

**ESTADO DEL ARTE SOBRE LA OCURRENCIA Y REMOCIÓN DE
IBUPROFENO UTILIZANDO TECNOLOGÍA DE MEMBRANAS****STATE OF THE ART ON THE OCCURRENCE AND REMOVAL OF
IBUPROFEN USING MEMBRANE TECHNOLOGY**

MSc. María Angélica Alvarez Bayona*, **MSc. Romel Gallardo Amaya***,
PhD. Nelson Afanador García*

* **Universidad Francisco de Paula Santander Ocaña**, Facultad de Ingenierías, Grupo de
Investigación GIGMA y Grupo de investigación GITYD.

Ocaña, Norte de Santander, Colombia.

E-mail: {maalvarezb, rjgallardo, nafanadorg}@ufpso.edu.co

<https://orcid.org/0000-0002-9464-9884>

<https://orcid.org/0000-0002-4740-4841>

<https://orcid.org/0000-0001-5463-2036>

Resumen: La presencia de Contaminantes Emergentes (CE) en el ambiente y especialmente en el agua, es debida principalmente al uso diario y creciente de productos de cuidado personal, farmacéuticos y compuestos disruptores endocrinos. Los CE, aun en concentraciones del orden de nanogramos por litro (ng/L), son capaces de generar serios daños potenciales en la salud y en los ecosistemas. El ibuprofeno es un CE del grupo farmacéutico, ampliamente utilizado y de venta libre, lo cual hace que sea de fácil acceso. Esta investigación, realiza una recopilación de algunos estudios a nivel mundial que han reportado la presencia del ibuprofeno a niveles de traza, en el agua superficial, subterránea, efluentes y afluentes de las plantas de tratamiento de agua residual e incluso en el agua potable; así como los porcentajes de remoción que se han obtenido al utilizar tratamientos avanzados, la tecnología de membranas.

Palabras clave: Ibuprofeno, membranas, nanofiltración, ocurrencia, osmosis inversa, remoción.

Abstract: The presence of emerging contaminants (ECs) in the environment and especially in water is mainly due to the daily and increasing use of personal care products, pharmaceuticals, and endocrine disrupting compounds. ECs, even in concentrations of the order of nanograms per liter (ng/L), can generate serious potential damage to health and ecosystems. Ibuprofen is a widely used and over-the-counter EC of the pharmaceutical group, which makes it easily accessible. This research makes a compilation of some studies worldwide that have reported the presence of ibuprofen at trace levels in surface water, groundwater, effluents, and effluents from wastewater treatment plants and even in drinking water, as well as the removal percentages that have been obtained by using advanced treatments such as membrane technology.

Keywords: Ibuprofen, membranes, nanofiltration, occurrence, reverse osmosis, removal.

1. INTRODUCCIÓN

Los impactos sobre la ecología, el medio ambiente y las fuentes hídricas han surgido como consecuencia del desmesurado crecimiento poblacional y las actividades antropogénicas; siendo el agua uno de los recursos más afectados en cuanto a pérdidas de disponibilidad y calidad. Entre las principales fuentes de contaminación se encuentran: las aguas residuales, la escorrentía agrícola y urbana, el desarrollo pecuario, residuos industriales, efluentes de plantas de tratamiento, la acumulación de sedimentos tóxicos, el uso incontrolable de pesticidas, la generación de energía, entre otros.

Las investigaciones sobre la calidad del agua se centran comúnmente en nutrientes, contaminantes microbianos, metales pesados y contaminantes prioritarios. Sin embargo, investigaciones recientes revelan la presencia de una multitud de contaminantes orgánicos que afectan significativamente la calidad del agua (Rodríguez-Narvaez et al., 2017); se empezaron a estudiar a mediados de la década de 1990 para enfocarse en productos químicos que fueron "descubiertos recientemente" en el medio ambiente, no tenían normas reguladoras asociadas a ellos y, sin embargo, eran al menos potencialmente tóxicos para la vida silvestre e incluso para los humanos, este grupo de productos químicos ahora es reconocido como Contaminantes Emergentes (CE) (Poynton & Robinson, 2018).

