

# Selección y comparación de las principales tecnologías para la remoción de compuestos farmacológicamente activos: una revisión

*Selection and Comparison of the Principal Technologies for Pharmaceutically Active Compounds Removal: A Review*

Laura Camila Ávila-Cújar<sup>a</sup>, Brandon Esteban Sotelo-Torres<sup>a</sup>,  
Juan Andrés Sandoval-Herrera<sup>a\*</sup>

## RESUMEN

El presente trabajo se enfoca en la selección y comparación de las principales tecnologías para la remoción de los compuestos farmacológicamente activos pertenecientes al grupo de los contaminantes emergentes. Inicialmente, se realizó un análisis bibliométrico de documentos de la base de datos Scopus, con la finalidad de seleccionar referencias relevantes e identificar criterios de búsqueda teniendo en cuenta cuatro tecnologías no convencionales de principal interés académico. La selección se realizó mediante un análisis multiobjetivo difuso con ayuda de la metodología AHP. Como resultado, se encontró que la tecnología más adecuada es el tratamiento biológico con microalgas, por su adaptabilidad y uso de su biomasa. Sus perspectivas y tendencias futuras se centran en comprender las rutas metabólicas de degradación, la formación de productos de transformación y la promoción de su viabilidad a gran escala.

**PALABRAS CLAVE:** matriz de selección; AHP; contaminantes emergentes; microalgas; procesos de oxidación avanzada; adsorbentes.

## ABSTRACT

This work focuses on the selection and comparison of the principal technology for removing the pharmacologically active compounds that belong to the group of the emerging contaminants. First, a bibliometric analysis was carried out to documents of Scopus database to select the relevant references and identify search criteria, considering four nonconventional technologies as relevant academic interests. The selection was performed using a fuzzy multiobjective analysis through AHP methodology. As a result, it was found that the appropriate technology is a biological treatment with microalgae for its adaptability and use of its biomass. Its future perspectives and trends are focused on understanding metabolic degradation ways, the formation of transformation products, and promoting its viability on a large scale.

**KEYWORDS:** selection matrix; AHP; emerging contaminants; microalgae; advanced oxidation process; adsorbents.

## Introducción

En recientes décadas, las actividades antrópicas han venido causando estrés al medio ambiente, principalmente por el aumento de los contaminantes prioritarios actualmente regulados; no obstante, aparece actualmente un creciente interés por los *contaminantes emergentes* (CE), cuya presencia en el medio ambiente no es significativa en términos de

distribución y concentración, pero que aun así han sido ampliamente detectados y causan impactos sobre el medio ambiente y la salud humana. Por otra parte, en varios países no son regulados, aunque sí pueden ser candidatos a regulación futura (Gil Garzón et al., 2012). Los compuestos incluyen productos de cuidado personal, pesticidas y productos farmacéuticos (Peña-Guzmán et al., 2019), siendo estos

<sup>a</sup> Fundación Universidad de América, Facultad de Ingenierías, Bogotá, Colombia. ORCID Ávila-Cújar, L. C.: 0000-0003-4450-000X; ORCID Sotelo-Torres, B. E.: 0000-0002-5342-2085; ORCID Sandoval-Herrera, J. A.: 0000-0001-8957-1421.

\* Autor de correspondencia: [juan.sandoval@profesores.uamerica.edu.co](mailto:juan.sandoval@profesores.uamerica.edu.co)

últimos los que causan mayor preocupación, por su constante incorporación y persistencia. Se estima en ese sentido que en 2017 se gastaron 1135 billones de dólares en prescripciones médicas y solo en el año 2013 más de 100 principios activos fueron aprobados por la FDA (Food and Drug Administration) para uso clínico (Couto et al., 2019). Por su parte, Colombia mostró una proyección de ventas a 2020 de 3825 millones de dólares en medicamentos con prescripción (ProColombia, 2019).

Las aguas residuales urbanas son el principal mecanismo de incorporación de los productos farmacéuticos a los cuerpos de agua, dada la baja eficiencia de remoción en las plantas de tratamiento (PTAR) (Couto et al., 2019; Gil Garzón et al., 2012; Peña-Guzmán et al., 2019; Rivera-Jaimes et al., 2018). Esto genera que con mayor frecuencia se detecten trazas de principios farmacológicamente activos (en el orden de  $\mu\text{g/L}$  o  $\text{ng/L}$ ) en cuerpos de agua, gracias al avance de las técnicas analíticas (Peña-Guzmán et al., 2019). Esta situación es importante en Latinoamérica, en donde la continua descarga de estas sustancias sin tratamiento es bastante común (Arias y Escudero, 2011; Botero-Coy et al., 2018; Couto et al., 2019; Peña-Guzmán et al., 2019; Rivera-Jaimes et al., 2018). Dentro de los productos farmacéuticos, los antibióticos suscitan mayor interés, por su relación con la proliferación de microorganismos resistentes que atentan contra la salud pública y los ecosistemas (Gómez Rubio et al., 2019; Klein et al., 2018; Tejada et al., 2014).

Por lo anterior, en esta investigación se comparan las tecnologías para la remoción de CE en aguas residuales. La primera parte del trabajo consistió en una revisión bibliométrica en Scopus. Luego se realizó la matriz de selección, con segmentación por productos farmacológicamente activos y por tecnología. Finalmente, aplicando un método de selección multicriterio se escogió la tecnología más adecuada. Aunque el producto de este trabajo es una matriz de selección, se considera que el tipo de artículo es de revisión, por cuanto sus resultados son aplicables solo bajo las consideraciones teóricas aplicadas y a partir de la bibliografía analizada.

## Materiales y métodos

### Análisis bibliométrico

Antes de la matriz de selección, se realizó un estudio bibliométrico de la base de datos Scopus mediante la herramienta Bibiometrix R Package (<https://bibliometrix.org/index.html>), desarrollada en el lenguaje R (Aria y Cuccurullo, 2017). Las palabras clave fueron *pharmaceuticals*, *wastewater*, *treatment* y *technologies*, para un total de 6173 documentos entre el año 2016 y 2020. Se refinó la búsqueda mediante criterios de inclusión y exclusión: ubicación geográfica (Latinoamérica y el mundo), idioma (cualquier idioma) y tipo de documento (artículos, artículos de revisión y capítulos de libros).

### Segmentación de la matriz

#### *Segmentación por productos farmacológicamente activos*

El foco se centró en los productos farmacológicamente activos, con base en diversos documentos (Arias y Escudero, 2011; Botero-Coy et al., 2018; Cortacans et al., 2016; Couto et al., 2019; Herrera Sandoval y Morales Granados, 2020; Klein et al., 2018; Peña-Guzmán et al., 2019; Rivera-Jaimes et al., 2018; Rodríguez-Narvaez et al., 2017), analizando su consumo y presencia en cuerpos de agua. Los resultados del análisis bibliométrico, los documentos revisados y la categorización de dichos compuestos como contaminantes emergentes en la red Norman apoyaron la segmentación según clase terapéutica por la norma farmacológica de agosto de 2020 (Invima, 2020), como se muestra en la Tabla 1.

#### *Segmentación por tecnologías*

Se hizo esta clasificación en cuatro tipos: tratamientos biológicos, procesos de oxidación avanzada, tecnologías de cambio de fase y tratamientos híbridos (Baz Sanz, 2019; Herrera Sandoval y Morales-Granados, 2020; Rodríguez-Narvaez et al., 2017), los cuales se muestran en la Tabla 2.

