

Innovación en tecnologías en plantas de tratamiento de agua residual para la eliminación de antibióticos, bacterias resistentes y genes de resistencia antibiótica: una revisión

Maria Camila Zapata-Zúñiga*¹, Miguel Angel Parra-Pérez¹, Nidia Isabel Molina-Gómez¹, Johan Alexander Álvarez-Berrio¹

¹ Departamento de Ingenierías, Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás. Dirección. Carrera 9 #51-11. Bogotá, Colombia.

ABSTRACT:

The excessive use of antibiotics has given way to their presence in wastewater and aquatic ecosystems, causing alterations in these and affecting public health by the proliferation of antibiotic resistant bacteria (ARB) and their antibiotic resistance genes (ARG). One way to reduce these negative impacts is by improving urban wastewater treatment. This review presents 46 research out of 10 antibiotic elimination technologies, ARBs and ARGs after a systematic review of the subject, in order to evaluate the elimination efficiency of each, as well as the influence of the countries where they have been implemented and thus mitigate the risk of exposure in water sources. As a result, it was obtained that the photo-fenton treatments and the electrochemistry are the ones that obtain greater efficiencies of elimination of antibiotics; however, for the microbial agents ARB and ARG, the gamma radiation and the photocatalysis with TiO₂ and UV turned out to be superior by their percentages of removal corresponding to 99.9%. It was found that China is the country with more scientific research conducted on the subject, an aspect that can be correlated with the health effects faced by the population of this country, being one of the largest consumers of antibiotics in the world, followed by publications Colombia that stands out for its studies on the efficiency of electrochemistry.

RESUMEN:

El uso excesivo de los antibióticos ha dado paso a su presencia en las aguas residuales y ecosistemas acuáticos, ocasionando alteraciones en estos y afectando la salud pública por la proliferación de bacterias resistentes a los antibióticos (BRA) y sus genes de resistencia antibiótica (GRA). Una forma de reducir estos impactos negativos es mediante el mejoramiento del tratamiento de las aguas residuales urbanas. Esta

revisión expone 46 investigaciones sobre 10 tecnologías para la eliminación de los antibióticos, BRA y GRA después de realizar una revisión sistemática del tema, con el fin de evaluar la eficiencia de eliminación de cada una, así como la influencia de los países donde se han implementado y de esta manera mitigar el riesgo de exposición en fuentes hídricas. Como resultado, se obtuvo que los tratamientos de foto-fenton y la electroquímica son los que obtienen mayores eficiencias de eliminación de antibióticos; sin embargo, para los agentes microbianos BRA y GRA, la radiación gamma y la fotocatálisis con TiO_2 y UV resultaron ser superiores por sus porcentajes de remoción correspondientes a 99.9%. Se encontró que China es el país con más investigaciones científicas realizadas frente al tema, aspecto que se puede correlacionar con las afectaciones a la salud que enfrentan los habitantes de este país, siendo uno de los mayores consumidores de antibióticos en el mundo; le sigue en materia de publicaciones Colombia que resalta por sus estudios sobre la eficiencia de la electroquímica.

1. Introducción

La preocupación por la presencia de contaminantes emergentes en las aguas residuales ha aumentado en los últimos años, debido a las potenciales consecuencias desfavorables a la salud humana; dentro de estos se presentan varias clasificaciones, siendo una de ellas los productos farmacéuticos que comprende antibióticos, analgésicos, antidepresivos, entre otros [1]. Los antibióticos, son compuestos usados en humanos y animales para tratar enfermedades infecciosas; sin embargo, en las últimas décadas estos compuestos han sido usados de forma excesiva, aumentando su presencia en las aguas residuales, con las consecuentes alteraciones al medio acuático, riesgos para la salud humana, efectos genotóxicos y el desarrollo y proliferación de bacterias resistentes a los antibióticos (BRA) que son microorganismos que resisten los efectos de los mismos y sus genes de resistencia a los antibióticos (GRA) que se pueden transferir de una bacteria a otra y contienen la codificación genética que las hace resistentes [2]. Al respecto, la Organización Mundial de la Salud (OMS) ha clasificado la resistencia bacteriana generada como emergencia mundial [3], pues dentro de los problemas de salud pública que ocasiona, se encuentra la reducción de la eficacia de los tratamientos médicos contra enfermedades, el aumento de la morbilidad y mortalidad que se ve reflejado en 25,000 muertes anuales en Europa y 19,000 en Estados Unidos, así como el incremento de los costos por atención médica y el tiempo de tratamiento requerido [4].

Dentro de los países con mayor tasa de consumo de antibióticos se encuentran Turquía, Túnez y España, con una dosis diaria definida (DDD) por cada 1000 habitantes de 48.1, 47.8 y 40.1 respectivamente [5], así como China quien también se posiciona como el mayor productor de antibióticos, pues en el 2013

usó alrededor de 162,000 toneladas de los mismos [6]. Por su parte, países latinoamericanos como Brasil, Cuba, Ecuador, Uruguay, Venezuela, República Dominicana, México, Perú y Colombia, presentan un consumo inferior a 20 DDD por cada 1000 habitantes, este valor se encuentra por debajo del 50% en comparación a los valores registrados por los países de Europa y África anteriormente mencionados. Colombia tiene una tasa media de 8.1 DDD por 1000 habitantes [4]; considerando que en prescripciones ambulatorias y tratamientos de alta complejidad, se tienen dosis de 1.58 y 22.5 [7, 8]. No obstante, el 34.6% de las recetas de antibióticos, corresponde a un uso inadecuado, contribuyendo a la problemática descrita anteriormente [9].

Es importante resaltar que una vez se ingieren los antibióticos por prescripción médica, son eliminados a través de la orina y las heces humanas, alcanzando los cuerpos de agua, aunque es posible que lleguen a ellos por simple contacto con el ambiente, lo que genera su presencia en las aguas residuales [6]. En este recurso es posible la transferencia de GRA (causantes de la resistencia a los antibióticos), debido al depósito de diferentes bacterias que almacenan genes de resistencia y otras que provienen de distintos afluentes como los de las aguas residuales urbanas y la ganadería [10]. Se ha encontrado en las heces humanas la presencia de antibióticos β -lactámicos y sulfonamidas con valores de 10.86 $\mu\text{g/kg}$ y 8.2 $\mu\text{g/kg}$, respectivamente [6].

Por lo anterior, el tratamiento de las aguas residuales es un factor determinante en la distribución de estos contaminantes emergentes, que en términos globales incluye para las aguas urbanas domésticas sistemas de tratamiento centralizados fundamentados en tratamientos de orden primario y en algunos casos, secundario. De acuerdo al indicador global de tratamiento de las aguas residuales, desarrollado en 2017 por integrantes de la Universidad Yale y del Instituto de la Tierra de la Universidad Columbia, los niveles de tratamiento de aguas más altos se centran en Europa y los más bajos corresponden a América Latina y el Caribe, África subsahariana y Asia meridional [11].

Como resultado de los bajos niveles de tratamiento se encuentra que en Nuevo México, Estados Unidos y České Budějovice, República Checa, se hallaron concentraciones de antibióticos como norfloxacina, ciprofloxacina y sulfametoxazol en el efluente de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), ya que en esta se elimina únicamente entre 40 y 86% de los antibióticos en el caso de České Budějovice, y del 20 al 77% en Nuevo México [12,13]. Adicionalmente en Sfax, Túnez (considerado el segundo país que más consume antibióticos [5]) se encontró la presencia de 13 antibióticos tanto en el

afluente como en el efluente, pues la mayor eliminación que se obtuvo en la planta fue del 88% para trimetoprima y la menor de 33% para sulfapiridina [14]. En América Latina, se encuentra la presencia de azitromicina, ciprofloxacina, claritromicina, norfloxacina y sulfametoxazol en afluentes y efluentes de dos PTAR, una en Medellín y otra en Bogotá, Colombia [15].

A pesar de la información disponible y técnicas desarrolladas, no se encontró entre las referencias consultadas un estudio que incluya la eliminación de los antibióticos, BRA y GRA de forma paralela. Es por esto y, dada la necesidad de mitigar el riesgo de exposición en fuentes hídricas que se realiza esta revisión a partir del análisis de 10 tecnologías utilizadas en diferentes países para la eliminación de los antibióticos, BRA y GRA, cada una con sus respectivas modificaciones, innovando sobre los procesos convencionales para obtener mejores eficiencias. Dentro de las 10 tecnologías se encuentran 8 procesos de oxidación avanzada, biorreactor de membrana y adsorción con carbón activado. En el desarrollo de esta revisión se analizó la eficiencia de eliminación de cada tecnología de acuerdo con las investigaciones desarrolladas en las mismas, así como la influencia de los países donde se han implementado.

2. Materiales y métodos

Este documento, realiza una revisión sistemática de las tecnologías aplicadas alrededor del mundo para la eliminación de los antibióticos de las aguas residuales junto a las bacterias resistentes y sus genes. Esto, mediante la búsqueda de artículos de investigación y revisión en los cuales se identificaron los temas más amplios y relevantes de la problemática, para así comprender su alcance y la importancia de su manejo.