Entre los CE se encuentran los productos farmacéuticos (PhAC), que son un conjunto de contaminantes ecológicos en desarrollo, que se utilizan de manera amplia y progresiva como parte de la medicación humana y veterinaria. Incluyen compuestos de interés ambiental como antibióticos, drogas legales e ilícitas, analgésicos, esteroides, betabloqueantes, etc. (Fatta-Kassinos et al., 2011). Se estima que se utilizan aproximadamente 3000 sustancias diferentes como productos farmacéuticos; sin embargo, solo unos cuantos han sido investigados hasta ahora en el medio ambiente (Richardson, 2008). Se han detectado en aguas naturales (aguas superficiales y subterráneas), efluentes tratados, sedimentos y lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) e incluso en aguas destinadas al consumo humano (Jaffrézic et al., 2017).

De los PhAC que se han detectado con mayor frecuencia en el medio ambiente, se encuentra el

ibuprofeno, un medicamento ampliamente usado como antipirético, analgésico y antiinflamatorio (AINE); de venta libre, siendo el tercero más popular a nivel mundial (Zur et al., 2011); estudios han reportado su presencia en el agua potable (Aristizabal-Ciro et al., 2017), influentes y efluentes de las PTAR (Madera-Parra et al., 2018; Pérez-Parada et al., 2012), en aguas residuales sin tratar (Gibson et al., 2007) y en el agua superficial (Ascar et al., 2013; Babay et al., 2014; Félix-Cañedo et al., 2013a; Suazo et al., 2017).

Actualmente las plantas de tratamiento de agua potable convencional (PTAP) son insuficientes para remover las trazas de los CE y lo que es peor aun no se encuentran regulados por normas de calidad de agua, se ha probado por parte de la comunidad científica que la exposición de los seres humanos a este tipo de contaminantes puede ser capaz de alterar el sistema endocrino, bloqueando o perturbando las funciones hormonales de los organismos, generar irregularidades del sistema inmunitario, disminución de la fertilidad, e incluso pueden incrementar la incidencia de diferentes tipos de cáncer (Maroneze et al., 2014). Por su parte, la presencia del ibuprofeno en el agua potable está potencialmente relacionado con el deterioro del crecimiento en células del riñón embrionario humano (Pomati et al., 2006).

Actualmente se están implementando diferentes técnicas para la remoción de CE en el agua, esta investigación hace una revisión sobre el uso de tecnología de membranas como una alternativa viable y sostenible para la eliminación del ibuprofeno en diferentes concentraciones, que puede ser replicada en zonas donde se tenga que implementar soluciones a este tipo de problemáticas.

2. MINERIA DE DATOS

Para recopilar información, se utilizaron fuentes de búsqueda en la base de datos bibliográfica Scopus, tanto para artículos de revisión como de investigación, utilizando las palabras claves: "Emerging Contaminants", "Pharmaceutical Products", "Endocrine Disrupting", "Wastewater", "Drinkingwater", "Surface Water", "Determination", "Occurrence" y "Membrane Technology"; la mayor concentración de artículos encuentra a partir del año 2016 considerando así las publicaciones más recientes, luego se eliminaron las réplicas y se eligieron las de mayor relevancia, en el estudio de

los CE. Empleando el software VOSviewer se pudieron construir y visualizar redes bibliométricas (Fig.1), donde se puede observar que la mayoría de los artículos hacen relevancia al método de detección, las fuentes y los productos farmacéuticos.

Es importante resaltar que casi toda la información en los documentos de revisión de los CE y PhAC está disponible solo para países europeos y norteamericanos (Lange et al., 2012). En consecuencia, es difícil evaluar las diferencias en los patrones de ocurrencia entre regiones geográficas (Tran et al., 2018). El número de estudios también está aumentando en Asia, principalmente en China, dejando una brecha de conocimiento en países de América del Sur y África (Ebele et al., 2017).

