2017) quienes trabajaron con un nanocompuesto de $\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-CeO}_2$, identificaron que la degradación de catecol en medio acuoso con peróxido de hidrogeno (H_2O_2) y

temperatura ambiente fue de 89,2% a pH neutro, iniciando con una concentración de 252 mg/L y terminando con 27 mg/L. También se han reportado estudios con procesos foto-Fenton, en donde se ha llegado a tener una remoción después de 30 minutos, del 83% en presencia de H₂O₂ y FeSO₄, para una concentración inicial de 110 mg/L de catecol; con estas condiciones se aplicó un proceso de fotocatalisis, en donde se obtuvo como resultado la eliminación del carácter aromático del catecol, para una concentración inicial de 50 mg/L, mientras que al cambiar el catalizador por TiO₂ y un tiempo de reacción de 4 horas con el mismo precursor de especies del oxígeno, se logró la remoción total de catecol (Lofrano et al., 2009).

Procesos de descontaminación de aguas residuales

Fotocatalisis

La fotocatalisis inducida con luz solar es uno de los métodos empleados en el tratamiento de aguas residuales, siendo muy eficiente, alcanzando en muchos casos la degradación completa de los contaminantes o la mineralización (Maroga Mboula et al., 2012).

En los últimos años, se ha reportado el uso de dióxido de titanio (TiO₂) como foto catalizador (fotocatalisis) para el tratamiento del agua; cuando el TiO₂ es irradiado con una longitud de onda <380 nm, produce reactivos altamente activos como radicales hidroxilos generados a través de la oxidación del agua. Se ha demostrado que estas especies mineralizan una amplia gama de compuestos orgánicos, incluidos los aromáticos y alifáticos, tintes, pesticidas y herbicidas.

En los últimos años, se han implementado diversos métodos de remediación, entre ellos los Procesos de Oxidación Avanzada (POA) que son considerados eficientes y prometedores para degradar contaminantes. La fotocatalisis se define como una reacción catalítica que requiere la absorción de energía, donde la reacción se lleva a cabo por una acción fotoquímica de un

determinado compuesto, a causa de su interacción con una especie química fotosensible (Bäckvall, 2010) (Oturán & Aaron, 2014).

La clasificación de la fotocatalisis está determinada por fotocatalisis homogénea donde todos los elementos presentes en el proceso de degradación, como el catalizador y el sustrato, se encuentran en la misma fase; caso contrario el que se presenta en la fotocatalisis heterogénea, donde dichos elementos deben encontrarse en diferente fase como sólido-líquido o sólido-gas. Una de las principales ventajas que presentan los sistemas de catálisis heterogénea, frente a los sistemas homogéneos, es la capacidad de retirar el catalizador y posteriormente reutilizarlo sin pérdida de la actividad catalítica (Klavarioti et al., 2009).

En la fotocatalisis heterogénea, los catalizadores como óxidos metálicos se identifican por tener un área superficial de 1-1000 nm²/g y poros que se pueden clasificar en tres grupos según su diámetro: micro poros con un diámetro menor a 2 nm, meso poros con un diámetro entre 2-50 nm y macro porosos con un diámetro superior a 50 nm. El volumen y promedio del tamaño del poro pueden determinar la velocidad de difusión de los productos y sustratos, así como la cantidad de sitios con actividad catalítica (Richards, 2006).

Fotocatalisis homogénea

El proceso de fotocatalisis homogénea es un proceso avanzado de oxidación en el cual todas las especies cinéticamente activas incluyendo al catalizador constituyen una misma fase (Sanchez Macha, 2016), Este proceso surge cuando Henry J.H Fenton demuestra que el peróxido de hidrogeno podía ser activado por las sales de hierro, el Fenton es un sistema catalítico homogéneo en el cual la sal de hierro genera radicales gracias a la interacción del peróxido de hidrogeno con la forma reducida, el Fenton posee varias limitantes como: reduce la velocidad de

oxidación, la velocidad de reacción es baja, existe posibilidad de que los productos orgánicos e inorgánicos retengan hierro en el ciclo (Gómez Umaña & Chacón Páez, 2014).

Fotocatálisis heterogénea

La fotocatalisis heterogénea proceso de oxidación avanzada que se basa en la absorción directa o indirecta de energía radiante por un sólido que habitualmente es un semiconductor, es uno de los métodos empleados y eficientes en el tratamiento de aguas residuales (Martínez Castillo, 2020), (Maroga Mboula et al., 2012).

- **Fotocatálisis de semiconductores**

La fotocatalisis heterogénea se ha reportado en la literatura como eficiente en la degradación y mineralización de compuestos orgánicos bajo la acción de semiconductores como ZnO, TiO₂, WO₃, Fe₂O₃, y SnO₂. Este proceso se desarrolla cuando la incidencia de la energía ($h\nu$) de un fotón es igual o mayor a la energía del ancho de banda del semiconductor (E_g), produciendo la excitación de un electrón desde la banda de valencia (BV) hasta la banda de conducción (BC), generando un electrón hueco (ausencia del electrón: e^-/h^+) en la BV del material semiconductor (Maroga Mboula et al., 2012).

Por ejemplo, cuando se emplea TiO₂ como semiconductor ($\lambda < 387$ nm), si $h\nu > E_g$ del TiO₂ es de 3.2 eV, se produce la excitación de electrón, generando radicales $\bullet\text{OH}$ en presencia de agua. La generación de $\bullet\text{OH}$ en fotocatalisis heterogénea con TiO₂, se produce primero por la acción de la luz sobre él, generando pares de e^-/h^+ localizados entre la BC y la BV (reacción 1), que se desplazan a la superficie, donde el electrón es atrapado por trampas superficiales o captadoras de electrones (reacciones 2 y 3), y los huecos por trampas donantes de electrones o por reacción con agua, generando $\bullet\text{OH}$ (reacciones 4 y 5) enlazados a la superficie del TiO₂ ver Figura 2 o radical superóxido ($\text{O}_2^{\bullet-}$) en presencia de H₂O₂. La generación de $\bullet\text{OH}$, puede

aumentar por la acción del $O_2^{\bullet -}$ y del H_2O_2 (reacciones 6 a 8) (Fernández-Ibáñez, 2004).

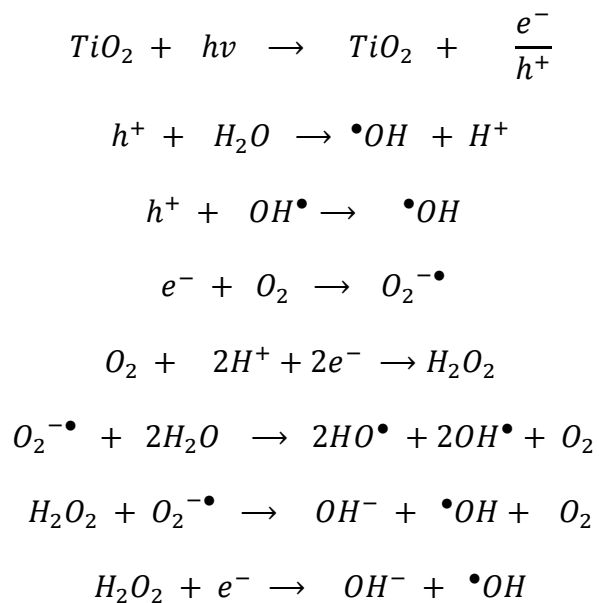
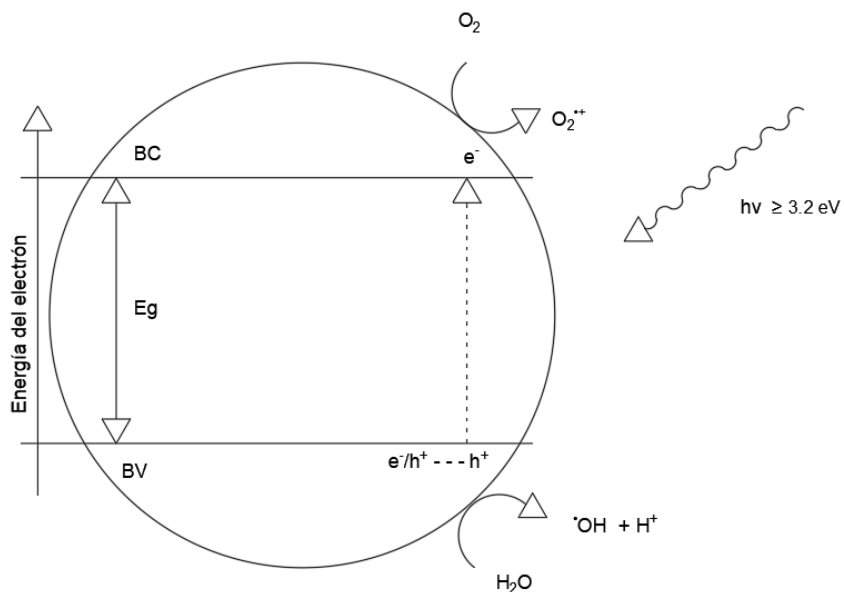


Figura 2.

Proceso fotocatalítico del TiO_2 .



Fuente: (Fernández-Ibáñez, 2004)

Factores que influyen en el proceso de fotocatalisis

Intensidad de radiación

La radiación es un factor importante a considerar ya que si esta es menor, la cantidad de fotones se reduce y directamente proporcional varía la concentración del catalizador TiO_2 , esto sucede porque los fotones proporcionan energía al catalizador TiO_2 , entre mayor cantidad de fotones mayor cantidad de catalizador para aprovechar esa energía y generar la degradación, así mismo si la intensidad de radiación es menor el porcentaje de degradación será menor (Carvajal Gómez & Jimenez Coqueco, 2012)(Tipaz Tipaz & Morales Gómez, 2012).