Una vez identificadas las tecnologías de eliminación se realizó su búsqueda considerando, en cada caso, las siguientes palabras clave: “degradation of antibiotics by ozone”, “elimination of antibiotic resistance genes by ozone”, “elimination of bacteria resistant to antibiotics by ozone”. La búsqueda se realizó en las bases de datos ScienceDirect y Scopus teniendo en cuenta únicamente investigaciones experimentales (no revisiones de literatura), en las que se evidenciara la eliminación de cada contaminante y que estuvieran en un rango entre los años 2006 y 2019; esto considerando la constante actualización de las tecnologías. Además, con el fin de hacer una comparación entre las mejores metodologías en términos de depuración de los contaminantes de estudio, se seleccionaron las investigaciones que presentan las mayores tasas de eliminación (> 70%); sin embargo, también se presentan unos pocos resultados con una menor eficiencia por la implementación de las metodologías convencionales (sin variaciones ni

complementarios), esto con el fin de evidenciar la mejora considerable de esta variable, por medio de la innovación de los procesos. En el transcurso de la revisión sistemática, se extrajeron 46 investigaciones de 65 examinadas. No obstante, los artículos de revisión, así como otros documentos, fueron considerados y utilizados para la discusión de los resultados obtenidos.

Toda la información se registró en una base que contempló los siguientes campos: título del artículo, autor(es), año de publicación, revista, país, tipo de investigación, objetivo del mismo, lugar donde fue desarrollado, metodología implementada y finalmente sus resultados y discusión. Por último, se realiza un análisis cuantitativo de la información de acuerdo con la cantidad de publicaciones por país y la eficiencia de cada tecnología en la remoción de los contaminantes.

3. Procesos de oxidación avanzada

Los procesos de oxidación avanzada (OA) además de remover otros compuestos, facilitan la remoción de los antibióticos de las aguas residuales. Estos proporcionan una alta eficiencia por los potenciales elevados de oxidación, que desestabilizan ciertos enlaces generando materiales menos nocivos. Dentro de estos procesos se encuentra la ozonización, oxidación fenton, fotocátalisis, electrólisis, electroquímica, radiación UV y radiación gamma. A continuación se presenta una breve descripción en cada caso.

3.1. Ozonización

La ozonización pertenece a las tecnologías de OA dentro de los procesos no fotoquímicos, y se utiliza en las aguas residuales para oxidar los contaminantes [16]. El enfoque en la eliminación de los antibióticos con uso de esta tecnología empezó en el año 2005. De acuerdo con la revisión realizada, esta tecnología presenta eficiencias superiores al 84%, además se evidencia el interés de países como Alemania por eliminar de las aguas, los genes de resistencia antibiótica, pues estos se transmiten horizontalmente de unas bacterias a otras, aumentando la problemática de salud pública. La tabla 1 presenta los resultados de investigaciones realizadas en 3 países diferentes, donde los contaminantes objetivo son principalmente los GRA y algunos antibióticos.

Tabla 1 Resultados del tratamiento con ozono.

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
Portugal	Ampicilina, Azitromicina, Claritromicina, Eritromicina, Ofloxacina, Sulfametoxazol, Tetraciclina, Trimetoprima	Aguas residuales urbanas	>84%	Ozonización operada en modo continuo a diferentes tiempos de retención hidráulica	[17]
China	Genes de resistencia antibiótica <i>sul1</i> , <i>tet G</i> e <i>intl1</i>	Aguas residuales municipales	91.4%	Ozonización en la torre de reacción de contacto con ozono	[18]
Alemania	Genes de resistencia <i>tetA</i> , <i>tetM</i> , <i>tetO</i> , <i>tetQ</i> , <i>tetW</i> <i>sull</i> y <i>sulll</i>	Aguas residuales	99%	El sistema de ozono WEDECO, tipo GSO. Comprende dos columnas de burbujas que operan en flujo paralelo.	[19]
Alemania	<i>Escherichia coli</i> y <i>Enterococcus faecium</i> portadores de GRA	Agua potable	99%	Experimentos discontinuos en recipientes de vidrio de 250 ml llenos de agua potable. La solución madre de ozono se preparó rociando gas ozono a través de una columna de reactor enfriada (5°C) llena de agua ultra pura.	[20]
Alemania	<i>Escherichia coli</i> , <i>Enterococcus faecium</i> , <i>Enterococcus faecalis</i> y <i>Estafilococos</i>	Aguas residuales	3.7 log	El ozono molecular se desintegra en tres fases y se disuelve en agua.	[21]

El sistema WEDECO es implementado para la alta producción de oxígeno de forma continua mediante un bajo consumo energético. Adicionalmente, se presentan eficiencias de eliminación en unidades logarítmicas (log), donde 3.7 log equivale a una reducción superior al 99.9%.

3.2. Fenton

Este proceso de OA se realiza mediante el uso del peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y un metal de transición como catalizador, generando reacciones en cadena que permiten consumir el peróxido de hidrógeno y se produce un radical hidroxilo, capaz de eliminar las sustancias de forma rápida [22]; adicionalmente una de sus ventajas es la fácil utilización, el bajo costo de sus insumos y que no representa una amenaza para el ambiente [23]. Este proceso ha sido implementado desde 1984 con más de 344 publicaciones a la fecha en donde en 2019 se ha publicado el 21%.

La oxidación fenton alcanza mejores resultados de eliminación cuando se complementa con otros métodos (ver tabla 2). No obstante, las mejores eficiencias se obtienen implementando foto-fenton en la solución con antibióticos, pues alcanza mejores resultados en menor tiempo, traducándose esto en mayor eficiencia dentro de una PTAR, por la posibilidad de tratar un caudal alto en corto plazo.

Tabla 2 Resultados del tratamiento con fenton.

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
Suiza	Azitromicina, ciprofloxacina, claritromicina, metronidazol, norfloxacina, ofloxacina, sulfametoxazol y trimetoprima	Efluente PTAR	100% para todos los antibióticos exceptuando claritromicina con 91%	Tratamiento foto-fenton durante 30 min	[24]
China	Eritromicina y genes de resistencia <i>ermG</i> , <i>ermC</i> y <i>ermB</i>	Aguas residuales	88.73% eritromicina 63.5% <i>ermG</i> 77.6% <i>ermC</i> 100% <i>ermB</i>	Sistema electro-fenton con agitación durante 48 h.	[25]
China	Tetraciclina, tilosina y sulfaquinoxalide	Solución mixta con 10 mg/L de cada antibiótico	100%	Sistema microbiano electro-fenton catalizado con nanopartículas de hexaferrita de estroncio tipo M. Los resultados plasmados fueron tras 24 horas de tratamiento	[26]

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
India	Amoxicilina	Solución sintética de amoxicilina	100%	Tratamiento foto-fenton durante 3.5 minutos.	[27]
Brasil	Norfloxacin	Solución de norfloxacin 15 mg/L	60%	Tratamiento oxidación fenton durante 60 minutos	[28]

3.3. Fotocatálisis

La oxidación fotocatalítica o fotocatálisis ha sido objeto de más de 654 trabajos de investigación en las últimas décadas, aumentando exponencialmente en el año 2014 según el análisis de Scopus. El dióxido de titanio (TiO₂) es el fotocatalizador más investigado y probado durante los estudios realizados con este tratamiento [29]. Se resalta que a pesar de ser considerado un tratamiento prometedor, los resultados de las investigaciones registradas, no muestran altas eficiencias de eliminación para algunos antibióticos como eritromicina y claritromicina (ver tabla 3); lo mismo sucede para *Escherichia coli* HB101. Sin embargo, se resalta que en China la implementación de la fotocatálisis para la eliminación de BRA y GRA, establece importantes resultados, donde se encontró una eficiencia de remoción del 99% para los genes *amp C*, *mec A*, y las bacterias *Staphylococcus*, *Pseudomonas aeruginosa*.

Tabla 3 Resultados del tratamiento con fotocatálisis.

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
China	Bacterias resistentes <i>Staphylococcus</i> y <i>Pseudomonas aeruginosa</i> y genes resistentes <i>mec A</i> y <i>amp C</i>	Solución preparada con las bacterias	4.7 log <i>amp C</i> 5.8 log <i>mec A</i> 4.5 log <i>Staphylococcus</i> 5.8 log <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Tratamiento con TiO ₂ /UV	[30]
Brasil	Sulfametoxazol	Solución sulfametoxazol	97%	Fotocatálisis heterogénea usando heterounión entre TiO ₂ y CeO ₂	[31]

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
Chipre	Sulfametoxazol, eritromicina y claritromicina	Aguas residuales urbanas	87%, 84% y 86% respectivamente	Se utilizó un simulador solar a escala de laboratorio y para el tratamiento fotocatalítico con TiO ₂ -rGO.	[32]
China	<i>Escherichia coli</i> HB101, HB10663, HB10667	Aguas residuales	12.2%, 59.1%, 43.4% respectivamente.	Inactivación por medio de fotocatalisis.	[33]
Brasil	Bacterias resistentes <i>Pseudomonas aeruginosa</i> y <i>Bacillus subtilis</i>	Solución con cepas bacterianas	100%	Inactivación tratamiento fotocatalítico UVA/TiO ₂ P25	[34]

3.4. Electrólisis

La electrólisis consiste en la descomposición de una sustancia por medio de electricidad. En este proceso se utiliza una fuente encargada del suministro de energía, un electrolito para conducirla, un ánodo que pierde electrones y finalmente un cátodo que los captura [35]. De esta tecnología se registraron aproximadamente 89 estudios que datan a partir del año 2009, de los cuales se examinan 4 y se consigna la información de los resultados en la tabla 4. Estos resultados muestran altas eficiencias de eliminación, un 90% para la clortetraciclina y 99.9% para tetraciclina. Sin embargo, ningún estudio presenta resultados frente a la eliminación de BRA y GRA.

Tabla 4 Resultados del tratamiento con electrólisis.