#### *Matriz de selección*

Con el fin de integrar objetivos de carácter cuantitativo o cuantitativo, aun si están en conflicto entre

**Tabla 1.** Segmentación por grupo farmacéutico

Grupo farmacéutico	Nombre	Facilidad de degradación
Analgésico - antiinflamatorio	Acetaminofén	Fácil
	Ibuprofeno	Fácil
	Diclofenaco	Moderado
Antibiótico	Sulfametoxazol	Fácil
	Azitromicina	Difícil
	Ampicilina	Fácil
	Ciprofloxacina	Depende del método
	Clindamicina	Fácil
Antiepiléptico	Carbamazepina	Difícil
Beta bloqueador	Metoprolol	No registra
	Ateonol	No registra
Antidepresivo	Venlafaxina	Fácil
Antihipertensivo	Losartan	No registra
	Valsartan	Depende del método
Estimulante	Cafeína	Depende del método

*Nota.* La tabla muestra la segmentación según la clase terapéutica por la norma farmacológica de agosto de 2020 (Invima, 2020). *Fuente:* elaboración propia.

**Tabla 2.** Segmentación por tecnología

Tecnología	Clase	Enfoque
De cambio de fase	Carbón activado	Carbón activado granular (GAC)
		Carbón activado en polvo (PAC)
		Carbón biológico (biochar)
	Nanotubos de carbón	De pared simple
		De pared múltiple
Procesos de oxidación avanzada	Ozonización	
	Fenton	Foto Fenton
		Electro Fenton
		Sono Fenton
		Compuestos quelantes
		Nanomateriales
Tratamientos biológicos	Lodos activados	
	Microalgas	Consorcios
		Celdas de combustible microbiano (PMFC)
		Fotobiorreactor (PBR)
		Sistemas aerobios
Tratamientos híbridos		

*Nota.* La tabla muestra la clasificación de acuerdo con los cuatro tipos seleccionados. *Fuente:* elaboración propia.

ellos, se han desarrollado herramientas de análisis multiobjetivo o métodos multicriterio (Bystrzanowska y Tobiszewski, 2018; Grajales-Quintero et al., 2013; Smith et al., 2005). El proceso de análisis jerárquico (AHP), desarrollado por el matemático Thomas L. Saaty en el año 1980, identifica el problema de forma visual e intuitiva en tres

niveles: objetivo principal, criterios y alternativas. En cada nivel de jerarquía los elementos se comparan en pares, para evaluar su preferencia relativa con respecto a cada uno de los elementos del nivel superior, y se le atribuyen valores numéricos, en la escala de Saaty del 1 al 9 (Toskano, 2005).

Tabla 3. Resultados de encuesta a expertos

Encuestado	Subproductos	Costos	Eficiencia	Mejoramiento	Limitaciones	Operabilidad
1	4	2	3	6	5	1
2	3	4	1	2	5	6
3	1	3	2	6	4	5
4	3	5	1	2	6	4
5	1	2	5	6	4	3
6	1	3	2	6	4	5
Promedio	2,1667	3,1667	2,333	4,6667	4,6667	4,0

Nota. La tabla muestra cómo los encuestados calificaron de 1 (mayor importancia) a 6 (menor importancia) cada uno de los criterios y su promedio. Fuente: elaboración propia.

Para la determinación de los criterios de comparación, se realizó una exhaustiva recopilación de documentos en distintas bases de datos. Los criterios seleccionados fueron: subproductos, costos de materia prima o de operación, eficiencias de remoción, estrategias de mejoramiento, limitaciones tecnológicas, operabilidad y tiempos de retención.

Con el fin de reducir la subjetividad en el análisis, se realizó por medio de la herramienta Formularios de Google una encuesta a expertos en temas relacionados con tratamiento de aguas o CE. Se les solicitó a estos encuestados que calificaran de 1 (mayor importancia) a 6 (menor importancia) cada uno de los criterios, como se ve en la Tabla 3.

### Comparación criterio a criterio

A continuación, se jerarquizaron los criterios con base en el valor promedio de pesos obtenidos y los pesos más predominantes. Como se observa en la Tabla 3, los criterios *Estrategias de mejoramiento* y *Limitaciones de la tecnología* presentan el mismo promedio, por lo que se procedió a identificar los pesos más predominantes. Para el primero de ellos se repitió cuatro veces el peso 6, y para el segundo tres

veces el peso 4: esto indica una menor importancia relativa del primer criterio con respecto del segundo, no obstante, el criterio *Operabilidad y tiempos de retención* a pesar de que obtuvo el menor promedio (4.0) entre los dos anteriores, tuvo una menor importancia con respecto a *Limitaciones de tecnología*, en vista de que este último repitió tres veces el peso 4. Como resultado se obtuvo la siguiente jerarquización de los criterios: Subproductos: 1; Eficiencias y porcentaje de remoción: 2; Costos de materia prima y operación: 3; Limitaciones de tecnología: 4; Operabilidad y tiempos de retención: 5; Estrategias de mejoramiento: 6. Adicionalmente, se determinó la prioridad de cada uno de los elementos con la asignación de valores y vectores (Tabla 4), donde el vector promedio corresponde al peso de cada uno de los criterios en la decisión final, concordando con la jerarquización obtenida a partir de la encuesta a expertos.

AHP ofrece un método para medir el grado de consistencia entre las opiniones pareadas criterio-criterio (Toskano, 2005), que proporciona el decisor mediante el cálculo de la razón de consistencia (*RC*) dada por la Ecuación 1.

Tabla 4. Matriz de comparaciones pareadas criterio-criterio

Criterios	Subproductos	Costos	Eficiencias	Mejoramiento	Limitaciones	Operabilidad	Vector promedio
Subproductos	1	1	2	5	3	4	0,3219
Costos	1,00	1	0,50	3	0,50	1	0,1495
Eficiencias	0,50	2	1	4	1,00	3	0,2157
Mejoramiento	0,20	0,33	0,25	1	1,00	1,00	0,0744
Limitaciones	0,33	2	1	1	1	1	0,1436
Operabilidad	0,25	1,00	0,33	1	1,00	1	0,0948
Total	3,2833	7,3333	5,0833	15,0000	7,5000	11,0000	

Nota. La tabla muestra la prioridad de cada uno de los elementos con la asignación de valores y vectores de forma comparativa. Fuente: elaboración propia.

$$RC = \frac{IC}{IA} \quad (1) \text{ Razón de consistencia (RC)}$$

Aquí,  $IC$  es el índice de consistencia (Ecuación 2) e  $IA$  el índice de consistencia aleatoria (Ecuación 3):

$$IC = \frac{n_{máx} - n}{n - 1} \quad (2) \text{ Índice de consistencia (IC)}$$

$$IA = \frac{1.988(n - 2)}{n} \quad (3) \text{ Índice de consistencia aleatoria (IA)}$$

Un valor de  $RC$  sobre 0,10 indica comparaciones inconsistentes, en cuyo caso el decisor debe reconsiderar y modificar los valores originales de la matriz; por otro lado, si el valor es 0,10 o menos hay un nivel razonable de consistencia en las comparaciones pareadas. En este caso:  $IC = 0,0973$ ;  $IA = 1,32$ ;  $RC = 0,07369$ .

## Comparación criterios-alternativas

Esta comparación se realiza con base en los documentos revisados y analizados, correspondientes a cada una de las tecnologías que se tuvieron en cuenta.

### *Subproductos / productos de transformación (TP)*

Uno de los grandes retos de los tratamientos de remoción de CE corresponde a los productos de transformación, o metabolitos con actividad biológica remanente, que pueden tener toxicidad mayor que los compuestos originales (Rodríguez-Narváez et al., 2017). En ese sentido, los porcentajes de remoción de los productos farmacéuticos no indican que hayan sido completamente mineralizados, siendo reportado el grado de mineralización a través de términos de remoción de carbono orgánico total (TOC) (Martini et al., 2018).