Reactores fotocatalíticos

Reactores cilindro parabólicos compuestos (CPC)

Alrededor del 4 al 6% del espectro solar que llega a la superficie de la Tierra se encuentra en el dominio UV, con un valor máximo reportado de alrededor de 50 W/m^2 . La radiación UV (200–400 nm) se puede clasificar en UVA (320–400 nm), UVB (280–320 nm) y UVC (200–280 nm). UV-C es absorbido por la capa de ozono junto con una proporción de UVB; por lo tanto, UVA representa el fragmento principal de la radiación ultravioleta solar que llega a la superficie de la tierra (Byrne et al., 2011). Esta radiación solar, es empleada como fuente de energía en reactores foto catalíticos como los cilindros parabólicos compuestos (CPC), que son sistemas estáticos que recogen la radiación solar directa y difusa, y la distribuyen homogéneamente a través de la superficie refractante que recubre un reactor cilíndrico- tubular.

La superficie reflectante por lo general es un espejo de plata o una cubierta de aluminio, la cual puede ser anodizada para evitar la abrasión y oxidación; por su parte, el material del reactor cilíndrico- tubular debe tener una alta transmitancia, resistencia a la degradación y difusión de radiación, por lo que se emplean materiales como arcillas, cuarzo o vidrios de

borosilicato como pyrex con bajo contenido de hierro, este ultimo de gran utilidad por su costo y transmitancia de luz ultravioleta (Blanco Gálvez, 2005).

Los reactores CPC, se caracterizan por lograr concentrar los dos componentes de la radiación UV: la radiación solar directa y la radiación que no depende de la dirección de la luz solar (radiación difusa), por lo que no requieren seguimiento del sol, llegando a ser eficaces incluso en días nublados (Byrne et al., 2011) (Malato *et al.*, 2014). Se ha comprobado, que la velocidad de las reacciones foto catalíticas para la degradación de contaminantes, varia inicialmente en función de la cantidad de radiación que incide en el reactor, hasta la formación de especies foto generadas (e^-/h^+ y $\bullet OH$), para llegar a la estabilización de la velocidad de reacción; sin embargo, la eficiencia de este tipo de reactores, depende de las características del catalizador en la formación de e^-/h^+ o a la baja concentración de moléculas orgánicas a degradar en su superficie (Blanco Gálvez, 2005). Por su parte, también se caracterizan por ser de bajo costo y emplearse para desinfectar aguas contaminadas que aprovecha la luz y la energía térmica para desactivar patógenos a través de un mecanismo sinérgico, cuyo principio es utilizar una combinación de irradiación por la luz directa del sol y la calefacción solar (Helali et al., 2014).

Radiación

Fotólisis

Las propiedades desinfectantes de la luz UV por si sola (fotólisis), ha demostrado ser muy efectiva para propósitos de desinfección, sin embargo, deben ser considerados aspectos como que las diferentes respuestas de los microorganismos a los efectos letales de la luz UV. La elección de la longitud de onda UV es importante ya que el mecanismo de inactivación inducida por la luz UV difiere con las diferentes longitudes de onda utilizadas. Además, se ha informado

que tanto la fotólisis UV como la fotocatalisis con TiO_2 , tienen la posibilidad de foto-reactivación puesto que los microorganismos inactivados con UV utilizan la energía solar y la fotólisis enzimática para reparar las lesiones del ADN inducidas por UV recuperando así su viabilidad. Los mecanismos de reparación oscura, es decir, las reparaciones en ausencia de luz también pueden tener lugar, sin embargo, se considera que la reactivación con foto es la más problemática de los dos métodos, ya que en algunos casos puede revertir los efectos de la desinfección UV en varias horas de tratamiento (Robertson et al., 2005).

Radiación UVA, UVB, UVC

La radiación solar comprende desde los rayos infrarrojos hasta el espectro ultravioleta UV se define en cuatro regiones cada una con distintos rangos de longitud de onda: UV al vacío entre 100 y 200 nm, UV de onda corta UVC entre 200-280 nm, UV de onda media UVB 280-315 nm y onda larga UVA 315-400 nm. La luz solar consiste principalmente en radiación UVA ya que tanto las radiaciones UVB Y UVC no alcanzan la Tierra debido a que la capa de ozono las absorbe, la radiación más eficaz es la UV de onda corta de UVC con longitud de onda de 253,7 nm (Ungría Castillo, 2016), (Martínez Castillo, 2020).

Inactivación microbiana por procesos foto catalíticos

La desinfección del agua con energía solar se ha llevado a cabo desde la época egipcia. El proceso fue estudiado y reportado por primera vez por científicos británicos Downes y Blunt a fines de la década de 1870. Luego de esto, fue investigado realmente en los años 80 por Acra et al., (1990), quienes usaron recipientes con agua contaminada y expuestos a luz solar directa con resultados que alcanzaron conteos de cero coliformes/mL de agua. Desde esta época, es ampliamente estudiada la desinfección de agua en bacterias como *E. Coli*, *Streptococcus faecalis*, *Shigella dysenteria*, *Cryptosporidium*, *Enterococcus faecalis*, *Salmonella*, *Pseudomonas*

y *Coliformes* (van Grieken et al., 2010). Se ha comprobado, que *E. coli* es más resistente a su inactivación con energía solar que otros organismos y como tal, debe utilizarse como un organismo indicador de la eficiencia de desinfección de aguas por la acción del sol, lo que se atribuye al componente UV de la luz solar, y en menor medida el azul del espectro visible, son los principales responsables de la acción biocida observada en los procesos de desinfección (Acra et al., 1990).

La inactivación de diferentes microorganismos como (virus, hongos y bacterias) con titanio, donde *E. Coli* y TiO_2 son los microorganismos y catalizadores más estudiados, respectivamente (Byrne et al., 2011), demuestran que al iluminar con radiación UV, se logran inactivar las células microbianas en el agua. De aquí, el gran interés en las aplicaciones de desinfección de este proceso ha aumentado, muchas de las cuales incluyen la desinfección del agua potable en ambientes industriales y sanitarios (Helali et al., 2014) (Joyce et al., 1996) (Matsunaga *et al.*, 1985)

Por su parte, van Grieken et al., (2010) a través de experimentos de desinfección foto catalítica usando microorganismos indicadores de contaminación fecal, *E. Coli* (gram negativa) y *Enterococcus faecalis* (gram positiva) demostró que la radiación requerida para alcanzar la inactivación de las bacterias por debajo del límite de detección fue igual para ambos organismos; concluyendo que a pesar de sus diferencias estructurales, parecen seguir el mismo mecanismo de inactivación, y no muestran diferencias significativas en los experimentos llevados a cabo con TiO_2 en suspensión en agua des ionizada o en efluentes simulados de aguas residuales. De esta manera, los resultados de los experimentos de desinfección foto catalítica que utilizan *E. Coli* como bacterias modelo podrían extrapolarse razonablemente a otros tipos de bacterias o mezclas de bacterias tanto *gram* negativas como *gram* positivas.

Metodología

El desarrollo del proyecto se realizó en 4 etapas, las cuales involucran el diseño del reactor heliofotocatalítico CPC, la degradación química del 1,2-dihidroxibenceno, inactivación microbiana *E. Coli* y la determinación de su correspondiente degradación e inactivación biológica respectivamente.

Etapa 1. Diseño y construcción del reactor heliofotocatalítico CPC

Los materiales y equipos usados en el diseño y construcción del reactor heliofotocatalítico CPC se enuncian en la Tabla 3 y Tabla 2.

Tabla 2.



Materiales de construcción del reactor heliofotocatalítico CPC.

Cantidad	Nombre	Especificaciones
4	Tubos en pyrex borosilicato	24,5 mm de diámetro externo, 1,8 mm de espesor de pared, dos de 500 mm de longitud y dos de longitud 540 mm.
1	Soporte	Madera.
2	Bisagras	Metálicas.
4	Tubos en PVC	Diámetro 1 ½ pulgadas.
	Papel aluminio	No aplica.
4	Abrazaderas	Plásticas.
2	Tapones	Caucho.
2	Mangueras	Plásticas, Diámetro externo 8,3 mm.
1	Válvula	PVC, 1/2 pulgada.
1	Tanque	Plástico, capacidad 20 L.
1	Tapa	Plástico.
1	Hélice	Metálica.

Fuente: autor

Tabla 3.

Equipos empleados en el reactor heliofotocatalítico CPC.

Cantidad	Nombre	Especificaciones	Imagen
1	Bomba sumergible	12 VDC, Modelo QR30E	
1	Motor Eléctrico		
1	Pie de rey		

Fuente: autor

El reactor heliofotocatalítico CPC fue fabricado tomando como referencia lo descrito por Diaz Prada et al., (2017). Se diseñó un sistema de conducción conformado por 4 tubos en pyrex borosilicato, unidos como se muestra en la Figura 3 y con una distancia de separación entre ellos de 50 mm (distancias que fueron medidas y verificadas con el pie de rey). Los colectores se fabricaron por medio de tubos PVC, cortados diametralmente y recubiertos por papel aluminio para propiciar la reflexión solar. El sistema de conducción se dispuso sobre los colectores (ver Figura 3) y se aseguraron por medio de abrazaderas que se anclaron a su vez en la estructura de madera con forma rectangular dándole soporte mecánico al reactor. Por medio de dos bisagras

esta estructura alcanza una inclinación variable la cual se graduó hasta los 45° con respecto a la horizontal.