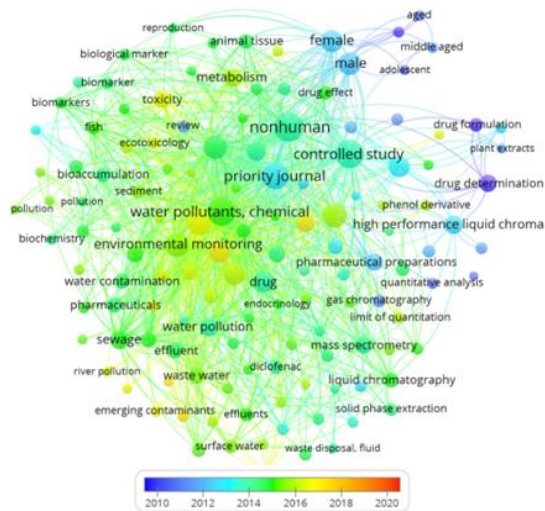


Fig. 1. Evaluación Bibliométrica

3. OCURRENCIA EN EL AGUA

Los PhAC se usan ampliamente debido a sus numerosas aplicaciones médicas, industriales, agrícolas y domésticas; en los últimos años su presencia el medio ambiente ha sido motivo de preocupación debido a las posibles amenazas sobre los ecosistemas y en la salud de las personas, estudios han informado de su presencia en diferentes matrices de agua, esto debido a que pueden ingresar al ambiente a través de varias vías, como: aguas residuales domésticas, industriales, agrícolas y hospitalarias; así como el transporte a través del ciclo hidrológico natural.

El ibuprofeno hace parte de los PhAC que se han detectado con mayor frecuencia en el medio ambiente, a continuación, se presentan algunos casos.

3.1 Agua Potable y Fuentes de Abastecimiento

La ocurrencia de PhAC en el agua potable es un tema de vital importancia ya que se encuentra involucrada la salud de los seres humanos, por lo tanto, su presencia debe ser evaluada y monitoreada desde las fuentes de abastecimiento hasta su distribución, como lo son: los reservorios, embalses, aguas superficiales, PTAP, entre otros.

Varias fuentes han reportado la presencia de PhAC, a nivel mundial en el agua potable, entre los más detectados se encuentra el ibuprofeno, debido a su uso masivo, por ejemplo, en el área metropolitana de Turín, Italia, se hallaron concentraciones superiores a 3 ng/L, teniendo en cuenta, que en la fuente de abastecimiento se concentra gran cantidad de contaminación debido al contacto con aguas residuales y hospitalarias (Papagiannaki et al., 2021); por otra parte, un estudio realizado en Ontario, Canadá, en 17 puntos de muestreo determino que el ibuprofeno es uno de los PhAC detectado con mayor frecuencia en el agua potable (Kleywegt et al., 2011); en Colombia la concentración detectada es mucho mayor que en otros países consultados, ya que los reservorios que se utilizan como fuente de abastecimiento para el agua potable, tienen contacto con aguas residuales domésticas, industriales y agrícolas sin ningún tipo de tratamiento previo (Aristizabal-Ciro et al., 2017). En la Tabla 1 se pueden observar algunas investigaciones realizadas a nivel mundial sobre la ocurrencia de ibuprofeno en el agua potable.

Tabla 1: Ocurrencia del ibuprofeno en el agua potable

País	Concentración (ng/L)	Referencia
Italia	3.77	(Papagiannaki et al., 2021)
China	1.28	(Wu et al., 2022)
Taiwán	55.6	(Pai et al., 2020)
Francia	1.3	(Vulliet et al., 2011)
Canadá	12	(Kleywegt et al., 2011)
Estados Unidos	10.2	(Padhye et al., 2014)
Brasil	10	(Pompei et al., 2019)
Polonia	39	(Kot-Wasik et al., 2016)
Nigeria	49.6	(Waleng & Nomngongo, 2022)
Colombia	7 - 62	(Aristizabal-Ciro et al., 2017)

3.2 Sistema de Tratamiento de Aguas Residuales

Las PTAR se encuentran entre las principales fuentes de CE en las aguas superficiales. Esto se asocia principalmente con el bajo rendimiento de las tecnologías convencionales para la eliminación de cantidades a niveles de traza de los CE. Sin embargo, el escenario es más crítico en países en vía de desarrollo pues las PTAR son prácticamente inexistentes, y por lo tanto sus descargas se hacen directamente sobre las fuentes hídricas y áreas agrícolas.