Las tecnologías de cambio de fase fueron las únicas en las que no se reportó generación de productos de transformación (Gil Garzón et al., 2012), pero no proporcionan una solución permanente al problema, ya que producen una fase concentrada después de la aplicación, que deberá acoplarse con un tratamiento posterior (Rodríguez-Narváez et al., 2017; Rivera-Jaimes et al., 2018; Ouyang et al., 2020). Por otra

parte, el uso de carbón activado proveniente de residuos vegetales supone una ruta de gestión sostenible, eficaz, versátil y económica.

En cuanto a los procesos de oxidación avanzada (AOP, por su sigla en inglés), presentan bajos niveles de mineralización y algunos subproductos de la oxidación química pueden llegar a ser más tóxicos que los contaminantes iniciales (Bethi et al., 2016; Giannakis et al., 2017; Gomes et al., 2017; Martini et al., 2018).

Uno de los inconvenientes de los tratamientos biológicos es que los productos de transformación pueden estar enmascarados por procesos de conjugación, que pueden revertirse fácilmente por las condiciones ambientales. Por esta razón, el seguimiento de la toxicidad del efluente después del tratamiento es tan importante como la cuantificación analítica de los compuestos originales (Rodríguez-Narváez et al., 2017), aunque también esto puede variar en función de las especies empleadas: por ejemplo, en la remoción de diclofenaco sódico por medio de *Pi-cocystis sp.* y *Graesiella sp.*, dos productos de degradación se detectaron en los cultivos de la primera, pero no en la segunda (Ben Ouada et al., 2019); casos similares reportan Bouju et al. (2016) y Matamoros et al. (2016).

Por último, para las configuraciones híbridas en ninguno de los documentos revisados se reportaron productos de transformación, lo cual señala baja toxicidad y alta estabilidad química (Riaz y Park, 2020), salvo en el caso del acoplamiento entre un reactor biológico de membrana (MBR) con electrooxidación como postratamiento (Ouwarda et al., 2018). Mediante un MBR acoplado a un sistema de ozonización se formó una biopelícula que favoreció a la membrana del reactor, previniendo incrustaciones en ella (Shahbeig et al., 2017).

### *Eficiencias y porcentajes de remoción*

Este criterio está ligado directamente tanto al tipo de fármaco a eliminar como al enfoque que tenga la tecnología para llevar a cabo la remoción; en algunos casos también influye el método de preparación y acondicionamiento del agua, así como sus características fisicoquímicas, etc.

Los AOP son más prometedores en cuanto a porcentajes de remoción, como lo indican Bae et al.

(2013), quienes evaluaron un proceso Fenton con piritita como catalizador, alcanzando porcentajes de remoción superiores al 83 %, y hasta 100 % para el caso de algunos analgésicos como el diclofenaco. Otros casos con resultados similares son: Martini et al. (2018) y Matamoros et al. (2015) para analgésicos; Giannakis et al. (2017) para venlafaxina; Verma y Haritash (2019) para amoxicilina, entre otros. Por su parte, Serna-Galvis et al. (2019) reportaron la degradación simultánea de 17 contaminantes emergentes en el efluente de una planta de aguas residuales de Bogotá, Colombia, usando procesos sonoquímicos complementados con iones ferrosos (sono-Fenton), iones ferrosos más luz (sono-foto-Fenton) o iones ferrosos más luz en presencia de ácido oxálico (sono-foto-Fenton/ácido oxálico). Los procesos complementarios mejoraron la degradación de todos los compuestos, siguiendo el orden: sono-foto-Fenton/ácido oxálico > sono-foto-Fenton ~ sono-Fenton. También, El-taliawy et al. (2017) estudiaron el rendimiento de la ozonización bajo condiciones reales en diferentes PTAR suecas, y alcanzaron remociones superiores al 80 % para la mayoría de productos farmacéuticos.

Por otra parte, los tratamientos biológicos presentan altos porcentajes de remoción, con múltiples enfoques tales como biorreactores, fotobiorreactores, microalgas y lagunas algales de alto rendimiento (HRAP). Su eficiencia está relacionada con el tipo de fármaco por remover: por ejemplo, Leng et al. (2020) demostraron que antibióticos como la kanamicina y la tetraciclina pueden afectar el crecimiento de la microalga, con porcentajes de remoción bajos o, incluso, ausencia de remoción.

En los casos en los que se usó HRAP (Leng et al., 2020; Villar-Navarro et al., 2018) se obtuvieron porcentajes hasta de 55 % para antibióticos, 90 % para analgésicos y en general superiores al 70 % para 32 de 50 fármacos estudiados. Con biorreactores (Matamoros et al., 2016) se clasificaron los porcentajes de remoción, según el fármaco, como altos (>90 %), moderados-altos (60 %-90 %), moderados-bajos (40 %-60 %) y bajos (<40 %). Con fotobiorreactores se alcanzan porcentajes mayores a 90 % para la mayoría de los fármacos, hasta 100 % para antibióticos y B-bloqueadores, y alrededor de un 12 % para aquellos que generan algún efecto negativo en

el metabolismo de las microalgas (Hom-Díaz et al., 2017; Sandoval et al., 2020). Se tienen biorreactores (MBBR) que pueden trabajar de manera continua o por lotes, removiendo ciprofloxacina con porcentajes entre 35 % a 50 %, o de hasta un 100 % para analgésicos como ibuprofeno (Casas et al., 2015). Los consorcios de algas con bacterias alcanzan porcentajes de remoción de entre 80 % a 100 % para la mayoría de los compuestos y hasta de un 40 % para compuestos de difícil remoción. *Chlorella vulgaris* y *Chlorella saccharophila* fueron muy eficientes para eliminar los 19 productos farmacéuticos estudiados en Agüera et al. (2020).

En el caso de las tecnologías de cambio de fase predomina la implementación de carbón activado, con especial interés en carbones vegetales (*biochars*), de excelentes propiedades fisicoquímicas, y cuyos porcentajes de remoción dependen de la activación del carbón, que involucra: química, física, origen de la biomasa y temperatura a la cual se fabrica el carbón (Ouyang et al., 2020; Rodríguez-Narváez et al., 2017, Sousa et al., 2021). Los porcentajes de remoción varían entre un 50 % a 75 % para la mayoría de los antibióticos; de un 25 % a 50 % para el caso de la venlafaxina; y alrededor de un 25 % para el caso del sulfametoxazol, dependiendo del tipo del carbón empleado. Al comparar los dos carbones activados más empleados, carbón activado granular (GAC) y carbón activado en polvo (PAC), en operación paralela en tres plantas de tratamiento suecas, se determinó que en general la operación de PAC logró las mayores tasas de eliminación (Kärelid et al., 2017). Dentro de los métodos de adsorbentes también están las membranas de adsorción utilizadas en los procesos de remoción de contaminantes en aguas residuales (Fischer et al., 2015; Gil et al., 2018).

En cuanto a los tratamientos combinados, Riaz y Park (2020) implementaron dióxido de titanio (TiO<sub>2</sub>) para la preparación de la membrana fotocatalítica del biorreactor, alcanzando de ese modo porcentajes de remoción entre 55 % y 68 %, dependiendo del compuesto. Shahbeig et al. (2017) combinaron los biorreactores de membrana con los sistemas de ozonización, y alcanzaron una eliminación de acetaminofén y fluoxetina de alrededor del 98,4 % y 57,83 %, respectivamente.