Figura 3.

Posición del sistema de conducción sobre el colector



Fuente: autor

En el diámetro interno de la entrada y la salida del sistema de conducción se colocaron los tapones ajustados, a los cuales se le acopló a la entrada una válvula para transporte y regulación del caudal del agua simulada y conectada a ella una manguera que conduce el agua simulada hacia el reactor, y a la salida se le conectó la otra manguera la cual hace retornar el agua simulada al tanque. El agua con el contaminante fue impulsada y recirculada con la bomba sumergible la cual fue instalada y fijada dentro del tanque, éste cuenta con un desprendimiento lateral por la parte inferior para la salida del agua simulada o contaminada, una llave para muestreo, una cavidad o agujero en la parte lateral superior para la inserción de la manguera que

conduce el agua de retorno, una tapa con la hélice incorporada y un motor que hace girar la hélice durante el proceso de recirculación y descontaminación. El resultado fue el reactor mostrado en la Figura 4.

Figura 4.

Vista general del reactor heliofotocatalítico CPC.



Fuente: autor







Etapa 2. Degradación química del 1,2-dihidroxibenceno o catecol

La degradación química del 1,2-dihidroxibenceno tuvo lugar en Sogamoso con un índice de radiación UV promedio de 7,13 en una escala de 1-11 siendo 11 muy extremo estos datos fueron tomados en *POWER / Data Access Viewer*, n.d. y se realizó teniendo como referencia lo descrito por Diaz Prada et al., (2017) Los reactivos y equipos usados en la degradación química del 1,2-dihidroxibenceno o catecol y su posterior monitoreo y medición se enuncian en la Tabla 4 y

Tabla 5.

Tabla 4.




Equipos empleados para la degradación química del catecol y su monitoreo.

Cantidad	Nombre	Especificaciones	Imagen
1	pH metro	Hanna instruments HI 8014	
1	Termo hidrómetro	Extech	
1	Balanza analítica	Mettler Toledo, precisión de 0,0001g	
1	Espectrofotómetro UV /VIS	Spectroquant pharo 300	
4 3 2	Matraz aforado Matraz aforado Matraz aforado	250 mL 100 mL 50 mL	
1	Balanza analítica	Mettler Toledo, precisión de 0,0001g	

Fuente: autor

Tabla 5.

Reactivos usados para la degradación química del catecol.

Nombre	Especificaciones	Imagen
Dióxido de titanio TiO ₂	Laboratorio reactivos RD	
1,2-dihidroxibenceno o catecol 99%	Laboratorio Sigma - Aldrich	
Ácido sulfúrico H ₂ SO ₄ 1 N	Marca Merck RA	
Peróxido de hidrógeno H ₂ O ₂	Al 50%.	
Solución tampón	Marca Chemí, pH 4 y 7	
Vidrio de reloj	No aplica	
Espátula	Metálica	

Fuente: autor

La degradación química del sustrato, se realizó con base a la modificación del método reportado por Diaz Prada et al., (2017), con ligeras modificaciones. Inicialmente se llevó a cabo la fijación del catalizador a las paredes de los tubos pyrex del reactor para lo cual se disolvieron 12 g de TiO₂ en 6 litros de agua y se efectuó recirculación durante 4 horas, hasta que la capa de catalizador depositada se mantuvo fijada a la superficie de las paredes de los tubos de vidrio.

Para la foto degradación se preparó 6 litros de una disolución de 1,2-dihidroxibenceno o catecol a una concentración de 50 ppm, posteriormente se recirculó por el reactor fotocatalítico a un caudal constante de 2 L/min de acuerdo a la capacidad de la bomba y se hizo la exposición a radiación UV proveniente de los rayos solares durante 4 horas.

Los ensayos se realizaron por triplicado variando condiciones de pH y tipo de agente oxidante. Para regular el pH se empleó ácido sulfúrico (H_2SO_4) 1N usando el pH metro como instrumento para verificación del pH, como agente oxidante se utilizó peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 50% y también, oxígeno molecular (O_2); los agentes oxidantes se adicionaron después de haber estabilizado el pH seleccionado para cada ensayo, inicialmente se empleó peróxido de hidrógeno en una concentración de 700 ppm la cual se mantuvo constante durante todos los ensayos, posteriormente se empleó oxígeno molecular el cual se incorporó por agitación mecánica de la solución mediante la hélice ubicada al interior del tanque del reactor la cual se hizo rotar por accionamiento del motor eléctrico.

La medición de las concentraciones iniciales, intermedias y finales de 1,2-dihidroxibenceno o catecol en cada ensayo fueron efectuadas mediante un espectrofotómetro UV /Vis a 287 nm y con curva de calibración elaborada previamente como se indica más adelante se efectuaron muestreos y mediciones cada 15 minutos.





Etapas 3. Inactivación y cuantificación microbiana

El proceso de inactivación microbiana tuvo lugar en Bogotá con un índice de radiación UV promedio de 7-8 en una escala de 1-11 siendo 11 muy extremo y se realizó tomando como referencia lo descrito por Ayala Botia & Vargas Buitrago, (2017), Inicialmente se preparó el reactor, seguido a esto se activó la cepa, luego se ajustó la escala de Mc Farland, luego se realizó la fotorreacción y por último se cuantificó la bacteria. Los reactivos y equipos usados en la

inactivación y cuantificación microbiana se enuncian en la Tabla 6 y la Tabla 7.

Tabla 6.



Equipos empleados para la inactivación microbiana.

Cantidad	Nombre	Especificaciones	Imagen
1	Tubos falcón		
1	Erlenmeyer	100 mL y 250 mL	
1	Micro pipeteador		
1	Puntas estériles		
1	Cajas de Petri		
1	Rastrillos		
1	Beaker		
1	Espectrofotómetro	Rigol	
1	Incubadora		
1	Autoclave		
1	Balanza analítica		
1	Asas metálicas		
1	Cabina de flujo laminar		
1	Mechero buchner		
1	Contador de UFC	Funke Gerber	
1	Reactivos		

Fuente: autor

Tabla 7.

Reactivos empleados para la inactivación microbiana.

Nombre	Especificaciones	Imagen
Agar Nutritivo		
Glicerol		
Agua peptonada		
Cepa de <i>Escherichia coli</i>	ATCC 25922	
Caldo Nutritivo	BHI BROHT, Scharlau.	
Dióxido de titanio TiO ₂	Laboratorio reactivos RD	

Fuente: autor

Preparación del reactor

Se llevó a cabo la fijación del catalizador a las paredes de los tubos pyrex del reactor para lo cual se disolvieron 12 g de TiO₂ (titanio IV oxido lab reactivos RD) en 6 litros de agua y se efectuó recirculación durante 2 horas por accionamiento de la bomba a un caudal 2 L/ min de inmersión hasta que se observó que la capa de catalizador depositada se mantuviera fijada a la superficie de las paredes de los tubos de vidrio. Seguidamente se procedió a evacuar el agua con TiO₂ contenida dentro de los tubos de vidrio y se dejaron expuestos al sol para secar y fijar mejor

el catalizador. Para este proceso no se utilizó fuentes de oxígeno como peróxido, dado que esto inactivaría la cepa, y se pretendía analizar el funcionamiento del heliofotoreactor.

Activación de la cepa

Se tomó una perla del cultivo stock de la cepa de *Escherichia coli*, referencia (ATCC 25922) la cual se encuentra previamente conservada en glicerol a una temperatura de -20°C . Se depositó en un tubo falcón, se le adicionaron 10 mL de solución de caldo nutritivo BHI BROHT y se llevó por 24 horas a 37°C en incubadora para propiciar su crecimiento exponencial.

Ajuste de la escala de Mc Farland

Se tomó 20 mL de la cepa activada y se adicionó en 4 litros de agua a pH de 6,7 contenida en el tanque del reactor. Posteriormente se tomó una alícuota y se midió en el espectrofotómetro a 625 nm antes de iniciar la recirculación por el reactor obteniendo una absorbancia de 0,05 la cual correspondió a la escala de Mc Farland.

Fotorreacción

Se inició el proceso foto catalítico en el reactor mediante la recirculación del agua (Caudal: 2L/ min) con la cepa activada y con exposición a la radiación UV proveniente de los rayos solares - Índice UV: 7-8 entre las 09.00 am y las 11.30 am. Se tomaron alícuotas cada 30 minutos desde T_0 hasta los 150 minutos para efectuar la medición por absorbancia y desarrollar el método de dilución en placa para cuantificar la bacteria *E. coli*. Para el caso del método por dilución en placa, se tomó una alícuota de 1mL y se diluyó a 10^{-1} , 10^{-2} utilizando 9mL de agua peptonada al 0,1% P/V. De cada una de estas diluciones, así como una muestra sin diluir, se tomó 1 mL para cultivo en placa con agar nutritivo, cada una por duplicado, posteriormente las muestras se homogenizaron y se llevaron a la incubadora durante 24 horas a 37°C para propiciar su crecimiento exponencial. Para evitar que el agua condensada cayera sobre la muestra y

generara hongo dentro la incubadora se colocaron las cajas de Petri de forma invertida. Variables durante la fotorreacción:

Cuantificación de la bacteria

Por el método de UV visible se midió la absorbancia en 625 nm de cada una de las muestras tomadas del reactor cada 30 minutos.