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
China	Clortetraciclina	Aguas residuales	90%	Experimentos por lotes y nano material de micro-electrólisis con carga de cobre.	[36]
Irán	Ciprofloxacina	Soluciones acuosas	95.5%	Eliminación de Ciprofloxacina de soluciones acuosas usando un reactor de carbón de microelectrólisis semi-fluido.	[37]

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
China	Clortetraciclina	Soluciones acuosas	99.1%	Eliminación de clortetraciclina con material de nano-electrólisis con dosificación de cobre de carga	[38]
China	Tetraciclina	Lodo residual	99.9%	Eliminación Tetraciclina por medio de una carga catalítica de microelectrólisis a una temperatura de sinterización de 1050 ° C, y la ración en masa para lodo: arcilla: polvo de Fe de 3: 2: 2. Resultados obtenidos en 2.5 horas.	[39]

3.5. Ultrasonido

En la implementación del ultrasonido, la degradación de los contaminantes es realizada por la cavitación acústica. En este fenómeno se forman microburbujas llenas de gas o vapor por ondas acústicas que se introducen en un cuerpo líquido. Dentro de las ventajas de este método, se encuentra el tratamiento en condiciones ambientales de temperatura y presión, además de no requerir agentes oxidantes; sin embargo, sus costos energéticos para creación de ondas son altos [40], razón por la cual este tratamiento es poco usado durante la eliminación de los antibióticos. Fue implementado a partir del 2001 y su uso creció hasta el 2018 con una disminución de publicaciones. Sin embargo, de las publicaciones existentes se seleccionaron 2 por su pertinencia con el tema a investigar. Sus resultados se encuentran en la tabla 5 y muestran una eliminación superior al 90% con la utilización del método. No es consecuente generalizar estos resultados, ya que la cantidad de estudios que proporcionan información sobre el uso del método es limitada.

Tabla 5 Resultados del tratamiento con ultrasonido.

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
Colombia	Oxacilina	Aguas residuales farmacéuticas simuladas	99.9%	Se aplicó ultrasonido de alta frecuencia al agua que contiene el antibiótico.	[41]

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
Korea	Tetraciclina	Solución de tetraciclina	90.7%	Se depositaron trozos de la esponja de nanotubos de carbono preparada con Ag_3PO_4 en un vaso con la solución. Se dispersó el ferroceno (catalizador) por medio de ultrasonido y se irradió con luz visible. El resultado obtenido fue con un espacio de banda de los fotocatalizadores de 1.98 eV	[42]

3.6. Electroquímica

Este proceso consiste en la implementación de electrodos y electrolitos que permiten la ejecución del proceso electroquímico, donde se generan oxiradicales capaces de oxidar los contaminantes, produciendo CO_2 y H_2O [43]. Este método ha sido ampliamente documentado desde el año 1978, con un crecimiento exponencial en los últimos 5 años que deja un total de 266 estudios. De las últimas investigaciones realizadas se seleccionaron 5 estudios (ver tabla 6). De acuerdo con los resultados, el método más utilizado y en el que se obtienen eficiencias de eliminación superiores al 90% es la oxidación anódica en una celda electroquímica. Este método permite la degradación de los antibióticos de forma directa e indirecta; sin embargo, un común denominador de las investigaciones es que la mayor degradación se obtuvo de forma indirecta. Esto gracias a la formación de agentes oxidativos durante el tratamiento, como lo es el cloro activo electrogenerado, que disminuye en el tiempo de acción, permitiendo el tratamiento de un mayor caudal en menor tiempo. Adicionalmente, en presencia de iones de cloruro y pH básicos se obtienen las mejores eficiencias de eliminación.

Tabla 6 Resultados del tratamiento con electroquímica.

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
Colombia	Oxacilina, Cloxacilina, Dicloxacilina y bacteria resistente <i>Staphylococcus</i>	Soluciones de antibióticos preparadas con agua desionizada	100% de los compuestos y resistencia bacteriana	Oxidación anódica con Ti/IrO_2 como ánodo y zirconio de 10 cm como cátodo. Los resultados fueron obtenidos tras 5 minutos de tratamiento, por oxidación	[44]

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
				indirecta gracias a especies reactivas de cloro generadas por la electroquímica en la superficie del ánodo	
China	Tetraciclina	Solución preparada con agua desionizada y clorhidrato de tetraciclina	>90%	Oxidación anódica en celda electroquímica usando como ánodo Ti/RuO ₂ -IrO ₂ . Los resultados fueron obtenidos en 60 min	[45]
Colombia	Norfloxacin	Agua de mar	100% en 20 min	Oxidación anódica en celda electroquímica con Ti/IrO ₂ como ánodo en presencia de NaCl.	[46]
		Aguas residuales municipales	100% en 120 min		
México	Amoxicilina	Aguas residuales	>80%	Formación de flóculos en celda electroquímica usando Fe como ánodo. El mejor resultado fue obtenido en 4 horas.	[47]
Colombia	Cefalexina (CPX), Cefadroxilo (CPD), Cloxacilina (CLO), Oxacilina (OXA), Ciprofloxacina (CIP), Norfloxacin (NOR)	Soluciones preparadas con agua destilada	100% para CIP, NOR, CLO y OXA >90% para CPX y CPD	Oxidación anódica con Ti/IrO ₂ como ánodo y Zr como cátodo. Los resultados fueron obtenidos tras 20 min de tratamiento.	[48]

3.7. Radiación UV

La radiación ultravioleta ha sido utilizada en los últimos años para la eliminación de contaminantes dada su gran efectividad. Ahora bien, la eliminación de los antibióticos por este método es pertinente, teniendo en cuenta que son fotoactivos, lo que indica que están dispuestos a absorber la luz, causando transformaciones en su estructura [24]. A la fecha, se registran alrededor de 289 investigaciones relacionadas con este método. En la tabla 7 se presentan los resultados obtenidos durante 6 investigaciones realizadas en 3 países en los años 2015, 2016 y 2019. En estos estudios se tiene diversidad en los contaminantes a tratar, con 9 genes de resistencia, 3 bacterias resistentes y 10 antibióticos. Sus resultados muestran mayor eficiencia cuando es complementado con otros métodos como oxidación con

peroximonosulfato (PSM) y cloración. Sin embargo, no funciona de manera igual y generalizada para todos los tipos de antibióticos, BRA y GRA; haciendo necesaria la identificación previa de los contaminantes a tratar.

Tabla 7 Resultados del tratamiento con radiación UV.

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
España	Genes de resistencia <i>sul1</i> , <i>blaTem</i> y <i>blactx-M-1</i>	Aguas residuales humanas y animales	2 log	Lámpara germicida de 8W con un calentamiento previo de 15 min. Los resultados fueron obtenidos al pasar 10 min	[49]
China	Bacteria resistente HLS-6 y genes de resistencia <i>sul1</i> y <i>int11</i>	Soluciones preparadas con los contaminantes	5.3 log HLS-6 2.9 log <i>sul1</i> 3.4 log <i>int11</i>	Tratamiento UVC/PMS	[50]
China	Genes de resistencia antibiótica <i>sul1</i> , <i>tetG</i> , <i>int11</i>	Aguas residuales municipales	91.4%	Irradiación UV con dosis de 12,477 mJ / cm ²	[18]
España	Azidotimidina, claritromicina, ciprofloxacina, ofloxacina, sulfametoazol, sulfadiazina, sulfapiridina, trimetoprima, metronidazol, clindamicina	Efluente aguas residuales	48% SMX, 95% SFD, 72% SFP, 92% MTZ, 95% CLI, 20% AZT, <10% CLAR, <10% OFX, <5% TMP	Tratamiento UVC/Fe(II)/PMS	[51]
	Genes de resistencia 16S, <i>blaOXA-A</i> , <i>blaTEM</i> , <i>int11</i> , <i>qnrS</i> , <i>sul1</i>		0.41 log	UVC	
China	Genes de resistencia <i>sul1</i> , <i>int11</i>	Agua potable	3.5 log <i>sul1</i> 4.0 log <i>int11</i>	UV/Cloración. Menos de 20 minutos de tratamiento	[52]
Alemania	<i>Escherichia coli</i> y <i>Enterococcus faecium</i>	Agua potable	99.9% <i>Escherichia coli</i> y	De 0.8 a 2.8 radiación UV con 600/m ²	[20]

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
	portadores de GRA		<i>Enterococcus faecium</i>		

La mayoría de investigaciones que implementan esta tecnología expresan la eficiencia de eliminación en escala logarítmica, donde 0.41 log equivale a una eliminación superior al 85% y 5.3 log equivale al 99.99%; es decir, con excepción al caso del estudio realizado en España, todas las eliminaciones superaron el 90%.

3.8. Radiación gamma

En esta tecnología se generan radicales, electrones reactivos, iones y moléculas neutras por medio de la exposición del agua a radiaciones electromagnéticas de alta energía; de esta manera modifican las moléculas de los contaminantes y finalmente realizan su eliminación [53]. Esta radiación ha sido implementada en menor medida comparándola con la radiación UV, pues tiene un total de 59 documentos relacionados. Las tasas de eliminación de la radiación gamma para ciertos antibióticos y bacterias de resistencia antibiótica son altas (ver tabla 8). No obstante, no todos se degradan con la misma dosis de radiación debido a sus propiedades y condiciones. Adicionalmente, un factor en común para obtener buenos resultados en los estudios analizados, es que la solución esté en condición ácida, ya que permite mayor generación de radicales H⁺ y aumenta su degradación.

Tabla 8 Resultados del tratamiento con radiación gamma.