Las configuraciones híbridas tienen mayor peso en este criterio por sus efectos sinérgicos, y algunos autores señalan que la degradación de los CE por una simple tecnología no es la mejor opción desde el punto de vista económico y ambiental (Herrera Sandoval y Morales Granados, 2020; Rodríguez-Narváez et al., 2017). En segundo lugar, los AOP surgen como buenas alternativas a bajas concentraciones de CE y altas velocidades de reacción, además posibilitan su mineralización (Babuponnusami y Muthukumar, 2014; Brienza et al., 2016; Giannakis et al., 2017; Rubio-Clemente et al., 2014). Los procesos biológicos, a pesar de tener altos índices de remoción, requieren de mayores controles y tiempos de retención; y presentan menores porcentajes de remoción para algunos antibióticos, antidepresivos y B-bloqueadores. Por su parte, las tecnologías de cambio de fase, a pesar de sus altos porcentajes de remoción, requieren de un proceso de descontaminación y recirculación.

#### *Costo de materia prima o de operación*

El factor económico determina la viabilidad para escalar una tecnología. Los procesos de oxidación avanzada se destacan negativamente en este aspecto por su consumo energético, condiciones de operación específicas y reactivos empleados (Gomes et al., 2017; Kantar et al., 2019; Rubio-Clemente et al., 2014). Por ejemplo, la ozonización requiere manejo y personal especializado y es costosa (Gomes et al., 2017); además, según las características del agua residual, como carga hidráulica, sólidos suspendidos o nitratos, entre otros, varían las cantidades de los reactivos a emplear (Martini et al., 2018); y si se usan catalizadores también se deben considerar los costos de producción, caracterización y mantenimiento/recirculación (Bae et al., 2013; Ling et al., 2020).

Los tratamientos biológicos son por su parte más económicos que los procesos de oxidación avanzada. Sus costos están principalmente representados por el tipo de microalga, su proceso de acondicionamiento, el tipo de reactor, el sistema de monitoreo de iluminación, la agitación, la concentración de nutrientes y el pH (Herrera Sandoval y Morales Granados, 2020; Hom-Díaz et al., 2017; Rempel et al., 2020; Sandoval et al., 2020). No obstante, el aprovechamiento posterior de la biomasa generada puede

compensar los costos: Domínguez (2017) obtuvo un hidrolizado de proteínas con un 1,42 % en peso de aminoácidos libres a partir de la biomasa de la *Spirulina*, con la posibilidad de comercializarse como biofertilizante; por su parte, en Nayak y Ghosh (2019), el efluente pretratado con *Scenedemus abundans* se llevó a una celda de combustible fotosintética microbiana (PMFC), para generar electricidad, y la biomasa remanente se usó para la producción de biodiésel.

En cuanto a las tecnologías de cambio de fase, su funcionamiento es renovable y flexible, pero sus costos de operación son altos a escala industrial (Gomes et al., 2017; Herrera Sandoval y Morales Granados, 2020; Ouyang et al., 2020). Un 70 % de los costos totales del proceso de adsorción se deben al adsorbente y su regeneración (Rempel et al., 2020), sumado a su caracterización previa (Kariim et al., 2020). Ahora bien, si se habla del método de activación del carbón y los costos que implica, la activación química presenta menores costos de producción (Ouyang et al., 2020).

Por otra parte, el costo varía al implementar configuraciones híbridas, por ser el resultado de la combinación de varias tecnologías: ejemplo de esto es el estudio de Riaz y Park (2020), en el cual se tienen bajos costos en cuanto a la preparación de la membrana fotocatalítica pero altos costos para la operación del reactor fotocatalítico PCR.

#### *Limitaciones de la tecnología*

Comúnmente se relacionan estas con las condiciones del agua por tratar, la naturaleza de los productos farmacológicamente activos (Cortacans et al., 2016) y características propias de la tecnología, como en el caso de los AOP tipo Fenton (Brienza et al., 2016; Kantar et al., 2019; Ling et al., 2020; Rempel et al., 2020; Rubio-Clemente et al., 2014). Para los procesos electro-Fenton se deben considerar la naturaleza del electrodo, el pH, la concentración del catalizador, el electrolito, la densidad de corriente y la temperatura (Babuponnusami y Muthukumar, 2014). En los procesos sono-Fenton existe una competencia hacia el  $H_2O_2$  entre el ultrasonido y la reacción tipo Fenton, al tratarse de las fuentes para la generación de radicales hidroxilo (Verma y Haritash, 2019). También, los procesos

químicos convencionales para la generación de materiales nanométricos usados en esta tecnología tienen inconvenientes, como formación de superficies defectuosas, baja tasa de producción, altos costos y alto consumo energético (Rodríguez-Narváez et al., 2017).

Otros factores limitantes de la tecnología son el carácter hidrofóbico de los compuestos, o cociente de reparto octanol-agua ( $\text{Log } K_{ow}$ ), que establece que aquellas sustancias más hidrofóbicas (mayor  $\text{Log } K_{ow}$ ) presentan una mayor tasa de degradación, y también se considera, por otra parte, su presión de vapor, ya que los compuestos con una alta presión de vapor experimentan una descomposición térmica dentro de las burbujas de cavitación, mientras que aquellos con baja presión de vapor tienden a mantenerse en la solución, donde son destruidos por una degradación oxidativa (Babuponnusami y Muthukumar, 2014; Serna-Galvis et al., 2019); finalmente, la concentración inicial del contaminante, como se ha expuesto en los demás criterios, también influye, especialmente sobre la generación de mayor número de intermediarios que reaccionan con las especies oxidativas o en su posible mayor toxicidad que la de los compuestos originales (Rempel et al., 2020; Rubio-Clemente et al., 2014).

En cuanto a los tratamientos biológicos, el perfil de crecimiento de las microalgas depende de la disponibilidad de nutrientes, condiciones y medio del cultivo (Nayak y Ghosh, 2019). Las velocidades de remoción y la capacidad de biosorción difieren según las propiedades fisicoquímicas de los productos farmacéuticos objetivos, del  $\text{Log } K_{ow}$ , los grupos funcionales de su estructura química y su concentración en el medio, las condiciones y tiempo de cultivo de la microalga, el tipo y modo de operación del biorreactor, y la cepa de la microalga (Escudero et al., 2020; Rempel et al., 2020; Xiong et al., 2020).

Las limitaciones de las tecnologías de cambio de fase residen principalmente en que son muy pocos los estudios recientes enfocados en la adsorción y eliminación de productos farmacéuticos mediante *biochars*, además de que se tiene muy poca información acerca del mecanismo de funcionalidad y su proceso de preparación (Ouyang et al., 2020). Por la compleja estructura de los productos farmacéuticos, los carbones activados muestran una adsorción

específica para algunos de ellos (Kårelid et al., 2017; Rodríguez-Narváez et al., 2017). La eficiencia de adsorción también está influenciada por la materia orgánica disuelta, que compite con los CE por los sitios de adsorción (Altmann et al., 2014).

Finalmente, en cuanto a las configuraciones híbridas, sus limitaciones varían con las tecnologías usadas (Bezsenyi et al., 2020; Ferrer-Polonio et al., 2020; Ouarda et al., 2018). Sin embargo, se pueden citar ejemplos como el de Riaz y Park (2020), en el cual el proceso llevado a cabo en el reactor de membrana catalítica con ayuda de las AOP limita el rango de aplicación, debido a la baja estabilidad que presenta el reactor. Otro estudio (Shahbeig et al., 2017), en el que se emplea un biorreactor de membrana junto con un sistema de ozonización, reporta dificultades debido al ensuciamiento de la membrana, lo que afecta directamente el proceso de filtración.