Transcurridas las 24 horas se procedió a efectuar el conteo de las UFC obtenidas en cada una de las cajas de Petri que contenían las muestras tomadas por duplicado desde el tiempo 0 hasta transcurridos 150 minutos con diluciones de 10^{-1} , 10^{-2} y sin diluir, por facilidad para el conteo se seleccionaron las placas que contenían las diluciones de 10^{-2} , esto teniendo en cuenta el crecimiento de la bacteria.

Etapa 4. Monitoreo y determinación de la degradación química de 1,2-dihidroxibenceno e inactivación microbiana

Una vez realizados los ensayos de la etapa 2 y 3, se realizó la determinación del proceso de degradación e inactivación microbiana, a partir de las condiciones óptimas de degradación del sustrato.

La determinación de la degradación química del sustrato, se efectuó a partir de la medición de la concentración final del sustrato con el espectrofotómetro UV-vis (como se indicó en la etapa 2); por su parte, la inactivación microbiana se evidencio a través de la metodología aplicada en la etapa 3.

Resultados

Monitoreo y determinación de la degradación química de 1,2-dihidroxibenceno

Determinación de la longitud de onda de mayor absorbancia del 1,2-dihidroxibenceno o catecol

Se realizaron barridos a diferentes longitudes de onda, inicialmente se efectuó un barrido a partir de 200 nm variando la longitud de onda cada 50 nm sucesivamente hasta los 350 nm, se evidenció la mayor absorbancia entre los 250nm y 300 nm. Posteriormente, se realizó un barrido de 10 nm en 10 nm a partir de los 250 nm hasta 300 nm dando la mayor de absorbancia entre los 280 nm hasta los 290 nm. Se procede a realizar el barrido de 1nm en 1nm desde los 280 nm hasta los 290 nm. Para ratificar la longitud de onda en la cual se obtuvo la mayor absorbancia se efectuaron ensayos por triplicado los cuales fueron promediados, con el valor promedio obtenido para cada longitud de onda se construyó la Figura 5.

Tabla 8.

Determinación longitud de onda de mayor absorbancia del 1,2-dihidroxibenceno o catecol.

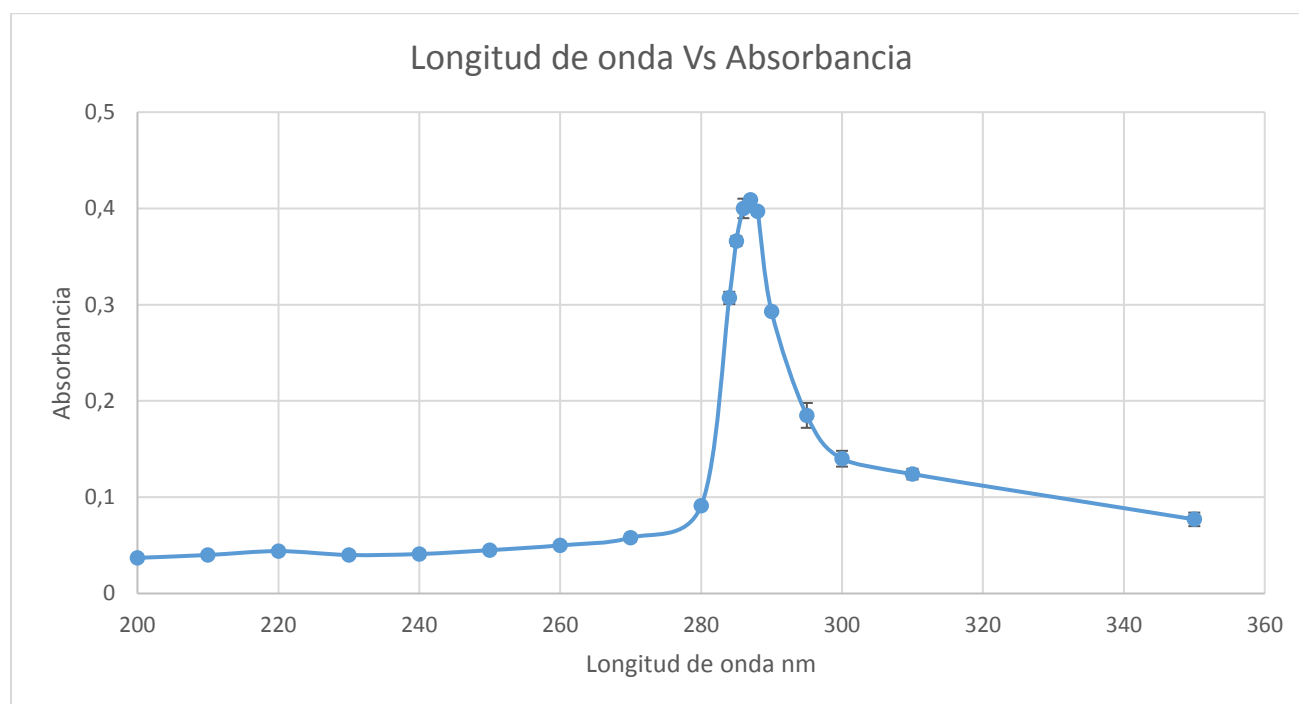
λ nm	Barrido No1 Absorbancia	Barrido No2 Absorbancia	Barrido No3 Absorbancia	Promedio Absorbancia \pm DS
200	0,039	0,037	0,036	0,037 \pm 0,002
210	0,041	0,040	0,041	0,041 \pm 0,001
220	0,045	0,042	0,047	0,045 \pm 0,003
230	0,041	0,037	0,042	0,040 \pm 0,003
240	0,046	0,040	0,038	0,041 \pm 0,004
250	0,048	0,046	0,043	0,046 \pm 0,003
260	0,051	0,049	0,050	0,050 \pm 0,001

270	0,054	0,060	0,062	$0,059 \pm 0,004$
280	0,091	0,093	0,091	$0,092 \pm 0,001$
284	0,300	0,309	0,313	$0,305 \pm 0,006$
285	0,361	0,371	0,367	$0,366 \pm 0,005$
286	0,394	0,412	0,395	$0,400 \pm 0,010$
287	0,405	0,412	0,411	$0,409 \pm 0,004$
288	0,369	0,364	0,371	$0,368 \pm 0,004$
290	0,293	0,296	0,292	$0,294 \pm 0,002$
295	0,182	0,175	0,200	$0,186 \pm 0,013$
300	0,147	0,142	0,131	$0,140 \pm 0,008$
310	0,131	0,122	0,121	$0,125 \pm 0,006$
350	0,085	0,077	0,071	$0,078 \pm 0,007$

Fuente: Autor.

Figura 5.

Comportamiento longitud de onda del 1,2-dihidroxibenceno o catecol.



Fuente: Autor.

Se observa en la Figura 5 que la mayor absorbancia del catecol se obtuvo a una longitud de onda de 287 nm la cual se usó en los posteriores experimentos. Esta concuerda con lo mostrado por

López Niño, (2022)

Obtención de la curva de calibración.

Inicialmente se preparó la solución estándar, para lo cual se pesaron 0,0206 g de 1,2-dihidroxibenceno (catecol) en una balanza analítica. Posteriormente se disolvieron con agua destilada dentro de un matraz aforado de 250 mililitros y se llevó al aforo, se agitó para homogenizar, quedando a una concentración aproximada de 80 ppm.

Posteriormente se prepararon disoluciones a concentraciones de 2, 5, 10, 20, 40 y 60 ppm en un matraz aforado de 50 mililitros.

Luego obtener las soluciones patrón se procedió a medir la absorbancia de cada una de ellas en espectrofotómetro UV /Vis en 287 nm. Los promedios de los resultados obtenidos en los ensayos realizados por triplicado se presentan en la Tabla 9.

Tabla 9.

Determinación de absorbancias a diferentes concentraciones del 1,2-dihidroxibenceno o catecol.

Concentración ppm CATECOL	Absorbancia Ensayo 1	Absorbancia Ensayo 2	Absorbancia Ensayo 3	Promedio Absorbancia \pm DS
2	0,029	0,031	0,032	0,031 \pm 0,002
5	0,074	0,073	0,073	0,073 \pm 0,001
10	0,156	0,155	0,156	0,156 \pm 0,001
20	0,322	0,321	0,323	0,322 \pm 0,001
30	0,468	0,470	0,472	0,470 \pm 0,002
40	0,641	0,645	0,643	0,643 \pm 0,002
50	0,789	0,785	0,787	0,787 \pm 0,002
60	0,951	0,942	0,945	0,946 \pm 0,005