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
Estados Unidos	Penicilina V, penicilina G y amoxicilina	Agua residual	81% para la penicilina V, 92% para penicilina G y 95% para amoxicilina	Acelerador lineal de electrones y una fuente radiactiva de cesio (Cs)	[54]
China	Cefalosporina C	Agua desionizada y subterránea	100%	Radiación gamma a 0.4–2.0 kGy	[55]
	<i>Escherichia coli</i> y		100%	Radiación gamma a 2.5 kGy	

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
<i>Staphylococcus aureus</i>					
China	Sulfametoxazol	Solución con el contaminante y agua desionizada	100%	Radiación gamma a 2 kGy	[56]
India	Ofloxacina	Solución de ofloxacina	75%	Radiación gamma a 1 kGy y pH 3.0	[57]

4. Biorreactor de membrana

Los biorreactores de membrana son ampliamente utilizados en el tratamiento secundario de las PTAR; estos se componen de un reactor suspendido con separación de membrana (de microfiltración o ultrafiltración) para realizar el tratamiento biológico y la eliminación de sólidos [58]. Esta tecnología ha sido evaluada para la eliminación de antibióticos, BRA y GRA, y se han extraído los resultados de 7 investigaciones (ver tabla 9), donde se evidencia la eficacia en la eliminación de antibióticos por medio de biorreactores de membrana con un valor agregado, sean microorganismos, fibra hueca o combinación de procesos aerobios y anaerobios. Adicionalmente, con esta tecnología se presentan más estudios con un enfoque hacia los GRA y BRA.

Tabla 9 Resultados del tratamiento con biorreactor de membrana.

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
China	Cloranfenicol, lincomicina, clindamicina, norfloxacina, ofloxacina, ciprofloxacina, enrofloxacina, ácido nalidíxico, roxitromicina, claritromicina, eritromicina, trimetoprim, sulfametoxazol, sulfadiazine y	Muestra de permeado del biorreactor	64.79±4.68 % en promedio para todos los antibióticos en verano. 1.53±0.16 log siendo la más baja correspondiente a genes de	Biorreactor de membrana funcionando en una PTAR	[58]

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
	genes de resistencia <i>tetG</i> y <i>tetO</i>		resistencia <i>tetG</i> y 3.00 ± 0.16 log para <i>tetO</i>		
Singapur	Amoxicilina, azitromicina, ciprofloxacina, cloranfenicol, meropenem, minociclina, oxitetraciclina, sulfametazina, vancomicina, trimetoprim, genes de resistencia y bacterias resistentes	Muestra de permeado del biorreactor de membrana	4.8 log para genes de resistencia. 5 a 7.1 log para bacterias resistentes. >70% en promedio para los antibióticos	Biorreactor de membrana funcionando en una PTAR	[59]
China	Genes de resistencia antibiótica: <i>sul1</i> , <i>sulII</i> , <i>tet C</i> , <i>tet X</i> , <i>ere A</i> y <i>int1</i>	Agua residual tomada de PTAR	0.6-5.6 órdenes de magnitud	Se agregan tetraciclinas y sulfonamidas al influente del biorreactor de membrana de a escala de laboratorio para inducir la proliferación de GRA	[60]
China	Sulfametazina	Muestra de lodo activado	$95.4 \pm 4.5\%$	Biorreactor de membrana de fibra hueca para enriquecer los microorganismos degradantes del compuesto	[61]
China	Sulfonamidas, tetraciclinas, fluoroquinolonas	Aguas residuales porcinas	>90% para sulfonamidas y tetraciclinas <70% para fluoroquinolonas	Biorreactor de membrana de secuencia por lotes	[62]
China	Sulfonamidas	Soluciones preparadas con 9 sulfonamidas	93.9-97.5%	Biorreactor a escala de laboratorio de membrana anaerobia/anóxica/ de óxido	[63]
Vietnam	Norfloxacina, ofloxacina, ciprofloxacina,	Aguas residuales hospitalarias	93-99%, 73-93%, 76-93%, 100% y	Biorreactor de membrana de esponja con membrana fibra hueca	[64]

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
	tetraciclina, trimetoprima		60-97% respectivamente		
			62-86%, 68-93%, 54-70%, 100% y 47-93% respectivamente	Biorreactor de membrana de esponja con membrana de lámina plana	

5. Adsorción con carbon activado

Durante este proceso se tiene un medio sólido (carbón activado) sobre el cual se dispone la sustancia soluble, de esta manera el carbón activado logra absorber los antibióticos y no genera productos tóxicos [65]. La adsorción con carbón activado para la eliminación de antibióticos, dio inicio aproximadamente en el año 2007 de acuerdo con los documentos revisados. En la tabla 10 se presentan los resultados obtenidos en 5 investigaciones realizadas con este método en 4 países, las cuales muestran la posibilidad de usar residuos orgánicos para preparación del carbón activado en hornos, lo que da un valor agregado y puede llegar a disminuir costos de materia prima, aún consiguiendo resultados de eliminación superiores al 95%. Sin embargo, su eficiencia se reduce en presencia de materia orgánica en el medio, por lo cual es necesario implementarlo posterior al tratamiento secundario dentro de una PTAR.

Dentro de los estudios, se encontró que con ciertas dosis de carbón activado, la eliminación de los compuestos alcanzaba un punto constante, lo que quiere decir que la cantidad de carbón activado no es directamente proporcional a la eliminación del antibiótico. No obstante, es necesario proporcionar la superficie necesaria para la adsorción según las características del medio.

Tabla 10 Resultados del tratamiento con adsorción de con carbón activado.

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
España	Dimetridazol, Ronidazol,	Aguas residuales municipales	>93%	Adsorción con carbón activado combinada con microorganismos agregados	[65]

País	Contaminante	Muestra	Eficiencia de eliminación	Metodología implementada	Estudio
	Metronidazol, Tinidazol			y un medio nutritivo para favorecer su crecimiento	
Estados Unidos	Sulfametoxazol, Triclosán, Trimetoprima	Aguas residuales	>98%	10 mg/L de carbón activado durante 3 semanas	[66]
Estados Unidos	Eritromicina, triclosan, Sulfametoxazol y Trimetoprima	Aguas residuales municipales	>90%	Carbón activado granular en columnas a escala	[67]
Irak	Ciprofloxacina, Norfloxacina	Soluciones preparadas con los compuestos	96% CIP en 90 min 98% NOR en 60 min	Carbón activado preparado a partir de semillas de vainas del árbol Albizia lebbeck	[68]
Irán	Cefalexina	Solución del compuesto	100%	Carbón activado con cáscara de nuez, preparado mediante activación química en presencia de ZnCl ₂ .	[69]

6. Resultados y discusión

Durante la revisión documental, se utilizaron 46 investigaciones y se presentaron sus hallazgos en cuanto a la eficiencia de eliminación de los antibióticos, BRA y GRA. Las investigaciones fueron agrupadas por continentes según el país donde se desarrollaron, resultando 3 continentes, Asia, América y Europa. Asia es el continente donde se desarrollaron el mayor número de investigaciones; este resultado se debe a la participación de China con el 38% del total de las mismas. El interés de este país en probar y desarrollar nuevas tecnologías que permitan la eliminación de antibióticos, BRA y GRA, se debe a que como mayor productor y uno de los mayores consumidores de antibióticos, se ven enfrentados a controlar su consumo y reducir sus cantidades en las aguas residuales, pues de lo contrario, para el 2050 la resistencia bacteriana podría causar la muerte de cerca de 1 millón de personas en su país [6,70]. Por otra parte, se encuentra América con el 26% de participación en cuanto a publicaciones en la materia, donde resalta Colombia, con un 11% del total de las investigaciones, evidenciando la creciente preocupación respecto a la problemática por sus impactos al medio ambiente y a la población que incrementa con su bajo índice de tratamiento de las aguas residuales. Finalmente, el continente que menor participación tiene es Europa con el 19%, donde Alemania y España tienen la misma contribución equivalente al 6% del total de los estudios.

Las investigaciones presentan una inclinación hacia el agua residual, haciéndole frente al problema existente en estas, considerando que fueron el objeto de estudio del 51% de las mismas. Esta cifra fue seguida por las soluciones preparadas previamente con los contaminantes, que corresponden al 37% de las investigaciones. El porcentaje restante pertenece a agua potable, agua subterránea y de mar.

Dentro de los antibióticos más evaluados para su eliminación se encuentran el sulfametoxazol, trimetoprima, ciprofloxacina y norfloxacina, debido a que estos son parte de los antibióticos más prescritos [7], y por lo cual los de mayor atención para la eliminación de las aguas residuales. Sin embargo, a pesar de ser la amoxicilina (perteneciente al grupo de las penicilinas), el antibiótico más consumido de acuerdo con estudios realizados en Colombia y en 25 países de Europa [7, 71]; su investigación no fue representativa, considerando que fue el objeto de estudio de 4 investigaciones de 46 analizadas.