### *Operabilidad y tiempos de retención*

Las mismas condiciones de operación de AOP en diferentes PTAR ocasionan diferentes remociones de CE, por lo que no es posible realizar predicciones precisas sobre la eliminación para cada nueva planta (El-taliawy et al., 2017). La cantidad de peróxido de hidrógeno y catalizador dependerán del contaminante por tratar, y así mismo, cuanto mayor es la cantidad inicial de contaminantes, mayor el número de intermediarios generados (Babuponnusami y Muthukumar, 2014; Brienza et al., 2016; Rubio-Clemente et al., 2014). Además, se debe considerar la influencia del pH, la carga hidráulica y el tipo de contaminante durante el proceso (El-taliawy et al., 2017; Kharel et al., 2021), por lo que se deben establecer estrategias de mejoramiento para facilitar la viabilidad del modelo a gran escala, a sabiendas de que esta tecnología es la que menores tiempos de retención presenta, del orden de horas o, incluso, minutos (Brienza et al., 2016; Giannakis et al., 2017; Kantar et al., 2019; Ling et al., 2020; Martini et al., 2018; Riaz y Park, 2020; Serna-Galvis et al., 2019).

Los tratamientos biológicos muestran tiempos de retención altos, generalmente de días o semanas (Bouju et al., 2016; García-Galán et al., 2020; López-Serna et al., 2019; Matamoros et al., 2015; Villar-Navarro et al., 2018; Xiong et al., 2020). Otros



aspectos dependen de la configuración: los tanques abiertos tienen bajo consumo de energía, son económicos en operación y construcción y han sido estudiados por mucho tiempo; no obstante, tienen riesgo de contaminación, necesitan grandes áreas, además de control en el cambio de evaporación y temperatura, y tienen baja producción de biomasa. Por otro lado, los reactores cerrados producen biomasa en un rango de 20-40  $\text{gm}^{-2}\text{d}^{-1}$ , los problemas de contaminación son menores, tienen mejor distribución lumínica debido a su mayor área superficial, requieren menor área que los abiertos y la evaporación es nula; pero sus desventajas se refieren a la alta inversión inicial, la dificultad de escalonamiento y la necesidad de remover el oxígeno (Herrera Sandoval y Morales Granados, 2020; Rempel et al., 2020), si bien el uso de consorcios microbianos, aclimatación y cometabolismo pueden mejorar su viabilidad técnica (Matamoros et al., 2016; Xiong et al., 2018).

Las tecnologías de cambio de fase tienen facilidad de instalación a costos moderados; no obstante, su costo de operación es alto (Herrera Sandoval y Morales Granados, 2020). Las remociones alcanzadas cambian por efecto de la temperatura, la cantidad de carbón activado y el tiempo de contacto, expresado generalmente en horas o minutos, según el contaminante y el adsorbente para emplear (Altmann et al., 2014; Gil et al., 2018; Kårelid et al., 2017; Kariim et al., 2020; Ouyang et al., 2020). Así por ejemplo, Kårelid et al. (2017) alcanzaron un tiempo de retención cuatro a seis veces mayor para los sistemas PAC con respecto a los GAC, indicando que los PAC requieren mayor espacio en el tanque. Otro aspecto considerable es la necesidad de proponer sistemas de regeneración del adsorbente y posterior recirculación, en los que se debe descontaminar el adsorbente por otros procesos (Herrera Sandoval y Morales Granados, 2020; Kårelid et al., 2017).

Finalmente, en las configuraciones híbridas se encuentran tiempos de retención de horas (Ouarda et al., 2018; Villar-Navarro et al., 2018) e incluso días (Ferrer-Polonio et al., 2020), con lo que la dificultad de operación aumenta.

### *Estrategias de mejoramiento*

Con el propósito de mejorar la viabilidad técnica a escala industrial, múltiples enfoques se han

propuesto para cada tecnología. Los AOP son versátiles porque presentan múltiples mecanismos de producción de radicales hidroxilos u otras especies oxidantes, que pueden minimizar algunos inconvenientes (Babuponnusami y Muthukumar, 2014; Brienza et al., 2016; Rempel et al., 2020; Rubio-Clemente et al., 2014). Según Rubio-Clemente et al. (2014), es posible seleccionar una serie de oxidantes con base en las características de las aguas tratadas y metas del tratamiento (Rempel et al., 2020); otros estudios (Brienza et al., 2016; El-taliawy et al., 2017; Giannakis et al., 2017; Gomes et al., 2017; Kharel et al., 2021; Martini et al., 2018; Serna-Galvis et al., 2019; Verma y Haritash, 2019) recomiendan la combinación entre dos o más tecnologías de oxidación (AOP) para disminuir las limitaciones que presenta cada una. Se debe destacar que la combinación con estrategias como luz UV mejora los procesos de remoción y contribuye a la degradación de los subproductos de transformación (Martini et al., 2018; Rubio-Clemente et al., 2014); otros enfoques incluyen el uso de nanomateriales en conjunto con varios AOP o AOP híbridos, tales como polímeros dendríticos, nanopartículas de metal/óxido de metal, zeolitas o nanomateriales a base de carbono (Bethi et al., 2016; Kantar et al., 2019; Ling et al., 2020; Serna-Galvis et al., 2019), que permiten alcanzar mayores porcentajes de remoción en comparación con las otras configuraciones de AOP.

En cuanto a los tratamientos biológicos, las microalgas han tenido especial interés académico e industrial en comparación con otros microorganismos tales como las bacterias u hongos, debido a su capacidad de supervivencia incluso en ambientes extremos (Domínguez, 2017; Rempel et al., 2020). Dentro de estas sobresalen las microalgas mixotróficas, por su capacidad de alterar su metabolismo entre autótrofo y heterótrofo dependiendo de la disponibilidad de fuente de carbono y nutrientes en el ambiente (Escudero et al., 2020; Rempel et al., 2020), además de presentar altas eficiencias fotosintéticas, elevadas tasas de crecimiento y gran capacidad para eliminar nutrientes inorgánicos (Nayak y Ghosh, 2019). Otro aspecto destacable son sus múltiples mecanismos de degradación, que incluyen biosorción, bioacumulación y biodegradación intracelular y extracelular (Escudero et al., 2020; Leng

et al., 2020; Xiong et al., 2018; Xiong et al., 2020), o procesos indirectos como evaporación, fotodegradación y generación de especies oxidantes como los radicales hidroxilos (Matamoros et al., 2016; Xiong et al., 2018).

Entonces, para estos procesos se pueden encontrar diferentes estrategias de mejoramiento, desde el tipo de microalgas para utilizar (Matamoros et al., 2015) hasta la aclimatación con el fin de ganar mayor tolerancia y capacidad de biodegradación en concentraciones más realistas (Bouju et al., 2016; López-Serna et al., 2019; Xiong et al., 2018). En otros casos (Matamoros et al., 2016; Sandoval et al., 2020), parte de la estrategia de mejoramiento es la inclusión de consorcios microbianos de microalgas con bacterias, ya que los exudados de la microalga (carbohidrato, proteínas, lípidos) son la principal fuente de carbono para las bacterias; adicionalmente, las superficies celulares de las microalgas pueden proporcionar también un hábitat estable para las bacterias (Xiong et al., 2018). Por el contrario, la presencia de algunos sustratos orgánicos puede disminuir la eficacia de eliminación de los contaminantes, por lo que es necesario investigar los efectos de varios de estos sustratos (Xiong et al., 2018; Xiong et al., 2020). En cuanto a la configuración y equipos empleados, distintas variantes se muestran en López-Serna et al. (2019), Agüera et al. (2020) y García-Galán et al. (2020).

Actualmente, las estrategias de mejoramiento de los procesos con separación de fase se centran en la búsqueda de nuevos materiales adsorbentes, como

residuos de semillas (Herrera Sandoval y Morales Granados, 2020), y el abordaje de problemáticas ambientales, como la acumulación de desperdicios sólidos (Ouyang et al., 2020), al utilizar varios materiales porosos: carbón activado, resina, sílice, arcilla, nanotubos de carbono de paredes múltiples, zeolita, óxido de grafeno y quitosano.