3.2.1 Afluentes y efluentes de las PTAR

Investigaciones realizadas demuestran que las concentraciones de PhAC que ingresan a las PTAR son muy altas, sobre todo de antibióticos y analgésicos. Es así, que en las PTAR se utilizan diferentes procesos para eliminar la mayor cantidad de sustancias tóxicas que se puedan presentar en los afluentes antes de ser descargados a los cuerpos de agua, sin embargo, la gran mayoría son de tipo convencional y no pueden eliminar eficazmente las concentraciones de estas sustancias a niveles de traza, lo que está generando contaminación directa en las fuentes hídricas. Un estudio realizado en China investigó la ocurrencia en los afluentes de dos PTAR, de un grupo de PhAC utilizados para el tratamiento de diversas enfermedades, entre las que se encontraba el COVID-19, determinando que el ibuprofeno fue el fármaco que se detectó con mayor concentración, así como en el afluente luego de su tratamiento (Liu et al., 2022). Igualmente, otro estudio realizado en Suráfrica reportó que el ibuprofeno fue el PhAC detectado con mayor concentración tanto en el afluente como en el efluente, estableciendo de esta manera que luego de un tratamiento convencional la remoción es insuficiente, y por lo tanto contribuye a la contaminación del río Msunduzi (Matongo et al., 2015). En Cracovia, Polonia, se estudió la presencia de once PhAC de uso frecuente, siendo el ibuprofeno una de las sustancias con mayor concentración en el afluente y efluente de la PTAR estudiada (Nosek et al., 2014). Por otra parte, en un estudio realizado en Corea, donde se evaluaron cuatro PTAR que utilizan diferentes procesos de tratamiento biológico para la eliminación de contaminantes, determino que en el proceso de coagulación se produjo un efecto adverso en la eliminación del ibuprofeno (Son et al., 2021). En Chile se evaluaron muestras de agua antes y después del tratamiento realizado por una PTAR cerca de la Región Metropolitana, determinando que la concentración del ibuprofeno era de 10 a

100 veces mayor que los de otros PhAC como el ketoprofeno y el naproxeno, además, la investigación permitió determinar que las concentraciones mas altas halladas en el agua superficial se encontraban muy cerca al sitio de descarga de la PTAR, indicando que el proceso de tratamiento es insuficiente para eliminar los contaminantes (Ascar et al., 2013).

En la Tabla 2 se pueden observar algunas de las investigaciones realizadas a nivel mundial sobre la ocurrencia de ibuprofeno en el afluente y efluente de las PTAR.

Tabla 2: Ocurrencia del ibuprofeno en el afluente y efluente de las PTAR

País	Afluente (ng/L)	Afluente (ng/L)	Referencia
China	178–2647	0–204	(Liu et al., 2022)
Suráfrica	117600	58710	(Matongo et al., 2015)
Polonia	2496	<42	(Nosek et al., 2014)
Suiza	15670-22820	0-780	(Larsson et al., 2014)
Corea	76700–174000	530–2910	(Son et al., 2021)
España	316 ± 9.52	81.0 ± 8.0	(Afonso-Olivares et al., 2017)
India	11000-217000	170	(Praveenkumarredy et al., 2021)
Portugal	350-37100	70-10800	(Silva et al., 2021)
Alemania	32000 ± 800	400	(Sossalla et al., 2021)
Costa Rica	500 - 10000	90 - 8000	(Ramírez-Morales et al., 2020)
Chile	2850 - 47720	2800 - 40000	(Ascar et al., 2013)
Colombia	100 - 700	2100 - 100	(Arrubla et al., 2016)

3.3 Agua Superficial

Actualmente a nivel mundial muchas fuentes hídricas se encuentran contaminadas, por tal motivo se hace necesario monitorear la presencia de CE, ya que una vez que ingresan a los ríos, estos se encargan de dispersarlos a otros cuerpos de agua, incluidos acuíferos, estuarios y sistemas marinos. Así mismo, el cambio climático también ha contribuido con la distribución de los CE en el medio ambiente ya que, al generarse tormentas e inundaciones extremas, pueden liberar contaminantes a través de la escorrentía superficial y también a través de la resuspensión de sedimentos en los ríos (Richardson & Kimura, 2017).

Varios estudios a nivel mundial han reportado la presencia de PhAC en las aguas superficiales, en Buenos Aires, Argentina, se estudiaron varias fuentes, en áreas cercanas a una gran cantidad de instalaciones industriales, municipales y domésticas, que descargan sus aguas residuales en ríos y arroyos, determinando altas concentraciones de PhAC, entre los que se encontraba el ibuprofeno (Elorriaga et al., 2013). Así mismo, en la Región Metropolitana de Chile, se recolectaron muestras de agua de diferentes sitios del río Maipo, el cual se encuentra marcado por asentamientos urbanos y actividades agrícolas, determinando también altas concentraciones de ibuprofeno (Suazo et al., 2017). En el Área Metropolitana de la Ciudad de México, se determinó la presencia y distribución de un grupo de 17 CE en fuentes de agua superficial, donde se detectaron 11 contaminantes, entre los que se encontraba el ibuprofeno (Félix-Cañedo et al., 2013). Igualmente, también fue reportado en Santiago de Cali Colombia en el Rio Cauca (Madera-Parra et al., 2018).