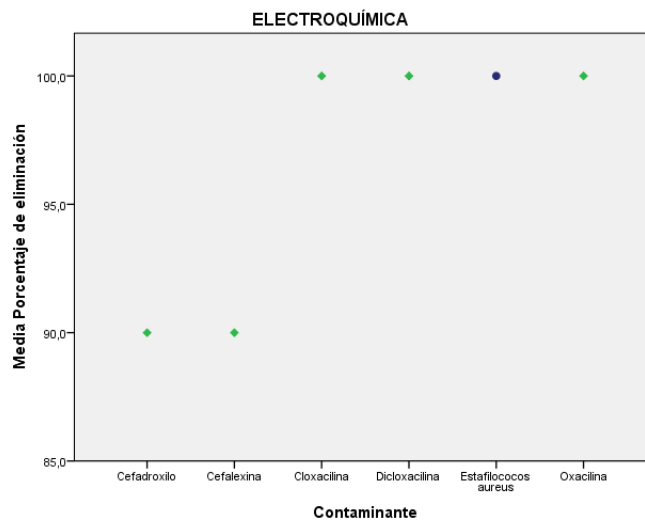
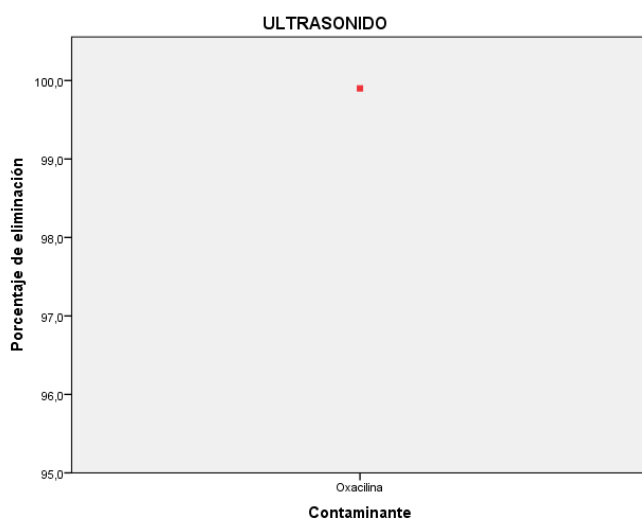
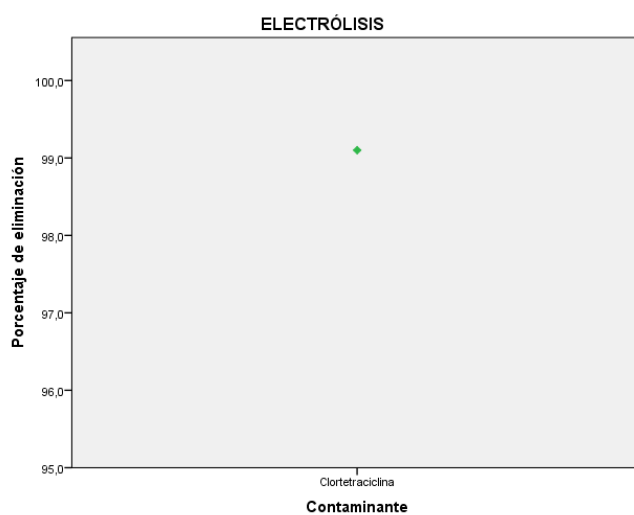
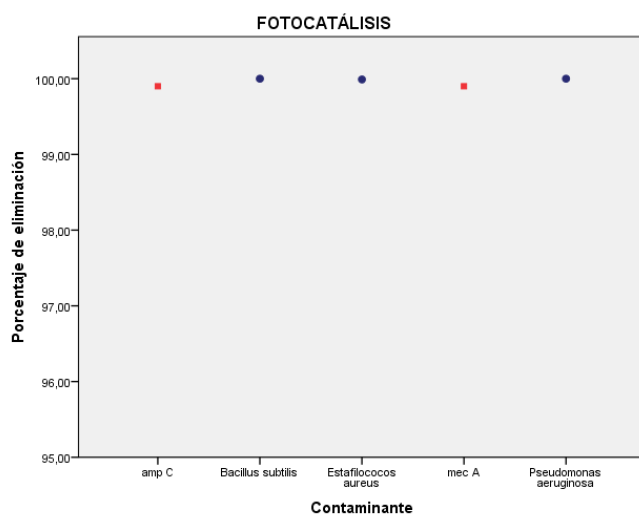
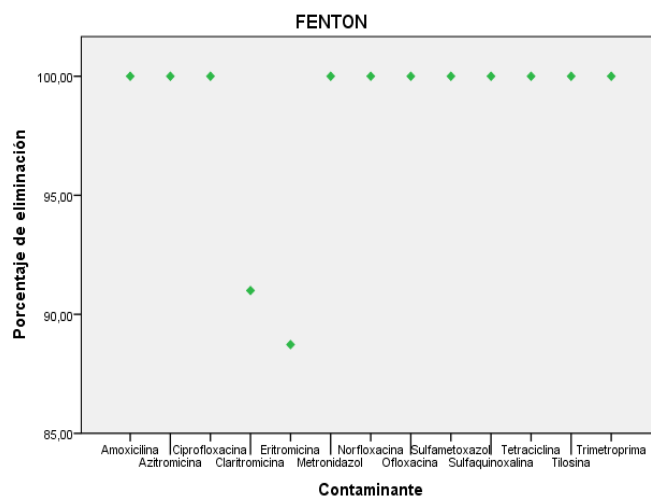
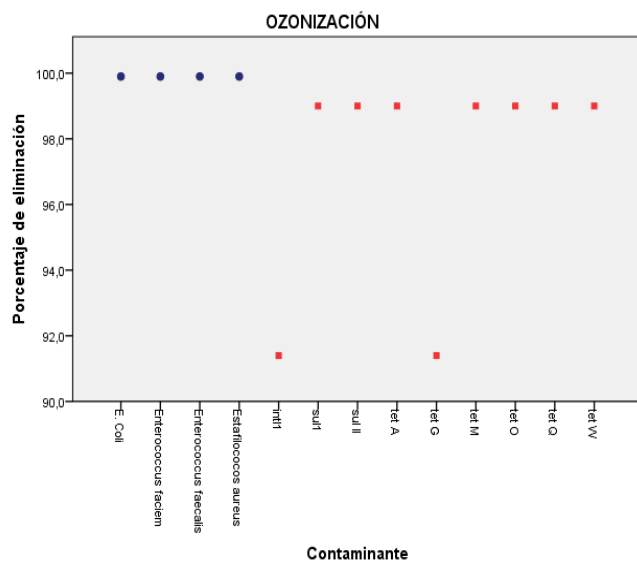
Adicionalmente, se determinó que la bacteria más estudiada fue *Escherichia Coli*, con un total de 5 investigaciones. La importancia de esta bacteria radica en que es multirresistente; es decir, resistente a varios antibióticos, lo cual hace más complejo su tratamiento. Un estudio anterior confirma su presencia en las PTAR, y su resistencia hacia la trimetoprima y sulfametoxazol, compuestos analizados en este documento, entre otros antibióticos [72]. De igual manera se distingue el gen de resistencia *sul1* dentro de las investigaciones, debido a que es un gen resistente al sulfametoxazol [73], por lo cual hace parte de los genes de *Escherichia Coli* aumentando la resistencia hacia este antibiótico.

En las tecnologías estudiadas es posible identificar variaciones en su implementación que aumentan o disminuyen su eficiencia de eliminación. Este es el caso de los sistemas discontinuos y el sistema WEDECO para la ozonización que mejoran el rendimiento del método. De igual manera, se identificaron los tratamientos foto-fenton, nano electrólisis, tratamiento fotocatalítico con TiO_2 y UV, ultrasonido de alta frecuencia, oxidación anódica con Ti/IrO_2 como ánodo, radiación UVC/PMS, radiación gamma con 2 kGy aproximadamente, biorreactor de membrana de fibra hueca y adsorción con carbón activado hecho a partir elementos orgánicos. Los resultados de estos tratamientos fueron extraídos para realizar comparaciones y se presentan en la Figura 1, donde se encuentra una gráfica por tecnología que muestra la eliminación de cada contaminante. En esta se evidencia que el tratamiento con fenton fue el que mayor eliminación de antibióticos tuvo, donde el 85% de estos fueron removidos en su totalidad, mostrando

mayor rendimiento frente a la electroquímica que eliminó completamente el 71% de los antibióticos tratados.

Estudios previos confirman el buen desempeño de las reacciones basadas en fenton frente a otros procesos de oxidación avanzada gracias a que no produce efluentes tóxicos y alcanza altas eficiencias de eliminación aún más en presencia de luz, como es el caso del foto-fenton [74,75]. Este proceso ha sido evaluado para la eliminación de otros contaminantes, en los cuales también se destaca frente los demás, ya que permite la mineralización de los mismos y no genera carbono orgánico total una vez finaliza la reacción [76]. Sin embargo, así mismo exponen una serie de dificultades al ser implementados, debido al riguroso rango de pH que maneja, generación de óxidos de hierro que obstaculiza el proceso y la inestabilidad de la mezcla de los reactivos utilizados [75]; dificultades que durante el tratamiento de las aguas residuales se pueden superar mediante la elección del catalizador adecuado, además de la aplicación de foto-fenton heterogéneo donde el catalizador presenta una mayor estabilidad [77].

Los resultados de revisiones anteriores sobre la eficiencia de la electroquímica, destacan su éxito en la remediación de aguas y su actual investigación creciente, ya que elimina adicionalmente los contaminantes orgánicos persistentes y presenta ventajas como costos bajos, fácil implementación y utilización [78]. Estas ventajas se deben al ahorro de productos químicos gracias a la generación de agentes oxidantes in situ y el funcionamiento de la tecnología en condiciones ambientales [79]. Sin embargo, esta tecnología aún se encuentra en un nivel de preparación tecnológica intermedio, por lo cual se dificulta su aplicación a nivel industrial y se hace necesario estudiar los componentes como el ánodo y el cátodo, con el fin de realizar una selección adecuada de los mismos que permita condiciones óptimas de operación, así como el desarrollo de un diseño mecánico adecuado para la celda electroquímica [80].