Por último, en las configuraciones híbridas no se reportan estrategias de mejoramiento, dado que estos sistemas consisten en acoplar dos o más tecnologías para el tratamiento de aguas residuales (Bezsenyi et al., 2020; Ferrer-Polonio et al., 2020; Fischer et al., 2015; Ouarda et al., 2018), por lo que las estrategias anteriormente mencionadas son aplicables. No obstante, esto repercute en los costos o en la operabilidad, como se ha mencionado.

## Resultados

Como resultado de las asignaciones de pesos en las matrices de comparación se determinó (Tabla 5) que la tecnología adecuada para el tratamiento de los productos farmacológicamente activos en cuerpos de agua corresponde a los tratamientos biológicos. Aunque en algunas ocasiones esta tecnología se asocia a la generación de productos de transformación tóxicos (Kharel et al., 2021), esto puede variar en función de las especies y el enfoque empleados (estrategia de mejoramiento). Ahora bien, del cultivo queda la biomasa microalgal, que se puede transformar en biogás, biofertilizantes, biocombustible y biopolímeros. En cuanto a los costos de materias

**Tabla 5.** Resultado matriz de priorización

	Subproductos	Costos de materia prima y operación	Eficiencias y porcentajes de remoción	Estrategias de mejoramiento	Limitaciones de la tecnología	Operabilidad y tiempos de retención requeridos	Priorización
Método de oxidación avanzada	0,0669	0,1292	0,3201	0,2177	0,2536	0,3092	0,1919
Método microbiológico	0,4472	0,3294	0,1717	0,3293	0,2221	0,1056	0,2966
Tecnología de cambio de fase	0,3432	0,4475	0,0597	0,0733	0,0903	0,4351	0,2499
Métodos combinados	0,1427	0,0939	0,4486	0,3797	0,4340	0,1501	0,2616
Ponderación	0,3219	0,1495	0,2157	0,0744	0,1436	0,0948	

*Nota.* La tabla muestra las asignaciones de pesos en las matrices de comparación de acuerdo con su valor ponderado. *Fuente:* elaboración propia.

primas y de operación, se trata de la segunda tecnología más económica, lo que resulta atractivo para los estudios de tratamientos de aguas hoy en día, mientras que los procesos de oxidación avanzada y los métodos híbridos son los más costosos (Bae et al., 2013; Kantar et al., 2019; Rodríguez-Narváez et al., 2017). Finalmente, esta tecnología se caracteriza por alcanzar altos porcentajes de remoción, superiores al 80 % para analgésicos y algunos antibióticos, y entre un 40 % y un 75 % para fármacos de difícil remoción, aunque esto varía dependiendo de factores como enfoque, tipo y concentración del contaminante, etc. (Casas et al., 2015; Villar-Navarro et al., 2018; Xiong et al., 2018, Rempel et al., 2020). Además presenta tiempos de retención relativamente altos, medidos en días o incluso semanas (Bouju et al., 2016; García-Galán et al., 2020; López-Serna et al., 2019; Matamoros et al., 2015; Villar-Navarro et al., 2018; Xiong et al., 2020).

## Conclusiones

El método AHP resultó ser efectivo para la selección de la tecnología adecuada en los procesos de remoción de productos farmacéuticos en aguas residuales, debido a que por su estructura y metodología permite evaluar de una manera más sencilla los diferentes criterios y alternativas para así llegar al resultado. En relación con las perspectivas y tendencias, se requieren más estudios para comprender la formación de productos de transformación, ya que gran variedad de documentos reporta los porcentajes de remoción alcanzados, sin indicar el grado de mineralización final. Por último, las tecnologías con microalgas presentan características que las hacen atractivas para su implementación a gran escala en la remoción de CE, integradas a una biorrefinería para valorizar la biomasa microalgal y generar más productos de valor agregado.

## Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo prestado por el Grupo de Investigación en Procesos de Separación no Convencionales (GPS), de la Fundación Universidad de América, y a la Universidad Nacional, por permitirnos publicar nuestra investigación en su revista.

## Referencias

- Agüera, A., Plaza-Bolaños, P., Acien Fernández, F., 2020. Removal of contaminants of emerging concern by microalgae-based wastewater treatments and related analytical techniques. En: Varjani, S., Pandey, A. Tyagi, R. Hao Ngo, H. Larroche, C. (Eds.), Current developments in biotechnology and bioengineering. Elsevier, Amsterdam; Nueva York, NY. pp. 503-525. DOI: 10.1016/b978-0-12-819594-9.00020-6
- Altmann, J., Ruhl, A., Zietzschmann, F., Jekel, M., 2014. Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment. Water Res. 55, 185-193. DOI: 10.1016/j.watres.2014.02.025
- Aria, M., Cuccurullo, C., 2017. Bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis. J. Informetr. 11(4), 959-975. DOI: 10.1016/j.joi.2017.08.007
- Arias, C., Escudero, A., 2011. Estudio preliminar de la presencia de compuestos emergentes en las aguas residuales del hospital Universidad del Norte. En: Ojeda Benítez, S., Cruz-Sotelo, S., Taboada González, P., Quetzalli-Aguilar, V. (Coord.), Hacia la sustentabilidad: Los residuos sólidos como fuente de energía y materia prima. UAM Xochimilco, México, DF. pp. 275-280.
- Babuponnusami, A., Muthukumar, K., 2014. A review on Fenton and improvements to the Fenton process for wastewater treatment. J. Environ. Chem. Eng. 2(1), 557-572. DOI: 10.1016/j.jece.2013.10.011
- Bae, S., Kim, D., Lee, W., 2013. Degradation of diclofenac by pyrite catalyzed Fenton oxidation. Appl. Catal. B: Environ. 134-135, 93-102. DOI: 10.1016/j.apcatb.2012.12.031
- Baz Sanz, L., 2019. Contaminantes emergentes: Impacto sobre la salud y el medio ambiente. Tesis de grado. Facultad de Farmacia, Universidad Complutense, Madrid.
- Ben Ouada, S., Ben Ali, R., Cimetiere, N., Leboulanger, C., Ben Ouada, H., Sayadi, S., 2019. Biodegradation of diclofenac by two green microalgae: *Picocystis* sp. and *Graesiella* sp. Ecotoxicol. Environ. Safety 186, 109769. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.109769
- Bethi, B., Sonawane, S., Bhanvase, B., Gumfekar, S., 2016. Nanomaterials-based advanced oxidation processes for wastewater treatment: A review. Chem. Eng. Processing: Process Intensif. 109, 178-189. DOI: 10.1016/j.cep.2016.08.016
- Besznyei, A., Sági, G., Makó, M., Palkó, G., Tóth, T., Wojnárovits, L., Takács, E., 2020. The effect of combined cometabolism and gamma irradiation treatment on the biodegradability of diclofenac and sulfamethoxazole. Radiation Physics and Chemistry, 170, 108642. DOI: 10.1016/j.radphyschem.2019.108642
- Botero-Coy, A., Martínez-Pachón, D., Boix, C., Rincón, R., Castillo, N., Arias-Marín, L., Manrique-Losada,