En la Tabla 3 se pueden observar algunas de las investigaciones realizadas a nivel mundial sobre la ocurrencia de ibuprofeno en aguas superficiales.

Tabla 3: Ocurrencia del ibuprofeno en aguas superficiales

País	Concentración (ng/L)	Referencia
Argentina	400–13000	(Elorriaga et al., 2013)
Chile	2300	(Suazo et al., 2017)
México	15 - 45	(Félix-Cañedo et al., 2013)
Colombia	894	(Madera-Parra et al., 2018)
India	1834	(Gopal et al., 2021)
Noruega	<20-2500	(Paruch & Paruch, 2021)
República Checa	1600	(Skocovska et al., 2021)
China	7.9-590	(Yao et al., 2018)
España	2660	(Mandarin et al., 2018)

3.4 Agua de mar

El agua de mar también está siendo afectada por la presencia de CE, que en su gran mayoría se deben a la incorporación de aguas residuales con y sin tratamiento, además de la influencia antrópica en las zonas costeras las cuales ofrecen áreas de entretenimiento, pesca, turismo entre otras. Varios autores han informado esta problemática, por ejemplo, en Brasil en la Bahía de Todos los Santos, se estudió la ocurrencia de CE tanto en aguas someras como profundas, debido a que estas reciben más de 7367 m³ de aguas residuales mal tratadas por día, generando preocupación por las altas concentraciones de PhAC, entre los que se encontraba el ibuprofeno (Pereira et al., 2016). Así

mismo, un estudio realizado en la costa norte portuguesa determinó la presencia de varios PhAC, donde el ibuprofeno y sus dos metabolitos (carboxibuprofeno e hidroxibuprofeno) registraron las concentraciones más altas en las muestras de agua de mar de la playa de Castelo do Queijo, esto debido a que las PTAR situadas en los alrededores vierten sus efluentes en este punto (Lolić et al., 2015). A continuación, en la Tabla 4 se pueden observar algunas de las investigaciones que se han realizado sobre la ocurrencia del ibuprofeno en el agua de mar.

Tabla 4: Ocurrencia del ibuprofeno en el agua de mar

País	Concentración (ng/L)	Referencia
Brasil	326.1 - 2094	(Pereira et al., 2016)
Portugal	222	(Lolić et al., 2015)
Turquía	<15 - 2130	(Korkmaz et al., 2022)
Reino Unido	0.8 - 697	(Niemi et al., 2022)
Sudáfrica	170	(Ngubane et al., 2019)
España	16	(Gros et al., 2012)
Francia	1500	(Togola & Budzinski, 2008)
Singapur	41 - 121	(J. Wu et al., 2010)
Taiwán	2.5 – 57.1	(Fang et al., 2012)

4. REMOCION DEL IBUPROFENO UTILIZANDO TECNOLOGIA DE MEMBRANAS

Los tratamientos con tecnología de membranas, se basan en el uso de presión hidrostática para eliminar sólidos suspendidos y solutos de alto peso molecular y permitir el paso de agua y solutos de bajo peso (Rodríguez-Narvaez et al., 2017), se emplean membranas con distintos tamaños de poro (Microfiltración (MF), 1-0.1 μm ; Ultrafiltración (UF), 0.1-0.01 μm ; Nanofiltración (NF), 0.01-0.001 μm), así como de membranas selectivas semipermeables (ósmosis inversa (RO), tamaño de poro < 0.001 μm y ósmosis directa (FO)) (Maroneze et al., 2014). Su uso ha aumentado considerablemente, una de las grandes ventajas que presentan estos sistemas de filtración es que son capaces de retener un gran número de sustancias contaminantes en las aguas, entre ellos los CE (Maroneze et al., 2014); sin embargo, no permiten la degradación de estas, por lo que dichos contaminantes se concentran en forma de residuos sólidos, requiriendo de un tratamiento adicional posterior, y, por tanto, encareciendo los costos del proceso (Homem & Santos, 2011). Los tratamientos con membranas son muy prometedores, especialmente con nuevas investigaciones en el desarrollo de membranas antiincrustantes y autocurativas (Richardson,

2008). Las propiedades de los materiales de membrana y los contaminantes, como el tamaño de los poros, la hidrofobia, los grupos funcionales, pKa, además de la calidad del agua tratada, son algunos de los factores complejos que influyen en la eliminación (Rodríguez-Narvaez et al., 2017).