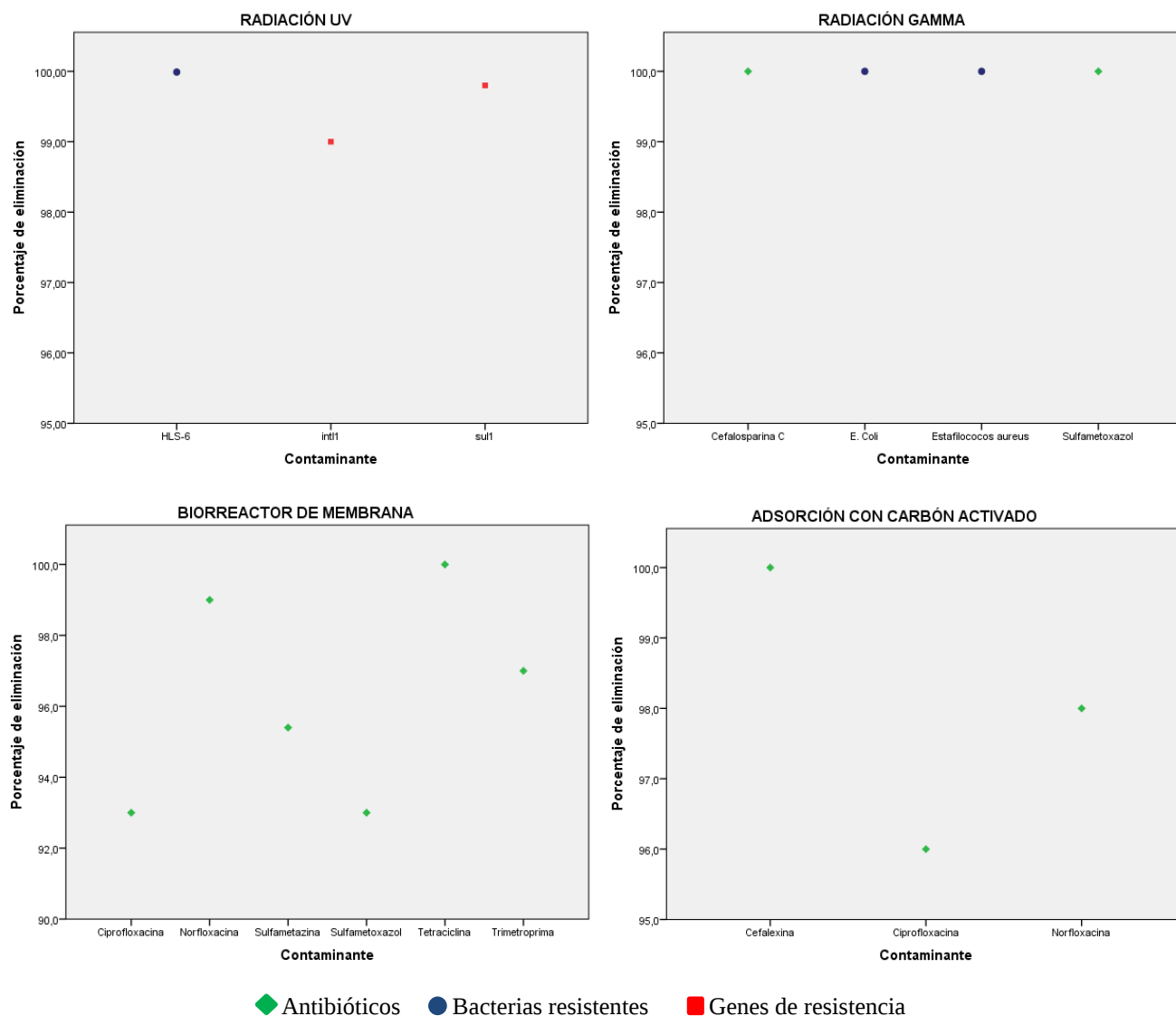


Figura 1 Eliminación de contaminantes por tecnología

En el caso de los genes de resistencia, la fotocátalisis es el tratamiento que mayor eficiencia de eliminación tiene frente a los genes estudiados (*mecA* y *ampC*), seguido de la radiación UV que muestra la mayor eliminación de los genes *sul1* e *int1*. Adicionalmente, se encontró que el rendimiento de la fotocátalisis vuelve a ser superior frente a ozonización en la eliminación de las bacterias resistentes, junto a la radiación gamma que presenta una eliminación completa de *Staphylococcus*.

La fotocátalisis evidencia ser una tecnología conveniente para la eliminación de bacterias y genes de resistencia a la vez, resultado que está de acuerdo con investigaciones anteriores que constatan este método como prometedor, al lograr la degradación de una alta gama de contaminantes con beneficios

como la estabilidad del catalizador, la operación con menores limitaciones en cuanto al pH de la solución y la posible disminución en costos de operación por la utilización de la luz solar [81, 82]. Durante la fotocatálisis es posible implementar diferentes catalizadores como Al_2O_3 , ZnO , Fe_2O_3 y TiO_2 [82]; sin embargo, se resalta la eficiencia por parte de la fotocatálisis de TiO_2 para la desinfección de aguas residuales, al alcanzar una menor toxicidad y costo, así como de complementarla con otros métodos como radiación UV, con el fin de acelerar las reacciones [81, 83], coincidiendo ambas variables con la selección de la mejor aplicación de la fotocatálisis durante esta revisión.

Frente a la radiación gamma, otros estudios también enfatizan en su potencial, ya que por medio de las radiaciones ionizantes, es posible atacar las moléculas de los antibióticos de forma directa y además dañar el ADN microbiano obteniendo resultados óptimos [84]. A pesar de ello, esta tecnología es poco usada para el tratamiento de aguas residuales por su alto costo de inversión y los insumos requeridos para su operación [85], desventaja que puede ser superada mediante la combinación la radiación gamma con tratamientos biológicos en las PTAR [86].

7. CONCLUSIONES

En las últimas décadas se han desarrollado investigaciones que permiten evaluar las tecnologías para la eliminación los antibióticos, BRA y GRA de las aguas residuales, pues son causantes de alteraciones al medio acuático y afectaciones a la salud pública. En estas, se encuentra la colaboración de varios países, sin embargo, el más representativo es China, pues su interés se ve impulsado por ser el mayor productor y uno de los mayores consumidores de antibióticos en el mundo.

Durante el desarrollo del artículo se identificaron 10 tecnologías para la eliminación de los contaminantes objetivo como lo son los POA con ozono, fenton, fotocatálisis, ultrasonido, electrólisis, electroquímica, radiación UV y radiación gamma, así como biorreactores de membrana y adsorción con carbón activado. Dentro de estas tecnologías, las que cuentan con mayor eficacia para de la eliminación de los antibióticos según el análisis de la información son los procesos fenton y electroquímica, alcanzando la remoción completa de algunos de estos. Por otro lado, para el eliminación de BRA y GRA resultaron ser más eficientes los procesos de fotocatálisis y radiación gamma respectivamente. En cada una de las tecnologías mencionadas, presentaron modificaciones que aumentaron su eficiencia. En ese sentido, se resalta la importancia de innovar sobre los procesos convencionales, con el fin de alcanzar mejores

resultados y satisfacer la necesidad de eliminación de estos contaminantes en las aguas residuales, dadas las problemáticas que ocasionan al medio ambiente y a la población.

Durante la elección de la tecnología a implementar dentro de una PTAR para la remoción de estos contaminantes, es necesario caracterizar el tipo de agua a tratar, con el fin de determinar su presencia detalladamente y seleccionar la que más se adapta a las condiciones, incluyendo los demás parámetros fisicoquímicos a remover. Sin embargo, una variable sustancial es el costo de cada tratamiento con las respectivas variaciones o combinaciones que aumentan su eficiencia, por esto, se recomienda continuar la investigación mediante un análisis financiero de las tecnologías.

REFERENCES

- [1] C. Peña *et al.*, “Emerging pollutants in the urban water cycle in Latin America: A review of the current literature,” *J. Environ. Qual.*, vol. 237, pp. 408-423, 2019.
- [2] A. Kumar and D. Pal, “Antibiotic resistance and wastewater: Correlation, impact and critical human health challenges,” *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 6, no. 1. pp. 52–58, 2018.
- [3] S. P. De León, R. Arredondo and Y. López, “Resistance to antibiotic: A serious global problem”, *Gac. Med. Mex.*, vol. 151, no. 5, p. 632-639, 2015.
- [4] J. Carlet1 *et al.*, “Ready for a world without antibiotics? The Pensières Antibiotic Resistance Call to Action,” *Antimicrob. Resist. Infect. Control.*, vol. 1, no 11, 2012.
- [5] E. Kleina *et al.*, “Global increase and geographic convergence in antibiotic consumption between 2000 and 2015,” *PNAS*, vol. 115, no. 15, 2018.
- [6] W. Qing *et al.*, “Occurrence and distribution of clinical and veterinary antibiotics in the faeces of a Chinese population,” *J. Hazard. Mater.*, vol. 383, pp. 121-129, 2019.
- [7] J. Machado and D. González, “Dispensación de antibióticos de uso ambulatorio en una población colombiana,” *Rev. Salud pública*, vol. 11, no. 5, pp 734-744, 2009.
- [8] A. Villalobos, L. Barrero, S. Rivera, M. Ovalle and D. Valera, “Vigilancia de infecciones asociadas a la atención en salud, resistencia bacteriana y consumo de antibióticos en hospitales de alta complejidad, Colombia, 2011,” *Biomédica*, vol. 34, no. 1. pp. 67-80, abril, 2014.
- [9] O. Hernández, O. Camacho, H. González, Y. Pajaro and M. Silva, “Estudio de utilización de antibióticos en Hospitales de Mediana y Alta Complejidad del Departamento del Atlántico-Colombia entre el 2016 y 2017,” *Rev. AVFT*, vol. 37, no. 5, 2018.
- [10] A. Almakki, E. Jumas, H. Marchandin and P. Licznar, “Antibiotic resistance in urban runoff,” *Sci. Total Environ*, vol. 667, pp. 64-76, 2019.
- [11] O. Malik, A. Hsu, L. Johnson and A. de Sherbinin, “A global indicator of wastewater treatment to inform the Sustainable Development Goals (SDGs),” *Environ. Sci. Policy*, vol. 48, pp. 172-185, 2015.
- [12] O. Golovko, V. Kumar, G. Fedorova, T. Randak, and R. Grabic, “Seasonal changes in antibiotics, antidepressants/psychiatric drugs, antihistamines and lipid regulators in a wastewater treatment plant,” *Chemosphere*, vol. 111, pp. 418–426, Sep. 2014.