- L., Torres-Palma, R., Moncayo-Lasso, A., Hernández, F., 2018. An investigation into the occurrence and removal of pharmaceuticals in Colombian wastewater. *Sci. Total Environ.* 642, 842-853. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.088
- Bouju, H., Nastold, P., Beck, B., Hollender, J., Corvini, P., Wintgens, T., 2016. Elucidation of biotransformation of diclofenac and 4'-hydroxydiclofenac during biological wastewater treatment. *J. Hazard. Mater.* 301, 443-452. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2015.08.054
- Brienza, M., Mahdi Ahmed, M., Escande, A., Plantard, G., Scrano, L., Chiron, S., Bufo, S. A., Goetz, V., 2016. Use of solar advanced oxidation processes for wastewater treatment: Follow-up on degradation products, acute toxicity, genotoxicity and estrogenicity. *Chemosphere* 148, 473-480. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.01.070
- Bystrzanowska, M., Tobiszewski, M., 2018. How can analysts use multicriteria decision analysis? *TrAC Trends Anal. Chem.* 105, 98-105. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.05.003>
- Casas, M., Chhetri, R., Ooi, G., Hansen, K., Litty, K., Christensson, M., Kragelund, C., Andersen, H., Bester, K., 2015. Biodegradation of pharmaceuticals in hospital wastewater by staged Moving Bed Biofilm Reactors (MBBR). *Water Res.* 83, 293-302. DOI: 10.1016/j.watres.2015.06.042
- Cortacans, J., Hernández, A., del Castillo, I., Montes, E., Hernández, A., 2016. Presencia de fármacos en aguas residuales y eficacia de los procesos convencionales en su eliminación. En: III Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente "Agua, Biodiversidad e Ingeniería". Zaragoza, España.
- Couto, C., Lange, L., Amaral, M., 2019. Occurrence, fate and removal of pharmaceutically active compounds (PhACs) in water and wastewater treatment plants. A review. *J. Water Process Eng.* 32, 100927. DOI: 10.1016/j.jwpe.2019.100927
- El-taliawy, H., Ekblad, M., Nilsson, F., Hagman, M., Paxeus, N., Jönsson, K., Cimbritz, M., la Cour Jansen, J., Bester, K., 2017. Ozonation efficiency in removing organic micro pollutants from wastewater with respect to hydraulic loading rates and different wastewaters. *Chem. Eng. J.* 325, 310-321. DOI: 10.1016/j.cej.2017.05.019
- Escudero, A., Hunter, C., Roberts, J., Helwig, K., Pahl, O., 2020. Pharmaceuticals removal and nutrient recovery from wastewaters by *Chlamydomonas acidophila*. *Biochem. Eng. J.* 156, 107517. DOI: 10.1016/j.bej.2020.107517
- Ferrer-Polonio, E., Fernández-Navarro, J., Iborra-Clar, M., Alcaina-Miranda, M., Mendoza-Roca, J., 2020. Removal of pharmaceutical compounds commonly-found in wastewater through a hybrid biological and adsorption process. *J. Environ. Manage.* 263, 110368. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110368
- Fischer, K., Grimm, M., Meyers, J., Dietrich, C., Gläser, R., Schulze, A., 2015. Photoactive microfiltration membranes via directed synthesis of TiO<sub>2</sub> nanoparticles on the polymer surface for removal of drugs from water. *Journal of Membrane Science* 478, 49-57. DOI: 10.1016/j.memsci.2015.01.009
- García-Galán, M., Arashiro, L., Santos, L., Insa, S., Rodríguez-Mozaz, S., Barceló, D., Ferrer, I., Garfí, M., 2020. Fate of priority pharmaceuticals and their main metabolites and transformation products in microalgae-based wastewater treatment systems. *J. Hazard. Mater.* 390, 121771. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.121771
- Giannakis, S., Hendaoui, I., Jovic, M., Grandjean, D., de Alencastro, L., Girault, H., Pulgarín, C., 2017. Solar photo-Fenton and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> processes against the antidepressant Venlafaxine in urban wastewaters and human urine. Intermediates formation and biodegradability assessment. *Chem. Eng. J.* 308, 492-504. DOI: 10.1016/j.cej.2016.09.084
- Gil, A., Santamaría, L., Korili, S., 2018. Removal of caffeine and diclofenac from aqueous solution by adsorption on multiwalled carbon nanotubes. *Colloids Interface Sci. Commun.* 22, 25-28. DOI: 10.1016/j.colcom.2017.11.007
- Gil, M., Soto, A., Usma, J., Gutiérrez, O., 2012. Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Rev. P+L* 7(2), 52-73.
- Gomes, J., Costa, R., Quinta-Ferreira, R., Martins, R., 2017. Application of ozonation for pharmaceuticals and personal care products removal from water. *Sci. Total Environ.* 586, 265-283. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.216
- Gómez Rubio, A., Barrero Garzón, L., Rivera Vargas, S., Villalobos Rodríguez, A., 2019. Consumo de antibióticos en el ámbito hospitalario v. 4. Instituto Nacional de Salud Colombia, Bogotá, DC.
- Grajales-Quintero, A., Serrano-Moya, E., Hahn Von-H, C., 2013. Los métodos y procesos multicriterio para la evaluación. *Luna Azul* (36), 285-306.
- Herrera Sandoval, J., Morales Granados, M., 2020. Comparación de métodos para el manejo de contaminantes orgánicos emergentes en aguas residuales. *Ingenio Colombiano IngCo*, disponible en: <https://www.virtualpro.co/biblioteca/comparacion-de-metodos-para-el-manejo-de-contaminantes-organicos-emergentes-en-aguas-residuales> ; consultado: junio de 2020.
- Hom-Díaz, A., Jaén-Gil, A., Bello-Laserna, I., Rodríguez-Mozaz, S., Vicent, T., Barceló, D., Blánquez, P., 2017. Performance of a microalgal photobioreactor treating toilet wastewater: Pharmaceutically active compound removal and biomass harvesting. *Sci. Total Environ.* 592, 1-11. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.224