En la siguiente Tabla 5 se pueden observar algunas de las investigaciones que se han realizado a nivel mundial con respecto a la remoción del ibuprofeno utilizando tecnología de membranas.

Tabla 5: Porcentaje de remoción del ibuprofeno utilizando tecnología de membranas

País	Tecnología	% Rem.	Ref.
Brasil	RO	98	(Licona et al., 2018)
Australia	RO	95	(Alturki et al., 2010)
China	RO	94.8	(Li et al., 2018)
España	RO	99	(Urtiaga et al., 2013)
Palestina	UF/RO	99.9	(Khalaf et al., 2013)
Brasil	NF	90	(Licona et al., 2018)
España	NF	81.2	(Maryam et al., 2020)
Países Bajos	NF	99	(Verliefde et al., 2009)
Australia	NF	100	(Nghiem et al., 2006)
Australia	NF	99	(Alturki et al., 2010)
Estados Unidos	NF	100	(Bellona et al., 2010)
España	NF	99	(García-Ivars et al., 2017)
China	NF	93.3 ± 0.3	(Ge et al., 2017)
Arabia Saudita	FO	98.2	(Valladares Linares et al., 2011)
Singapur	FO	93	(Jin et al., 2012)
Estados Unidos	FO	99.9	(Holloway et al., 2014)

5. REGULARIZACIONES DE LOS CE

A medida que transcurre el tiempo y que las técnicas de detección de CE en cuerpos de agua se han hecho más sensibles, las investigaciones han demostrado que la presencia de estos compuestos puede conducir a riesgos potenciales en la salud de los seres humanos y el medio ambiente ya sea a niveles de traza, es por ello por lo que surge la necesidad de tomar decisiones regulatorias para controlar dicha situación.

En el contexto latinoamericano, aun no existen normas regulatorias para evaluar la toxicidad de los CE, por lo tanto, se mencionarán las que existen a nivel mundial.

En 1995, la Unión Europea estableció 10 ng/L y 10 µg/kg como la concentración de PhAC y productos para el cuidado personal en las aguas superficiales y el suelo. En el 2001, mediante la Directiva del Marco del Agua (WFD) desarrollo una lista de sustancias peligrosas publicadas en la Decisión 2455/2001/EC, que luego se convirtió en el Anexo X de la directiva con la presencia de 33 sustancias en las que no se incluyeron productos farmacéuticos, por lo tanto, no se encontraban dentro de un programa de vigilancia (Caviedes Rubio et al., 2017).

Sin embargo, los límites de descarga de CE en aguas residuales de la Unión Europea no están regulados, y se han publicado algunas directivas y directrices en los últimos años (Espíndola & Vilar, 2020). En el año 2013 se lanzó una nueva 2013/39/UE, donde se recomiendan opciones de monitoreo y tratamiento para un grupo de 45 sustancias prioritarias. Así mismo, se emitió la Decisión 2015/495, de 20 de marzo de 2015. Las sustancias que se controlarán en las aguas superficiales de la Unión Europea incluyen 3 hormonas, 4 compuestos farmacéuticos, 8 pesticidas, un producto de cuidado personal y un producto industrial. Esta Decisión fue actualizada en el año 2018 por la Decisión 2018/840/UE, en la que se eliminaron 5 sustancias de la lista de observación (diclofenaco, oxadiazón, triallato, 2-etilhexil-4-metoxicinamato y 2,6 -di-terc-butil-4-metilfenol) debido a los datos de monitoreo de alta calidad alcanzados; y se incluyeron 3 sustancias nuevas (amoxicilina, ciprofloxacina y metaxflumizona).