- [13] K. D. Brown, J. Kulis, B. Thomson, T. H. Chapman, and D. B. Mawhinney, "Occurrence of antibiotics in hospital, residential, and dairy effluent, municipal wastewater, and the Rio Grande in New Mexico," *Sci. Total Environ.*, vol. 366, no. 2, pp. 772–783, 2006.
- [14] M. Harrabi *et al.*, "Analysis of multiclass antibiotic residues in urban wastewater in Tunisia," *Environ. Nanotechnol. Monit. Manage.*, vol. 10, pp. 163–170, 2018.
- [15] A. M. Botero *et al.*, "An investigation into the occurrence and removal of pharmaceuticals in Colombian wastewater," *Sci. Total Environ.*, vol. 642, pp. 842–853, 2018.
- [16] X. Domènech, W. F. Jardim and M. I. Litter, *Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes*. 2001.
- [17] I. Iakovides *et al.*, "Continuous ozonation of urban wastewater: Removal of antibiotics, antibiotic-resistant *Escherichia coli* and antibiotic resistance genes and phytotoxicity," *Water Res.*, vol. 159, pp. 333–347, Aug. 2019.
- [18] Y. Zhuang *et al.*, "Inactivation of antibiotic resistance genes in municipal wastewater by chlorination, ultraviolet, and ozonation disinfection," *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 22, no. 9, pp. 7037–7044, 2015.
- [19] J. Alexander, G. Knopp, A. Dötsch, A. Wieland, and T. Schwartz, "Ozone treatment of conditioned wastewater selects antibiotic resistance genes, opportunistic bacteria, and induce strong population shifts," *Sci. Total Environ.*, vol. 559, pp. 103–112, Jul. 2016.
- [20] C. Stange, J. P. . Sidhu, S. Toze, and A. Tiehm, "Comparative removal of antibiotic resistance genes during chlorination, ozonation, and UV treatment," vol. 222, no. 3, pp. 541–548, Apr. 2019.
- [21] F. Lüddecke, S. Heß, C. Gallert, J. Winter, H. Güde, and H. Löffler, "Removal of total and antibiotic resistant bacteria in advanced wastewater treatment by ozonation in combination with different filtering techniques," *Water Res.*, vol. 69, pp. 243–251, Feb. 2015.
- [22] J. Castillo, A. López and E. Bandala, "Desinfección de agua mediante el uso de tecnologías emergentes basadas en procesos avanzados de oxidación," *Temas de Ingeniería de Alimentos*, vol. 4, no. 1, pp. 74-83, 2010.
- [23] V. Kavitha and K. Palanivelu, "Degradation of 2-Chlorophenol by Fenton and Photo-Fenton Processes - A Comparative Study," *J. Environ. Sci. Health. Part A Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.*, vol. A38, no. 7, pp. 1215-1231, 2003.
- [24] N. De la Cruz *et al.*, "Degradation of 32 emergent contaminants by UV and neutral photo-fenton in domestic wastewater effluent previously treated by activated sludge," *Water Res.*, vol. 46, no. 6, pp. 1947–1957, Apr. 2012.
- [25] S. Li *et al.*, "M. electro-F. A. promising system for antibiotics resistance genes degradation and energy generation," *Sci. Total Environ.*, pp. 134-160, 2019.
- [26] M. Hassana *et al.*, "Energy-efficient degradation of antibiotics in microbial electro-Fenton system catalysed by M-type strontium hexaferrite nanoparticles," *Chem. Eng. J.*, vol. 138, 2020.
- [27] M. Verma and A. Haritash, "Degradation of amoxicillin by Fenton and Fenton-integrated hybrid oxidation processes," *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 7, no. 1, 2019.
- [28] L. Souza, A. Moreira and L. Lang, "Degradation of antibiotics norfloxacin by Fenton, UV and UV/H₂O₂," *J. Environ. Manage.*, vol. 154, pp. 8-12, 2015.
- [29] A. H. Mamaghani, F. Haghighat, and C. S. Lee, "Photocatalytic oxidation technology for indoor environment air purification: The state-of-the-art," *Appl. Catal. B Environ.*, vol. 203, pp. 247–269, Apr. 2017.
- [30] C. Guo *et al.*, "H₂O₂ and/or TiO₂ photocatalysis under UV irradiation for the removal of antibiotic resistant bacteria and their antibiotic resistance genes," *J. Hazard. Mater.*, vol. 323, pp. 710–718, Feb. 2017.
- [31] M. Matos *et al.*, "Enhanced degradation of the antibiotic sulfamethoxazole by heterogeneous photocatalysis using CeO₂, 8GdO₃, 2O₂-d/TiO₂ particles", *J. Alloys Compd.*, vol. 808, no. 5, 2019.

- [32] P. Karaolia *et al.*, “Removal of antibiotics, antibiotic-resistant bacteria and their associated genes by graphene-based TiO₂ composite photocatalysts under solar radiation in urban wastewaters,” *Appl. Catal. B Environ.*, vol. 224, pp. 810–824, May 2018.
- [33] M.-T. Guo and X.-B. Tian, “Impacts on antibiotic-resistant bacteria and their horizontal gene transfer by graphene-based TiO₂&Ag composite photocatalysts under solar irradiation,” *J. Hazard. Mater.*, vol. 380, p. 120877, Dec. 2019.
- [34] M. Jiménez, I. J. Ferreira, S. da Silva, P. R. Guimarães, and E. M. Saggioro, “Removal of contaminants of emerging concern (CECs) and antibiotic resistant bacteria in urban wastewater using UVA/TiO₂/H₂O₂ photocatalysis,” *Chemosphere*, vol. 210, pp. 449–457, Nov. 2018.
- [35] F. Hernández, “Un mordente, un electrolito y grabado en cualquier metal”, *Rev. Cient.*, no. 11, pp. 181-188, Dec. 2014.
- [36] Y. Liu, Y. Gao, B. Yao, and D. Zou, “Removal of chlortetracycline by nano- micro-electrolysis materials: Application and mechanism,” *Chemosphere*, vol. 238, pp. 124543, 2020.
- [37] H. Mahdizadeh and M. Malakootian, “Optimization of ciprofloxacin removal from aqueous solutions by a novel semi-fluid Fe/charcoal micro-electrolysis reactor using response surface methodology,” *Process Saf. Environ. Prot.*, vol. 123, pp. 299–308, Mar. 2019.
- [38] Y. Liu, C. Wang, Z. Sui, and D. Zou, “Degradation of chlortetracycline using nano micro-electrolysis materials with loading copper,” *Sep. Purif. Technol.*, vol. 203, pp. 29–35, Sep. 2018.
- [39] X. Cui, X. Li, N. Li, G. Chen, and H. Zheng, “Sludge based micro-electrolysis filler for removing tetracycline from solution,” *J. Colloid Interface Sci.*, vol. 534, pp. 490–498, Jan. 2019.
- [40] Yusuf G Adewuyi, “Sonochemistry in environmental remediation. 2. Heterogeneous sonophotocatalytic oxidation processes for the treatment of pollutants in water,” *Environ. Sci. Technol.*, vol. 39, no. 22, pp. 8557-857, 2005.
- [41] E. A. Serna, J. Silva, A. L. Giraldo, O. A. Flórez, and R. A. Torres, “High frequency ultrasound as a selective advanced oxidation process to remove penicillinic antibiotics and eliminate its antimicrobial activity from water,” *Ultrason. Sonochem.*, vol. 31, pp. 276–283, Jul. 2016.
- [42] J. Jin *et al.*, “3D Bombax-structured carbon nanotube sponge coupling with Ag₃PO₄ for tetracycline degradation under ultrasound and visible light irradiation,” *Sci. Total Environ.*, vol. 695, 2019.
- [43] K. V. Patiño, S. M. Arroyave and J. M. Marín, “Oxidación electroquímica y ozonización aplicadas al tratamiento de aguas de lavado de la producción de biodiesel” *Información Tecnológica*, vol. 23, no. 2, pp. 41-52, 2012.
- [44] A. L. Giraldo, E. D. Erazo, O. A. Flórez, E. A. Serna and R. A. Torres, “Tratamiento electroquímico de aguas que contienen antibióticos β-lactámicos,” *Rev. Ciencia Desarrollo*, vol. 7, no. 1, pp. 21–29, Jun. 2016.
- [45] H. Zhang, F. Liu, X. Wu, J. Zhang, and D. Zhang, “Degradation of tetracycline in aqueous medium by electrochemical method,” *Asia-Pac. J. Chem. Eng.*, vol. 4, no. 5, pp. 568–573, Sep. 2009.
- [46] S. D. Jojoa, J. Silva, E. Herrera and R. A. Torres, “Elimination of the antibiotic norfloxacin in municipal wastewater, urine and seawater by electrochemical oxidation on IrO₂ anodes,” *Sci. Total Environ.*, vol. 575, pp. 1228–1238, Jan. 2017.
- [47] B. G. Padilla *et al.*, “Electrochemical degradation of amoxicilin in aqueous media,” *Chem. Eng. Process.*, vol. 94, pp. 93-98, 2015.
- [48] E. Serna, K. Berrio, and R. Torres, “Electrochemical treatment of penicillin, cephalosporin, and fluoroquinolone antibiotics via active chlorine: evaluation of antimicrobial activity, toxicity, matrix, and their correlation with the degradation pathways,” *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 24, no. 30, pp. 23771–23782, Oct. 2017.