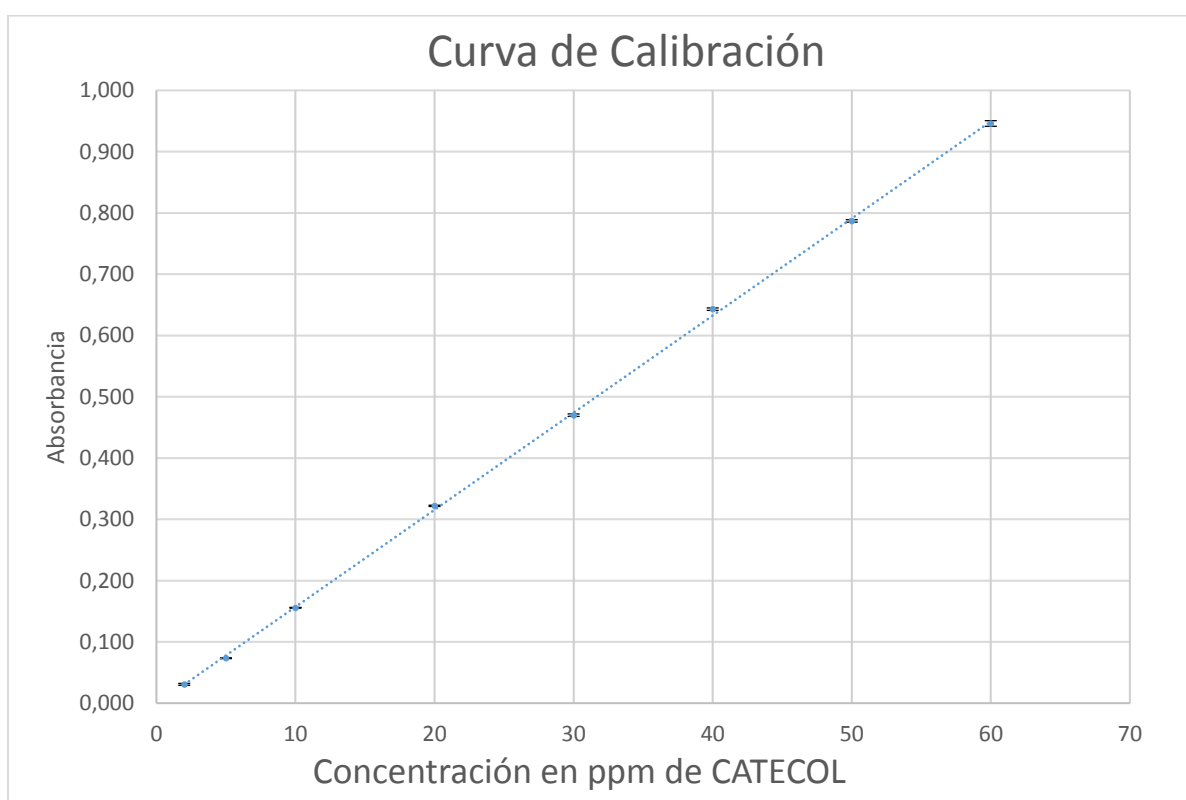
Fuente: autor

Con base en las absorbancias obtenidas en disoluciones del 1,2-dihidroxibenceno o

catecol a diferentes concentraciones se elaboró la curva de calibración ver Figura 6, se obtuvo la ecuación de la recta y el coeficiente de correlación. La anterior información se empleó para determinar su concentración (ppm) en cada uno de los ensayos efectuados y muestreos hechos cada 15 minutos.

Figura 6.

Curva de calibración para el 1,2-dihidroxibenceno o catecol.



Fuente: autor

La ecuación de la recta obtenida con los datos de la curva de calibración se observa en la ecuación 1, despejando x :

$$y = 0,0158x - 0,0009 \quad (\text{Ec. 1})$$

$$x = \frac{y + 0,0009}{0,0158}$$

Coefficiente de correlación r obtenido con los datos de la curva de calibración obtenido es:

$$r = 0,9996$$

Tabla 10.

Porcentaje de degradación del 1,2-dihidroxibenceno o catecol bajo las condiciones enunciadas.

No de Experimento	pH	Tipo de oxidante	Concentración de TiO ₂ (ppm)	Concentración de Catecol en agua simulada (ppm)	% Degradación Catecol	% Degradación ± DS
1	4,0	O ₂	2000	51,19	0,00	
2	4,0	O ₂	2000	51,19	0,00	0,0 ± 0,0
3	4,0	H ₂ O ₂	2000	51,19	0,00	
4	4,0	H ₂ O ₂	2000	51,19	0,00	0,0 ± 0,0
5	5,5	O ₂	2000	50,08	17,86	
6	5,5	O ₂	2000	50,01	14,22	15,2 ± 2,4
7	5,5	O ₂	2000	50,03	13,45	
8	5,5	H ₂ O ₂	2000	51,02	17,60	
9	5,5	H ₂ O ₂	2000	50,06	17,89	17,9 ± 0,3
10	5,5	H ₂ O ₂	2000	50,08	18,21	
11	6,4	O ₂	2000	50,67	61,79	
12	6,4	O ₂	2000	50,67	60,76	61,9 ± 1,2
13	6,4	O ₂	2000	50,67	63,20	
14	6,4	H ₂ O ₂	2000	50,67	67,92	
15	6,4	H ₂ O ₂	2000	50,67	64,00	65,0 ± 2,6
16	6,4	H ₂ O ₂	2000	51,00	63,00	
17	7,5	O ₂	2000	51,57	51,36	
18	7,5	O ₂	2000	51,57	52,6	51,2 ± 1,5
19	7,5	O ₂	2000	51,57	49,56	
20	7,5	H ₂ O ₂	2000	51,57	53,85	
21	7,5	H ₂ O ₂	2000	51,57	56,4	54,8 ± 1,4
22	7,5	H ₂ O ₂	2000	51,57	54,25	
23	8,5	O ₂	2000	50,32	32,28	
24	8,5	O ₂	2000	50,32	33,88	34,5 ± 2,5
25	8,5	O ₂	2000	50,32	37,22	
26	8,5	H ₂ O ₂	2000	50,32	45,03	
27	8,5	H ₂ O ₂	2000	50,32	44,55	43,9 ± 1,5
28	8,5	H ₂ O ₂	2000	50,32	42,23	
29	11	O ₂	2000	50,09	0	
30	11	O ₂	2000	50,09	0	0,0 ± 0,0
31	11	H ₂ O ₂	2000	50,09	0	
32	11	H ₂ O ₂	2000	50,09	0	0,0 ± 0,0

Fuente: autor

La evaluación del proceso foto catalítico se efectuó calculando el porcentaje de degradación (Ec 2), a partir de la concentración inicial.

$$\% Deg = \frac{50,67ppm - [Muestra]_{UV}}{50,67ppm} \times 100 \quad (Ec 2)$$

A partir de la Tabla 10 se construyó la Tabla 11 donde se promediaron cada una de las tres pruebas que se hicieron por cada pH y tipo de oxidante:

Tabla 11.

Porcentaje promedio de degradación del catecol por cada tipo oxidante y pH.

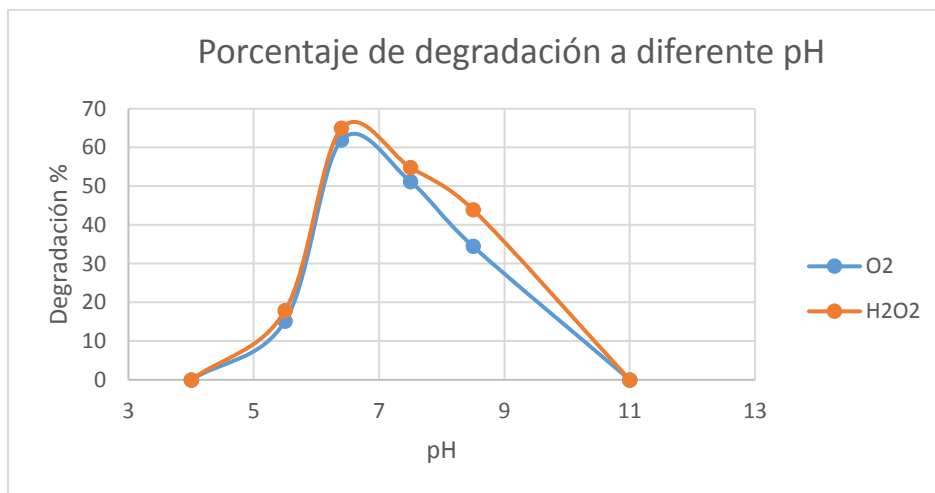
pH	O ₂ ± DS	H ₂ O ₂ ± DS
4	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
5,5	15,2 ± 2,4	17,9 ± 0,3
6,4	61,9 ± 1,2	65,0 ± 2,6
7,5	51,2 ± 1,5	54,8 ± 1,4
8,5	34,5 ± 2,5	43,9 ± 1,5
11	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0

Fuente: Autor

Con base en los datos de la Tabla 11 se elaboró la Figura 7 y la Figura 8, en donde se puede evidenciar el comportamiento del porcentaje de degradación con respecto al pH y la clase de oxidante empleado, en la Figura 7 se observa que se obtiene mayor porcentaje de degradación del catecol cuando se usa el peróxido de hidrogeno, en la Figura 8 se observa que se obtiene mayor porcentaje de degradación del catecol cuando se usa el pH de 6,4.

Figura 7.

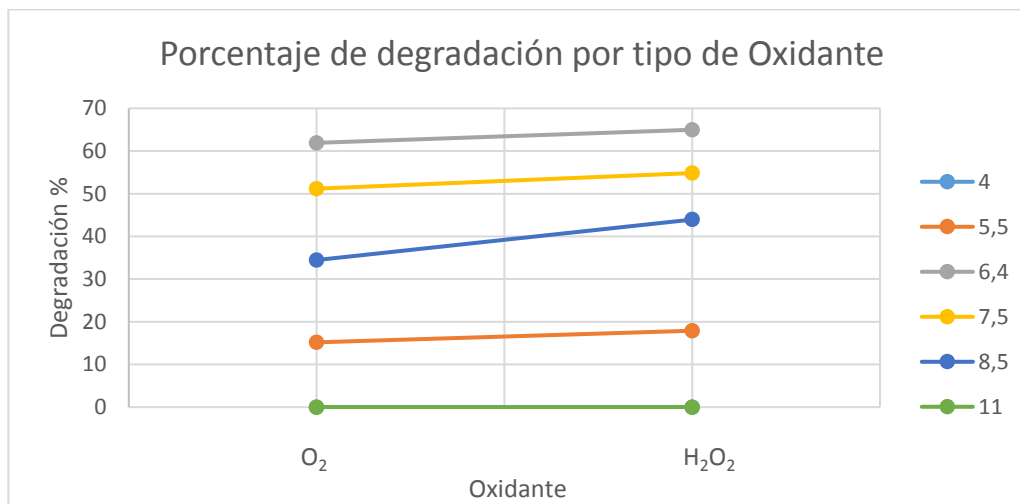
Porcentaje de degradación del catecol a diferente pH.