- Instituto Nacional de Vigilancia de Medicamentos y Alimentos Colombia (Invima) 2020. Normas farmacológicas. Ministerio de Salud, Bogotá, DC.
- Kantar, C., Oral, O., Oz, N., 2019. Ligand enhanced pharmaceutical wastewater treatment with Fenton process using pyrite as the catalyst: Column experiments. *Chemosphere* 237, 124440. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.124440
- Kårelid, V., Larsson, G., Björleinius, B., 2017. Pilot-scale removal of pharmaceuticals in municipal wastewater: Comparison of granular and powdered activated carbon treatment at three wastewater treatment plants. *J. Environ. Manage.* 193, 491-502. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.02.042
- Kariim, I., Abdulkareem, A., Abubakre, O., 2020. Development and characterization of MWCNTs from activated carbon as adsorbent for metronidazole and levofloxacin sorption from pharmaceutical wastewater: Kinetics, isotherms and thermodynamic studies. *Sci. Afr.* 7, e00242. DOI: 10.1016/j.sciaf.2019.e00242
- Kharel, S., Stapf, M., Miehe, U., Ekblad, M., Cimbritz, M., Falås, P., Nilsson, J., Sehlén, R., Bregendahl, J., Bester, K., 2021. Removal of pharmaceutical metabolites in wastewater ozonation including their fate in different post-treatments. *Sci. Total Environ.* 759, 143989. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143989
- Klein, E., Van Boeckel, T., Martínez, E., Pant, S., Gandra, S., Levin, S. A., Goossens, H., Laxminarayan, R., 2018. Global increase and geographic convergence in antibiotic consumption between 2000 and 2015. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 115(15), 3463-3470. DOI: 10.1073/pnas.1717295115
- Leng, L., Wei, L., Xiong, Q., Xu, S., Li, W., Lv, S., Lu, Q., Wan, L., Wen, Z., Zhou, W., 2020. Use of microalgae based technology for the removal of antibiotics from wastewater: A review. *Chemosphere* 238, 124680. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.124680
- Ling, L., Liu, Y., Pan, D., Lyu, W., Xu, X., Xiang, X., Lyu, M., Zhu, L., 2020. Catalytic detoxification of pharmaceutical wastewater by Fenton-like reaction with activated alumina supported CoMnAl composite metal oxides catalyst. *Chem. Eng. J.* 381(866), 122607. DOI: 10.1016/j.cej.2019.122607
- López-Serna, R., Posadas, E., García-Encina, P., Muñoz, R., 2019. Removal of contaminants of emerging concern from urban wastewater in novel algal-bacterial photobioreactors. *Sci. Total Environ.* 662, 32-40. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.206
- Domínguez, Manuel, M., 2017. Diseño de una planta para la producción de biofertilizante a partir de *Arthrospira platensis* cultivada en agua residual urbana. Trabajo fin de grado. Facultad de Ciencias, Universidad de Cádiz, Cádiz, España.
- Martini, J., Orge, C., Faria, J., Pereira, M., Soares, O., 2018. Sulfamethoxazole degradation by combination of advanced oxidation processes. *J. Environ. Chem. Eng.* 6(4), 4054-4060. DOI: 10.1016/j.jece.2018.05.047
- Matamoros, V., Gutiérrez, R., Ferrer, I., García, J., Bayona, J., 2015. Capability of microalgae-based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants: A pilot-scale study. *J. Hazard. Mater.* 288, 34-42. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2015.02.002
- Matamoros, V., Uggetti, E., García, J., Bayona, J., 2016. Assessment of the mechanisms involved in the removal of emerging contaminants by microalgae from wastewater: A laboratory scale study. *J. Hazard. Mater.* 301, 197-205. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2015.08.050
- Nayak, J., Ghosh, U., 2019. Post treatment of microalgae treated pharmaceutical wastewater in photosynthetic microbial fuel cell (PMFC) and biodiesel production. *Biomass Bioenergy* 131, 105415. DOI: 10.1016/j.biombioe.2019.105415
- Ouarda, Y., Tiwari, B., Azaïs, A., Vaudreuil, M.-A., Ndiaye, S., Drogui, P., Tyagi, R., Sauvé, S., Desrosiers, M., Buelna, G., Dubé, R., 2018. Synthetic hospital wastewater treatment by coupling submerged membrane bioreactor and electrochemical advanced oxidation process: Kinetic study and toxicity assessment. *Chemosphere* 193, 160-169. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.11.010
- Ouyang, J., Zhou, L., Liu, Z., Heng, J., Chen, W., 2020. Biomass-derived activated carbons for the removal of pharmaceutical micropollutants from wastewater: A review. *Sep. Purif. Technol.* 253, 117536. DOI: 10.1016/j.seppur.2020.117536
- Peña-Guzmán, C., Ulloa-Sánchez, S., Mora, K., Helena-Bustos, R., López-Barrera, E., Álvarez, J., Rodríguez-Pinzón, M., 2019. Emerging pollutants in the urban water cycle in Latin America: A review of the current literature. *J. Environ. Manage.* 237, 408-423. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.02.100
- ProColombia, 2019. El 83 % de las ventas del sector farmacéutico en Colombia son medicamentos que requieren prescripción o son recetados. *Comunicado de prensa*, disponible en: <https://www.colombiade.com.co/noticias/el-83-de-las-ventas-del-sector-farmacéutico-en-colombia-son-medicamentos-que-requieren-prescripcion-o-son-recetados>; consultado:
- Rempel, A., Gutkoski, J., Nazari, M., Biolchi, G., Cavanhi, V., Treichel, H., Colla, L., 2020. Current advances in microalgae-based bioremediation and other technologies for emerging contaminants treatment. *Sci. Total Environ.* 772, 144918. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144918
- Riaz, S., Park, S.-J., 2020. An overview of TiO<sub>2</sub>-based photocatalytic membrane reactors for water and wastewater treatments. *J. Ind. Eng. Chem.* 84, 23-41. DOI: 10.1016/j.jiec.2019.12.021
- Rivera-Jaimes, J., Postigo, C., Melgoza-Alemán, R., Aceña, J., Barceló, D., López de Alda, M., 2018. Study of

- pharmaceuticals in surface and wastewater from Cuernavaca, Morelos, Mexico: Occurrence and environmental risk assessment. *Sci. Total Environ.* 613-614, 1263-1274. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.134
- Rodríguez-Narváez, O., Peralta-Hernández, J., Goonetilleke, A., Bandala, E., 2017. Treatment technologies for emerging contaminants in water: A review. *Chem. Eng. J.* 323, 361-380. DOI: 10.1016/j.cej.2017.04.106
- Rubio-Clemente, A., Chica, E., Peñuela, G., 2014. Aplicación del proceso Fenton en el tratamiento de aguas residuales de origen petroquímico. *Ing. Compet.* 16(2), 211-223. DOI: 10.25100/iyv.v16i2.3696
- Sandoval, J., Morales Granados, M., Rubio, D., 2020. Breve revisión del uso de microalgas para la remoción de contaminantes emergentes en aguas residuales. *Gest. Ambient.* 23(1), 127-137. DOI: 10.15446/ga.v23n1.84034
- Serna-Galvis, E. A., Botero-Coy, A. M., Martínez-Pachón, D., Moncayo-Lasso, A., Ibáñez, M., Hernández, F., Torres-Palma, R., 2019. Degradation of seventeen contaminants of emerging concern in municipal wastewater effluents by sonochemical advanced oxidation processes. *Water Res.* 154, 349-360. DOI: 10.1016/j.watres.2019.01.045
- Shahbeig, H., Mehrnia, M., Mohammadi, A., Moghaddam, P., Rouini, M., 2017. Pharmaceutical wastewater treatment using membrane bioreactor-ozonation system. *Water Environ. J.* 31(1), 57-63. DOI: 10.1111/wej.12222
- Smith, R., Jaramillo, G., Vélez, J., Botero, V., Caballero, H., 2005. Desarrollo de técnicas para el manejo de incertidumbre e imprecisión en problemas de decisión con múltiples objetivos: informe final. Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia.
- Sousa, É., Rocha, L., Jaria, G., Gil, M. V., Otero, M., Esteves, V., Calisto, V., 2021. Optimizing microwave-assisted production of waste-based activated carbons for the removal of antibiotics from water. *Sci. Total Environ.* 752, 141662. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141662
- Tejada, C., Quiñónez, E., Peña, M., 2014. Contaminantes emergentes en aguas: Metabolitos de fármacos. Una revisión. *Rev. Fac. Cienc. Básicas* 10(1), 80-101. DOI: 10.18359/rfcb.341
- Toskano, G., 2005. El proceso de análisis jerárquico (AHP) como herramienta para la toma de decisiones en la selección de proveedores. Monografía. Facultad de Ciencias Matemáticas, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima.
- Verma, M., Haritash, A., 2019. Degradation of amoxicillin by Fenton and Fenton-integrated hybrid oxidation processes. *J. Environ. Chem. Eng.* 7(1), 102886. DOI: 10.1016/j.jece.2019.102886
- Villar-Navarro, E., Baena-Nogueras, R., Paniw, M., Perales, J., Lara-Martín, P., 2018. Removal of pharmaceuticals in urban wastewater: High rate algae pond (HRAP) based technologies as an alternative to activated sludge based processes. *Water Res.* 139, 19-29. DOI: 10.1016/j.watres.2018.03.072
- Xiong, J.-Q., Kurade, M., Jeon, B.-H., 2018. Can microalgae remove pharmaceutical contaminants from water? *Trends Biotechnol.* 36(1), 30-44. DOI: 10.1016/j.tibtech.2017.09.003
- Xiong, Q., Liu, Y.-S., Hu, L.-X., Shi, Z.-Q., Cai, W.-W., He, L.-Y., Ying, G.-G., 2020. Co-metabolism of sulfamethoxazole by a freshwater microalga *Chlorella pyrenoidosa*. *Water Res.* 175, 115656. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115656