- [49] W. R. Calero Cáceres, "Evaluación de reservorios ambientales de partículas fágicas portadoras de genes resistencia a antibióticos," tesis doctoral, Universitat de Barcelona, 2016.
- [50] Y. Hu et al., "Removal of sulfonamide antibiotic resistant bacterial and intracellular antibiotic resistance genes by UVC-activated peroxymonosulfate," *Chem. Eng. J.*, vol. 368, pp. 888–895, Jul. 2019.
- [51] J. Rodríguez-Chueca et al., "Assessment of full-scale tertiary wastewater treatment by UV-C based-AOPs: Removal or persistence of antibiotics and antibiotic resistance genes?," *Sci. Total Environ.*, vol. 652, pp. 1051–1061, Feb. 2019.
- [52] T. Zhang et al., "Removal of antibiotic resistance genes and control of horizontal transfer risk by UV, chlorination and UV/chlorination treatments of drinking water," *Chem. Eng. J.*, vol. 358, pp. 589–597, Feb. 2019.
- [53] C. Ferradini, "Kinetic Behavior of the Radiolysis Products of Water," *Adv. Inorg. Chem. Radiochem.*, vol. 3. Academic Press, pp. 171–205, 1961.
- [54] W. Song, W. Chen, W. J. Cooper, J. Greaves and G. E. Miller, "Free-Radical destruction of β -Lactam antibiotics in aqueous solution," *J. Phys. Chem.*, vol. 112, no. 32, pp. 7411–7417, Jun. 2008.
- [55] D. Chen et al., "Degradation of antibiotic cephalosporin C in aqueous solution and elimination of antimicrobial activity by gamma irradiation," *Chem. Eng. J.*, vol. 374, pp. 1102–1108, Oct. 2019.
- [56] R. Zhuang and J. Wang, "Enhanced degradation and mineralization of sulfamethoxazole by integrating gamma radiation with Fenton-like processes," *Radiat. Phys. Chem.*, vol. 166, 2020.
- [57] R. Changotra, J. P. Guin, L. Varshney, and A. Dhir, "Assessment of reaction intermediates of gamma radiation-induced degradation of ofloxacin in aqueous solution," *Chemosphere*, vol. 208, pp. 606–613, Oct. 2018.
- [58] W. Zheng, X. Wen, B. Zhang, and Y. Qiu, "Selective effect and elimination of antibiotics in membrane bioreactor of urban wastewater treatment plant," *Sci. Total Environ.*, vol. 646, pp. 1293–1303, Jan. 2019.
- [59] T.H. Le, C. Ng, N. H. Tran, H. Chen, and K. Y.-H. Gin, "Removal of antibiotic residues, antibiotic resistant bacteria and antibiotic resistance genes in municipal wastewater by membrane bioreactor systems," *Water Res.*, vol. 145, pp. 498–508, 2018.
- [60] Y. Zhu, Y. Wang, S. Zhou, X. Jiang, X. Ma, and C. Liu, "Robust performance of a membrane bioreactor for removing antibiotic resistance genes exposed to antibiotics: Role of membrane foulants," *Water Res.*, vol. 130, pp. 139–150, Mar. 2018.
- [61] B.-J. Shi et al., "Application of membrane bioreactor for sulfamethazine-contained wastewater treatment," *Chemosphere*, vol. 193, pp. 840–846, Feb. 2018.
- [62] Z. Xu, X. Song, G. Li, Y. Li, and W. Luo, "Removal of antibiotics by sequencing-batch membrane bioreactor for swine wastewater treatment," *Sci. Total Environ.*, vol. 684, pp. 23–30, Sep. 2019.
- [63] W. Zhao, Q. Sui, X. Mei, and X. Cheng, "Efficient elimination of sulfonamides by an anaerobic/anoxic/oxic-membrane bioreactor process: Performance and influence of redox condition," *Sci. Total Environ.*, vol. 633, pp. 668–676, Aug. 2018.
- [64] T. T. Nguyen et al., "Removal of antibiotics in sponge membrane bioreactors treating hospital wastewater: Comparison between hollow fiber and flat sheet membrane systems," *Bioresour. Technol. Rep.*, vol. 240, pp. 42–49, Sep. 2017.
- [65] G. Prados Joya, "Tratamiento de aguas para la eliminación de antibióticos -nitroimidazoles- mediante adsorción sobre carbón activado y tecnologías avanzadas de oxidación", tesis doctoral, Universidad de Granada, 2010.
- [66] A. A. Basheer, "New generation nano-adsorbents for the removal of emerging contaminants in water," *J. Mol. Liq.*, vol. 261, pp. 583–593, Jul. 2018.

- [67] S. A. Snyder *et al.*, "Role of membranes and activated carbon in the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals," *Desalination*, vol. 202, no. 1, pp. 156–181, 2007.
- [68] M. J. Ahmed and S. K. Theydan, "Fluoroquinolones antibiotics adsorption onto microporous activated carbon from lignocellulosic biomass by microwave pyrolysis," *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.*, vol. 45, no. 1, pp. 219–226, Jan. 2014.
- [69] G. Nazari, H. Abolghasemi, and M. Esmaeili, "Batch adsorption of cephalexin antibiotic from aqueous solution by walnut shell-based activated carbon," *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.*, vol. 58, pp. 357–365, Jan. 2016.
- [70] Q. Tang, P *et al.*, "Control of antibiotic resistance in China must not be delayed: The current state of resistance and policy suggestions for the government, medical facilities, and patients," *BioSci. Trends*, vol. 10, no. 1, pp. 1-6, 2016.
- [71] M. Ferech *et al.*, "European Surveillance of Antimicrobial Consumption (ESAC): outpatient antibiotic use in Europe," *J. Antimicrob. Chemother.*, vol. 48, pp. 401-407, 2006.
- [72] F. Reinhaller *et al.*, "Antibiotic resistance of *E. coli* in sewage and sludge," *Water Res.*, vol. 37, no. 8, pp. 1685-1692, April, 2003.
- [73] S. Mosquito, J. Ruiz, J. Bauer and T. Ochoa, "Mecanismos moleculares de Resistencia antibiótica en *Escherichia coli* asociadas a diarrea," *Rev. Peru Med. Exp. Salud Pública*, vol. 28, no. 4, pp. 648-656, 2011.
- [74] G. Pliego *et al.*, "Trends in the intensification of the Fenton process for wastewater treatment - An overview," *Crit. Rev. Env. Sci. Technol.*, vol. 45, no. 24, pp. 2611-2692, 2015.
- [75] J. Pignatello, E. Oliveros and A. MacKay, "Advanced Oxidation Processes for Organic Contaminant Destruction Based on the Fenton Reaction and Related Chemistry," *J. Hazard. Mater.*, vol. 36, pp. 1-84, 2006.
- [76] P. Kajitvichyanukul, L. Ming-Chun, L. Chih-Hsiang, W. Wirojanagud and T. Koottateo, "Degradation and detoxification of formaline wastewater by advanced oxidation processes", *J. Hazard. Mater.*, vol. 135, pp. 337-343, July, 2006.
- [77] A. Vorontsov, "Advancing Fenton and photo-Fenton water treatment through the catalyst design", vol. 372, pp. 103-112, 2019. *Crit. Rev. Env. Sci. Technol.*, vol. 45, no. 24, pp. 2611-2692, 2015.
- [78] B. Feier, A. Florea, C. Cristea and R. Sandulescu, "Electrochemical detection and removal of pharmaceuticals in waste waters," *Curr. Opin. Electrochem.*, vol. 11, pp. 1-11, October 2018.
- [79] P. Liu, H. Zhang, Y. Feng, C. Shen and F. Yang, "Integrating electrochemical oxidation into forward osmosis process for removal of trace antibiotics in wastewater," *J. Hazard. Mater.*, vol. 296, pp. 248-255, 2015.
- [80] E. Lacasa, S. Cotillas, C. Saez, J. Lobato, P. Cañizares and M. Rodrigo, "Environmental applications of electrochemical technology. What is needed to enable full-scale applications?" *Curr. Opin. Electrochem.*, vol. 16, pp. 149-156, 2019.
- [81] C. Byrne, G. Subramanian and S. Pillai, "Recent advances in photocatalysis for environmental applications", *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 6, no. 3, pp. 3531-3555, Jun, 2018.
- [82] L. Garcés, E. Mejía and J. Santamaría, "La fotocatalisis como alternativa para el tratamiento de aguas residuales," *Rev. Lasallista Investig.*, vol. 1, no. 1, pp. 83-92, 2004.
- [83] J. You, Y. Guo, R. Guo and X. Liu, "A review of visible light-active photocatalysts for water disinfection: Features and prospects," *Chem. Eng. J.*, vol. 373, pp. 624-641, Octubre, 2019.
- [84] W. Jianlong, "Application of radiation technology to sewage sludge processing: A review," *J. Hazard. Mater.*, vol.143, pp. 2-7, 2007.
- [85] M. Salgot and M. Folch, "Wastewater treatment and water reuse," *Curr. Opin. Environ. Sci. Health*, vol. 2, pp. 64-74, Ap. 2018.

- [86] H. Jo *et al.*, “Improvement of biodegradability of industrial wastewaters by radiation treatment,” *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, vol. 268, no. 1, pp. 145-150, 2006.