Fuente: El autor

Figura 8.

Porcentaje de degradación del catecol por tipo de oxidante.



Fuente: El autor.

Monitoreo y determinación de la inactivación microbiana

Medición por absorbancia

Se realizó la medición de absorbancia de cada una de las muestras tomadas del reactor en 625 nm y se registraron en la Tabla 12.

Tabla 12.

Medición de absorbancia para cada muestra.

	Tiempo en minutos	Absorbancia
t₀	0	0,05
t₁	30	0,2225
t₂	60	0,2218
t₃	90	0,2236
t₄	120	0,2276
t₅	150	0,2273

Fuente: autor

De acuerdo a las mediciones se observa que la absorbancia en el tiempo t_0 corresponde a la escala de McFarland la cual se realizó antes de empezar a recircular el agua simulada con la bacteria por el reactor, los valores de absorbancia entre el tiempo t_1 y t_6 no tienen un comportamiento o tendencia, esto debido a la interferencia generada por la turbidez como consecuencia de la presencia por arrastre del dióxido de titanio en solución (Armendáriz Ferrández, 2018).

Conteo de las unidades formadoras de colonia

El conteo de las unidades formadoras de colonia (UFC) se realizó en las cajas de Petri después de 24 h de cultivo, donde se hicieron entre dos a tres conteos de bacterias cada uno a un octavo de cada caja Petri como se ve en la Figura 9, luego se promedian los tres conteos y se

multiplican por ocho dando así el número de bacterias sobrevivientes de intervalo de tiempo, de acuerdo a la cantidad obtenida se usa la ecuación 4 para hallar el porcentaje de degradación en cada muestra, los resultados se observan en la Tabla 13.

$$\log(UFC) = \log_{10}\left(\frac{\text{Numero de bacterias sobrevivientes}}{\text{Dilución}}\right) \quad (\text{Ec 4})$$

Tabla 13.

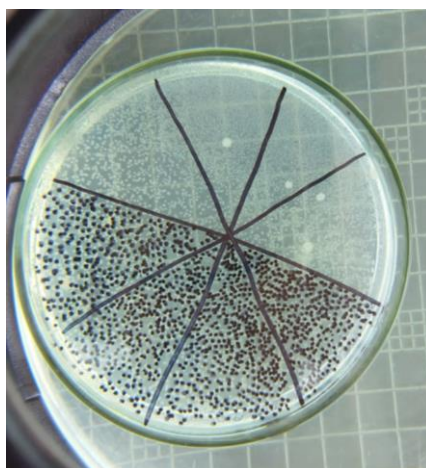
Resultado de cada conteo de las UFC a diferentes intervalos de tiempo y su respectiva degradación.

Tiempo en minutos	Dilución mL	Número de bacterias sobrevivientes	log (UFC) ± DS
0	10 ⁻²	4650	5,67 ± 0,000
30	10 ⁻²	2904	5,46 ± 0,008
60	10 ⁻²	2133	5,32 ± 0,090
90	10 ⁻²	1901	5,28 ± 0,028
120	10 ⁻²	1651	5,22 ± 0,016
150	10 ⁻²	1650	5,23 ± 0,027

Fuente: autor

Figura 9.

División caja petri para conteo de UFC.



Fuente: autor

El conteo de unidades formadoras de colonia al inicio del experimento se promedian en 4650 UFC y al final se obtiene un promedio de 1650 UFC con un porcentaje de degradación de 64,52 %, para calcular esta eficiencia se usó la ecuación 5 la cual se tomó como referencia de Ayala Botia & Vargas Buitrago, 2017.

$$\text{Eficiencia de degradación} = \frac{UFC_{inicial} - UFC_{final}}{UFC_{inicial}} \times 100 \quad (\text{Ec 5})$$

Helali et al., (2014) compara el efecto de la degradación del *E. coli* con distintos catalizadores usando un reactor que emplea la luz natural, encontrando al TiO₂ con composición 80% anatasa y 20% rutilo como el de mayor eficiencia de degradación en comparación con cada de uno de estos por separado.

Ayala Botia & Vargas Buitrago, (2017) evidencian una eficiencia de remoción del *E.coli* del 98.13 % al 99.99 % pero con diferencias sustanciales en el experimento en comparación al realizado en este documento, una de ellas fue el uso de una mezcla de TiO₂ con CuSO₄ como catalizador, por medio de un reactor que emplea luz artificial y 9 horas de duración del experimento.

Análisis de los Resultados

Análisis estadístico de los resultados degradación química del 1,2-dihidroxibenceno

El análisis estadístico se aplicó para los datos obtenidos en las pruebas de campo tabulados en la Tabla 10, se desea conocer la incidencia de las variables (pH y tipo de oxidante) en el porcentaje de degradación del catecol, para ello se usó el método de análisis de varianza multifactorial (ANOVA) con Excel, donde la hipótesis nula (H_0) se plantea como: no existe diferencia en el porcentaje de degradación del contaminante al variar el pH y el tipo de oxidante por separado y en interacción. La hipótesis alterna (H_1) se plantea como: existe diferencia significativa en el porcentaje de degradación del contaminante al variar el pH y el tipo de oxidante por separado y en interacción. Se toma como verdadera la hipótesis nula si la probabilidad es mayor a 0.05 (debido al límite de confianza de 95%) y la prueba F cumple $F_{\text{critico}} > F$, de lo contrario se toma como valida la hipótesis alternativa (Diaz Prada et al., 2017). Los resultados obtenidos mediante la aplicación del análisis de varianza multifactorial ANOVA se observan en la Tabla 14.

Tabla 14.

Resultado del análisis de variancia multifactorial.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Oxidante	0,00894601	1	0,008946007	40,18149	1,48978E-06	4,259677273
pH	2,22202088	5	0,444404177	1996,06619	1,31319E-30	2,620654148
Interacción	0,00904838	5	0,001809676	8,12825912	0,000132677	2,620654148
Error	0,00534336	24	0,00022264			
Total	2,24535863	35				

Fuente: el Autor.

Según los resultados obtenidos mediante la aplicación del análisis de varianza multifactorial se establece que la hipótesis alterna es verdadera para la variación de pH, oxidante e interacción entre ambas variables, es decir que se cumple lo siguiente:

- Existe diferencia significativa en el porcentaje de degradación del contaminante al variar el pH.
- Existe diferencia significativa en el porcentaje de degradación del contaminante al variar el tipo de oxidante.
- Existe diferencia significativa en el porcentaje de degradación del contaminante al variar el pH y el tipo de oxidante simultáneamente.

Para observar dichas diferencias se usó los datos de la Tabla 11 los cuales se representaron en la Figura 7 y Figura 8, en donde se concluye que cuando se efectúa el proceso de degradación a pH de 6,4 usando como agente oxidante el peróxido de hidrogeno, se obtiene el mayor porcentaje de degradación del catecol, ver Tabla 15.

Tabla 15.

Condiciones a las cuales se obtuvo el mayor porcentaje de degradación del 1,2-dihidroxibenceno.

Ensayo	pH	Tipo de Oxidante	Caudal L / min	% Promedio de Degradación 1,2-dihidroxibenceno
1	6,47	H ₂ O ₂	2	64,97

Fuente: autor

El resultado de mayor degradación se presentó a un pH de 6,4 lo cual es consecuente con lo mostrado por Pinedo Hernandez et al., (2017) en donde por medio de un reactor fotocatalítico

con lámparas ultravioleta y dióxido de titanio como catalizador, genera la degradación de mercurio presente en aguas resultantes de la exploración minera, obteniendo una degradación máxima del 77,87% a un pH de 6,98. Escorcia & Emiroflorez, (2013) determinaron que al usar un reactor fotocatalítico de placas planas se logró una degradación del 45,42% de la amoxicilina comercial a un pH de 6,02 y se concluyó que “a pH ácidos cercanos a neutro (5 – 7) se favorece la degradación de la amoxicilina, principalmente porque el compuesto hidrolizado que se presenta a estas condiciones es más fácil de degradar por su estructura química más sencilla” (Escorcia & Emiroflorez, 2013).

De acuerdo a los resultados obtenidos en la presente investigación, se concluye que, para obtener una mayor degradación del catecol, esta se debe efectuar a un pH ácido neutro lo que favorece que el compuesto se hidrolice generando una ruptura de la estructura aromática y en consecuencia el contaminante (Catecol) es más fácil de degradar.