En el Reino Unido la red NORMAN ha identificado más de 1000 CE (Geissen et al., 2015); estas sustancias incluyen productos farmacéuticos, drogas ilegales o abusadas, productos para el cuidado personal, disruptores endocrinos, retardadores de fuego, etc. (Farré et al., 2008). En Suiza, una enmienda para plantas de tratamiento de aguas residuales municipales fue aprobada, en ella se requiere una eliminación mínima del 80 % para algunos compuestos prioritarios (amisulprida, carbamazepina, citalopram, claritromicina, diclofenaco, hidroclorotiazida, metoprolol, venlafaxina, benzotiazol, candesartán, irbesartán y mecoprop) (Starling et al., 2019).

En los Estados Unidos, cada estado es responsable de actualizar su legislación con respecto a la calidad del agua superficial (Starling et al., 2019). Sin embargo, la Agencia de Protección Ambiental (EPA) es responsable de los estándares nacionales

de calidad del agua potable. Así mismo, desarrolló un programa de monitoreo, la Regla de Monitoreo de Contaminantes No Regulados (UCMR), para recolectar datos de sustancias sospechosas de estar presentes en el agua potable (Espíndola & Vilar, 2020).

Actualmente es muy poca la información que se tiene a nivel mundial en cuanto a los límites máximos permisibles del ibuprofeno en diferentes fuentes hídricas, sin embargo, en Australia se cuenta con una normativa que regula el valor máximo permisible en el agua potable, DWG (Guideline Water Value), que es de 0.4 ppm (400 ng/L) (Natural Resource Management Ministerial Council et al., 2008)

6. CONCLUSIONES

A medida que los métodos analíticos para la cuantificación de contaminantes van evolucionando, se hace más evidente la presencia de PhAC en el ambiente debido a la descarga directa de aguas residuales en su mayoría sin tratar, el uso de agroquímicos, desechos industriales, entre otros; sobre los diferentes cuerpos de agua, tales como: ríos, lagos, arroyos, mares, reservorios; que hacen que la calidad de estos se vea afectada. Lo cual podría comprometer el suministro de agua potable y por la tanto la salud de los seres humanos ya que son pocas las tecnologías que se emplean para remover los CE.

Entre las tecnologías mas prometedoras se encuentran los tratamientos de membranas, que como se pudo observar en esta investigación los porcentajes de remoción son muy altos a diferencia de los métodos convencionales que actualmente resultan ineficientes para remover los contaminantes que ingresan a las fuentes hídricas.

Por lo anterior se hace necesario que las autoridades a nivel ambiental dentro de sus normativas incluyan directrices de obligatoriedad sobre la introducción de tratamientos avanzados para la potabilización del agua; así como el monitoreo y los límites máximos permisibles en los diferentes cuerpos de agua.

REFERENCIAS

Afonso-Olivares, C., Sosa-Ferrera, Z., & Santana-Rodríguez, J. J. (2017). Occurrence and

environmental impact of pharmaceutical residues from conventional and natural wastewater treatment plants in Gran Canaria (Spain). *Science of the Total Environment*, 599–600, 934–943. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.058>

Alturki, A. A., Tadkaew, N., McDonald, J. A., Khan, S. J., Price, W. E., & Nghiem, L. D. (2010). Combining MBR and NF/RO membrane filtration for the removal of trace organics in indirect potable water reuse applications. *Journal of Membrane Science*, 365(1–2), 206–215. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2010.09.008>

Aristizabal-Ciro, C., Botero-Coy, A. M., López, F. J., & Peñuela, G. A. (2017). Monitoring pharmaceuticals and personal care products in reservoir water used for drinking water supply. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(8), 7335–7347. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8253-1>

Arrubla, J. P., Cubillos, J. A., Ramírez, C. A., Arredondo, J. A., Arias, C. A., & Paredes, D. (2016). Pharmaceutical and personal care products in domestic wastewater and their removal in anaerobic treatment systems: Septic tank – Up flow anaerobic filter. *Ingeniería e Investigación*, 36(1), 70–78. <https://doi.org/10.15446/ing.investig.v36n1.53076>

Ascar, L., Ahumada, I., López, A., Quintanilla, F., & Leiva, K. (2013). Nonsteroidal anti-inflammatory drug determination in water samples by HPLC-DAD under isocratic conditions. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 24(7), 1160–1166. <https://doi.org/10.5935/0103-5053.20130150>