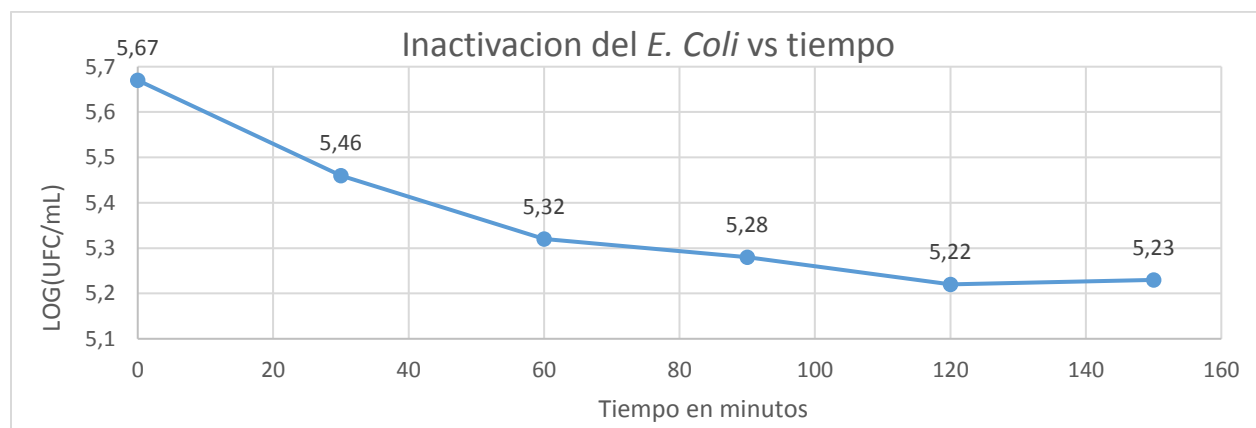
La mayor degradación se generó al usar peróxido de hidrogeno como agente oxidante, esto se debe a que el peróxido de hidrogeno a diferencia del oxígeno molecular produce con más facilidad y velocidad hidroxilos, los cuales oxidan los contaminantes que se encuentran absorbidos por el dióxido de titanio (Muñoz Flores & Palomino Mercado, 2019).

Análisis estadístico de los resultados de la inactivación microbiana del *E. Coli*

De acuerdo a los datos de la Tabla 13 se construye la Figura 10 y se observa que existe una degradación que tiende a disminuir a medida que el tiempo de recirculación aumenta.

Figura 10.

Disminución del número de bacterias sobrevivientes en el tiempo



Fuente: autor

Como se observa en la Figura 10 la cantidad de bacterias sobrevivientes se va reduciendo desde el inicio del experimento hasta los 120 minutos, generando inactivación microbiana parcial, al igual que los resultados obtenidos por Ayala Botia & Vargas Buitrago, (2017) en donde se obtiene una inactivación microbiológica progresiva y total al cabo de nueve horas de exposición ultravioleta proveniente de lámparas fluorescentes. Los resultados obtenidos en el intervalo de tiempo comprendido entre los 120 y 150 minutos marcan una ligera tendencia de inactivación de cerca del 64,52%; luego tiende a permanecer constante, esto se debe a la presencia de nubes o clima variable que se presentó durante el experimento; lo que disminuye la intensidad de la radiación solar UV incidente sobre el reactor al momento de la prueba.

Conclusiones

Se diseñó y construyó el reactor heliofotocatalítico de cilindro parabólico compuesto, el cual se empleó para llevar a cabo la degradación química del 1,2-dihidroxibenceno o catecol e inactivación microbiana del *E. Coli*. Este fue dotado de un tanque externo, una bomba para impulsar las aguas simuladas a un caudal constante de 2 L/min, se fabricó con tubos pyrex de borosilicato que integran el sistema de circulación. Se adaptó un sistema variable de inclinación el cual se fijó en 45° y tubos PVC recubiertos con aluminio para favorecer la incidencia y reflexión de los rayos UV sobre el fluido circulante dentro de los tubos pyrex de borosilicato.

Al variar el pH en un rango de 4 a 11 y el tipo de agente oxidante entre peróxido de hidrógeno y oxígeno molecular en el agua contaminada recirculada por el reactor heliofotocatalítico CPC, se pudo evidenciar que estos inciden directamente en el porcentaje de degradación química del 1,2-dihidroxibenceno o catecol. El mayor porcentaje de degradación fue del 64,97% a partir de una concentración de 50 ppm de catecol, este porcentaje se obtuvo en condiciones óptimas de pH 6,5 y peróxido de hidrogeno como agente oxidante, el estudio se llevó a cabo en Sogamoso y se realizó con un el índice de rayos UV de 7,13 en una escala de 1-11 siendo once muy extremo.

Los ensayos realizados en la inactivación microbiana demuestran que el número de bacterias sobrevivientes en el conteo disminuye a medida que pasa el tiempo en el proceso de recirculación por el reactor, lográndose una inactivación de cerca del 64,52% al cabo de dos horas y media de recirculación al interior del reactor, a partir de una cantidad de bacterias de 4650 UFC en una dilución de 10^{-2} mL. El estudio se llevó a cabo en Bogotá con índice de rayos UV entre 7-8 en una escala de 1-11 siendo once muy extremo.

El porcentaje de inactivación química fue de 64,97% y el porcentaje obtenido en la inactivación microbiana fue de 64,52 %. Esta similitud en los porcentajes de degradación se debió a que tanto la concentración del catalizador como los índices de radiación UV en los lugares donde se realizaron las pruebas fueron muy similares a pesar de que los sitios fueron distintos, la inactivación química se realizó en Sogamoso con un índice de radiación UV promedio de 7,13 y la inactivación microbiana se realizó en Bogotá con un índice de radiación UV promedio entre 7-8 ambos en una escala de 1-11 siendo 11 muy extremo. Lo anterior permite evidenciar que existe una degradación de ambos contaminantes al ser recirculados por el reactor.

Perspectivas

Es factible mejorar y complementar el reactor mediante la implementación de un sistema de filtración por membrana del agua recirculada con el fin de eliminar o reducir la turbidez del agua, la cual interfiere para poder realizar el monitoreo por espectrofotometría de la inactivación por microbiológica.

La presente investigación se puede complementar haciendo un estudio de la incidencia directa de la turbidez sobre la degradación del contaminante en el reactor diseñado, podría aumentar su eficiencia.

Los resultados obtenidos se pueden mejorar si se utiliza TiO_2 proveniente de la anatasa el cual por la configuración de su estructura cristalina tiene un mayor poder oxidativo para descomponer sustancias contaminantes que el empleado en el proyecto el cual fue el rutilo que en su momento era el único disponible en el mercado (Ayala Botia & Vargas Buitrago, 2017).

Se pueden explorar otras aplicaciones del reactor con el catalizador TiO_2 para degradar otro tipo de contaminantes presentes en aguas industriales como por ejemplo las aguas con residuos de TNT (2,4,6-trinitrotolueno), cromo hexavalente entre otros contaminantes.

Los resultados obtenidos en los experimentos realizados se vieron afectados por variaciones en las condiciones climáticas, las cuales incidieron en un mayor o menor tiempo de exposición del agua contaminada a los rayos UV ya que cada prueba se realizó en épocas diferentes del año y en diferentes lugares, siendo una en Sogamoso y otra en Bogotá presentando nubosidad variable en ambos lugares. De ser posible se recomienda hacerlo durante un tiempo de cuatro horas para ambos casos, en el mismo lugar y a la mayor intensidad de radiación ultravioleta natural posible.

Referencias

- Acra, A., Jurdi, M., Mu, H., Karahagopian, Y., & Raffoul, Z. (1990). *Water Disinfection by Solar Radiation: assessment and application*. International Development Research.
- Armendáriz Ferrández, N. (2018). *Diseño de un reactor fotocatalítico a escala semi- industrial para la regeneración de aguas residuales de salida de depuradora*. [Universidad Zaragoza]. <https://zaguan.unizar.es/record/112622/files/TAZ-TFG-2022-641.pdf>
- Ayala Botia, D. P., & Vargas Buitrago, M. A. (2017). *Evaluación del efecto de inactivación fotocatalítica de la mezcla TiO₂/CuOx sobre E. Coli en presencia de luz visible mediante un método de validación*. Fundación Universidad De América.
- Bäckvall, J.-E. (Ed.). (2010). *Modern Oxidation Methods* (2nd ed.). Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- Bingham, E., Cofrissen, B., & Powell, C. H. (2001). *Patty's Toxicology Volumen 1-9* (John Wiley & Sons (Ed.); Quinta).
- Blanco Gálvez, J. (2005). Capítulo 17. El reactor solar foto catalítico: estado del arte. En Curso: posibilidades para la provisión de agua segura usando nuevas tecnologías. Plataforma Solar de Almería. Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT). In *Solar Safe Water*.
https://www.psa.es/es/projects/solarsafewater/documents/libro/17_Capitulo_17.pdf
- Budavari, S., O'Neil, M., Smith, A., Heckelman, P., & Obenchain, J. (2013). *The Merck index : an encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals* (15th ed.). Cambridge, UK : Royal Society of Chemistry.

Byrne, J. A., Fernandez-Ibañez, P. A., Dunlop, P. S. M., Alrousan, D. M. A., & Hamilton, J. W.

J. (2011). Photocatalytic enhancement for solar disinfection of water: A review.

International Journal of Photoenergy, 2011. <https://doi.org/10.1155/2011/798051>

Carvajal Gómez, A. M., & Jimenez Coqueco, L. J. (2012). *Evaluación de la degradación por*

fotocatálisis heterogénea en un reactor artesanal y heliofotocatalítico del ácido 3,5 –

dinitrosalicílico. Universidad Tecnológica de Pereira.

Christoforidis, K. C., Louloudi, M., & Deligiannakis, Y. (2010). Complete dechlorination of

pentachlorophenol by a heterogeneous SiO₂-Fe-porphyrin catalyst. *Applied Catalysis B:*

Environmental, 95(3–4), 297–302. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2010.01.007>

Clasen, T. F., & Haller, L. (2008). Water Quality Interventions to Prevent Diarrhoea: Cost and

Cost-Effectiveness. *WHO*.

Diaz Prada, W. D., Cortes Hernández, H. F., & Rodríguez Espinosa, J. A. (2017). Degradación

fotocatalítica de la orto y meta-Nitroanilina en un reactor cilíndrico – parabólico compuesto.

Entre Ciencia e Ingeniería, 11(22), 95–100. <https://doi.org/10.31908/19098367.3554>

Escorcía, E., & Emiroflorez, E. (2013). *Degradación de Amoxiciliana Mediante Fotocatalisis*

Solar Heterogenea con TiO₂ Soportado.

Fernández-Ibañez, P. (2004). Propiedades coloidales de partículas de TiO₂: Aplicación al

tratamiento fotocatalítico solar de aguas. *Libro. Editorial CIEMAT, ISBN: 84-7834-467-5,*

1–293.

García-Gómez, C., Gortáres-Moroyoqui, P., & Drogui, P. (2011). Contaminantes emergentes :

efectos y tratamientos de remoción Emerging contaminants : effects and removal

treatments. *Revista Química Viva*, 10, 96–105.

Giannakis, S., Darakas, E., Escalas-Cañellas, A., & Pulgarin, C. (2015). Temperature-dependent change of light dose effects on *E. coli* inactivation during simulated solar treatment of secondary effluent. *Chemical Engineering Science*, 126, 483–487.

<https://doi.org/10.1016/j.ces.2014.12.045>

Gil, M. J., Soto, A. M., Usma, J. I., & Gutiérrez, O. D. (2012). Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Producción + Limpia*, 7(2), 52–73.

<http://www.scielo.org.co/pdf/pml/v7n2/v7n2a05.pdf>

Gogoi, A., Navgire, M., Sarma, K. C., & Gogoi, P. (2017). Fe₃O₄-CeO₂ metal oxide nanocomposite as a Fenton-like heterogeneous catalyst for degradation of catechol.

Chemical Engineering Journal, 311, 153–162. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.11.086>

Gómez Umaña, J. C., & Chacón Páez, L. F. (2014). *Degradación fotocatalítica homogénea y heterogénea de vapor condensado de cocción generado en el procesamiento de subproductos avícolas*. Universidad Libre.

Hansberg Torres, W. (2002). Biología de las especies de oxígeno reactivas. *Mensaje Bioquímico*.

Universidad Nacional Autónoma de México, 26, 19–54.

<http://laguna.fmedic.unam.mx/mensajebioquimico>

Helali, S., Polo-López, M. I., Fernández-Ibáñez, P., Ohtani, B., Amano, F., Malato, S., & Guillard, C. (2014). Solar photocatalysis: A green technology for *E. coli* contaminated water disinfection. Effect of concentration and different types of suspended catalyst.

Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, 276, 31–40.

<https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2013.11.011>

- IDEAM. (2014). *Estudio nacional del agua*. República de Colombia, Ministerio del Medio ambiente.
- http://www.engr.colostate.edu/~neilg/ce_old/projects/Colombia/Colombia/cd1_files/spanish/12_ena_IDEAM_study.pdf
- Joyce, T. M., McGuigan, K. G., Elmore-Meegan, M., & Conroy, R. M. (1996). Inactivation of fecal bacteria in drinking water by solar heating. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(2), 399–402. <https://doi.org/10.1128/aem.62.2.399-402.1996>
- Kermani, M., Kakavandi, B., Farzadkia, M., Esrafil, A., Jokandan, S. F., & Shahsavani, A. (2018). Catalytic ozonation of high concentrations of catechol over TiO₂@Fe₃O₄ magnetic core-shell nanocatalyst: Optimization, toxicity and degradation pathway studies. *Journal of Cleaner Production*, 192, 597–607. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.274>
- Klavarioti, M., Mantzavinos, D., & Kassinos, D. (2009). Removal of residual pharmaceuticals from aqueous systems by advanced oxidation processes. *Environment International*, 35(2), 402–417. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.07.009>
- Lofrano, G., Rizzo, L., Grassi, M., & Belgiorno, V. (2009). Advanced oxidation of catechol: A comparison among photocatalysis, Fenton and photo-Fenton processes. *Desalination*, 249(2), 878–883. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.02.068>
- López Niño, D. A. (2022). *Diseño de un reactor fotocatalítico (UV-A) para el estudio de la degradación química de 1,2-dihidroxibenceno e inactivación de E. coli en aguas simuladas*. I. Universidad Nacional Abierta y a Distancia Escuela.
- Maroga Mboula, V., Héquet, V., Gru, Y., Colin, R., & Andrès, Y. (2012). Assessment of the efficiency of photocatalysis on tetracycline biodegradation. *Journal of Hazardous*

Materials, 209–210, 355–364. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.01.032>

Martínez Castillo, C. (2020). *Diseño de un reactor fotocatalítico para la degradación de contaminantes emergentes presentes en el efluente de una Estación Depuradora de Aguas Residuales*. Universitat Jaume I.

Miklos, D. B., Remy, C., Jekel, M., Linden, K. G., Drewes, J. E., & Hübner, U. (2018). Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment – A critical review. *Water Research*, 139, 118–131. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.042>

Muñoz Flores, Y. Y., & Palomino Mercado, S. E. (2019). *Influencia de la concentración del TiO_2 y tiempo de tratamiento en la degradación de las aguas residuales de camal por fotocátalisis heterogénea* (Vol. 1) [Universidad Nacional del Centro del Perú]. <http://repositorio.uncp.edu.pe/handle/20.500.12894/5054>

National Center for Biotechnology Information. (2022). *PubChem Compound Summary for CID 289*. Catechol. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Catechol>.

Oturan, M. A., & Aaron, J. J. (2014). Advanced oxidation processes in water/wastewater treatment: Principles and applications. A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44(23), 2577–2641. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.829765>

Pinedo Hernandez, J. J., Marrugo, S. M., Enamorado-Montes, G. H., Urango Cardenas, I. D., & MarrugoNegrete, J. L. (2017). Optimización del pH y la concentración de TiO_2 para la remoción de mercurio en un sistema fotocatalítico de recirculación iluminado con lámparas UV. *Ingeniería y Desarrollo*, 35(2). https://search.proquest.com/docview/1926776967?accountid=136844%0Ahttp://link.periodicos.capes.gov.br/sfxlcl41?url_ver=Z39.88-

2004&rft_val_fmt=info:ofi/fmt:kev:mtx:journal&genre=article&sid=ProQ:ProQ%3Aelectr
onicscomms&atitle=Optimizaci3n+del+pH+y+la+conc

POWER / Data Access Viewer. (n.d.). Retrieved June 10, 2023, from

<https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/>

Rauf, M. A., & Ashraf, S. S. (2009). Fundamental principles and application of heterogeneous photocatalytic degradation of dyes in solution. *Chemical Engineering Journal*, *151*(1–3), 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.02.026>

Resoluci3n 0631, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible 305 (2015).

<https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/11/resolucion-631-de-2015.pdf>

Richards, R. (Ed.). (2006). *Surface and Nanomolecular Catalysis* (1st Editio). CRC Press.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1201/9781420015751>

Robertson, J. M. C., Robertson, P. K. J., & Lawton, L. A. (2005). A comparison of the effectiveness of TiO₂ photocatalysis and UVA photolysis for the destruction of three pathogenic micro-organisms. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, *175*(1), 51–56. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2005.04.033>

Rodr3guez Narv3ez, D. L. (2019). *Evaluaci3n de la toxicidad residual en el tratamiento de contaminantes emergentes presentes en aguas residuales y su posible impacto en los ecosistemas*. Pontificia Universidad Javeriana.

Sanchez Macha, Y. Y. (2016). *Eficiencia de fotoc3t3lisis homog3nea en la remoci3n de materia org3nica de las aguas residuales del frigor3fico c3rnicos del centro S.A.C. FRICACEN distrito de concepci3n - Jun3n 2016*. Universidad Alas Peruanas.

- Sandoval, J. A., Morales-Granados, M. A., & Rubio, D. (2020). Breve revisión del uso de microalgas para la remoción de contaminantes emergentes en aguas residuales. *Gest. Ambient*, 23(1), 127–137. <https://doi.org/https://doi.org/10.15446/ga.v23n1.84034>
- Tejada, C., Quiñonez, E., & Peña, M. (2014). Contaminantes emergentes en aguas: metabolitos de fármacos. una revisión. *Universidad Militar Nueva Granada*, 80–101.
- Tipaz Tipaz, E. A., & Morales Gómez, Y. (2012). *Comparación entre fotocatalisis con TiO2 y foto-Fenton para la degradación del Fenol en un reactor solar de placa plana*. Universidad del Valle.
- Ungría Castillo, A. (2016). *Regeneración de aguas depuradas mediante fotocatalisis heterogénea con dióxido de titanio: Análisis de variables influyentes*. Universidad Zaragoza.
- Valdivielso-Ramos, M., & Herranz, J. M. (2010). Actualización en fotoprotección infantil. *Anales de Pediatría*, 72(4). <https://doi.org/10.1016/j.anpedi.2009.06.013>
- van Grieken, R., Marugán, J., Pablos, C., Furones, L., & López, A. (2010). Comparison between the photocatalytic inactivation of Gram-positive *E. faecalis* and Gram-negative *E. coli* faecal contamination indicator microorganisms. *Applied Catalysis B: Environmental*, 100(1–2), 212–220. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2010.07.034>