Babay, P. A., Itria, R. F., Romero Ale, E. E., Becquart, E. T., & Gautier, E. A. (2014). Ubiquity of Endocrine Disruptors Nonylphenol and Its Mono- and Di-Ethoxylates in Freshwater, Sediments, and Biosolids Associated with High- and Low-Density Populations of Buenos Aires, Argentina. *Clean - Soil, Air, Water*, 42(6), 731–737. <https://doi.org/10.1002/clen.201300230>

Bellona, C., Marts, M., & Drewes, J. E. (2010). The effect of organic membrane fouling on the properties and rejection characteristics of nanofiltration membranes. *Separation and Purification Technology*, 74(1), 44–54. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2010.05.006>

- Caviedes Rubio, D. I., Delgado, D. R., & Olaya Amaya, A. (2017). Normatividad ambiental dirigida a regular la presencia de los productos farmacéuticos residuales en ambientes acuáticos. *Revista Jurídica Piélagus*, 16(1), 121. <https://doi.org/10.25054/16576799.1445>
- Ebele, A. J., Abou-Elwafa Abdallah, M., & Harrad, S. (2017). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. *Emerging Contaminants*, 3(1), 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2016.12.004>
- Elorriaga, Y., Marino, D. J., Carriquiriborde, P., & Ronco, A. E. (2013). Human pharmaceuticals in wastewaters from urbanized areas of Argentina. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 90(4), 397–400. <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0919-x>
- Espíndola, J. C., & Vilar, V. J. P. (2020). Innovative light-driven chemical/catalytic reactors towards contaminants of emerging concern mitigation: A review. *Chemical Engineering Journal*, 394(March), 124865. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124865>
- Fang, T. H., Nan, F. H., Chin, T. S., & Feng, H. M. (2012). The occurrence and distribution of pharmaceutical compounds in the effluents of a major sewage treatment plant in Northern Taiwan and the receiving coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 64(7), 1435–1444. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.04.008>
- Fatta-Kassinos, D., Meric, S., & Nikolaou, A. (2011). Pharmaceutical residues in environmental waters and wastewater: Current state of knowledge and future research. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 399(1), 251–275. <https://doi.org/10.1007/s00216-010-4300-9>
- Félix-Cañedo, T. E., Durán-Álvarez, J. C., & Jiménez-Cisneros, B. (2013a). The occurrence and distribution of a group of organic micropollutants in Mexico City's water sources. *Science of the Total Environment*, 454–455, 109–118. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.008>
- Félix-Cañedo, T. E., Durán-Álvarez, J. C., & Jiménez-Cisneros, B. (2013b). The occurrence and distribution of a group of organic micropollutants in Mexico City's water sources. *Science of the Total Environment*, 454–455, 109–118. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.008>
- García-Ivars, J., Martella, L., Massella, M., Carbonell-Alcaina, C., Alcaina-Miranda, M. I., & Iborra-Clar, M. I. (2017). Nanofiltration as tertiary treatment method for removing trace pharmaceutically active compounds in wastewater from wastewater treatment plants. *Water Research*, 125, 360–373. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.070>
- Ge, S., Feng, L., Zhang, L., Xu, Q., Yang, Y., Wang, Z., & Kim, K. H. (2017). Rejection rate and mechanisms of drugs in drinking water by nanofiltration technology. *Environmental Engineering Research*, 22(3), 329–338. <https://doi.org/10.4491/eer.2016.157>
- Geissen, V., Mol, H., Klumpp, E., Umlauf, G., Nadal, M., van der Ploeg, M., van de Zee, S. E. A. T. M., & Ritsema, C. J. (2015). Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *International Soil and Water Conservation Research*, 3(1), 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.03.002>
- Gibson, R., Becerril-Bravo, E., Silva-Castro, V., & Jiménez, B. (2007). Determination of acidic pharmaceuticals and potential endocrine disrupting compounds in wastewaters and spring waters by selective elution and analysis by gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1169(1–2), 31–39. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2007.08.056>
- Gopal, C. M., Bhat, K., Ramaswamy, B. R., Kumar, V., Singhal, R. K., Basu, H., Udayashankar, H. N., Vasantharaju, S. G., Praveenkumarreddy, Y., Shailesh, Lino, Y., & Balakrishna, K. (2021). Seasonal occurrence and risk assessment of pharmaceutical and personal care products in Bengaluru rivers and lakes, India. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105610. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105610>
- Gros, M., Rodríguez-Mozaz, S., & Barceló, D. (2012). Fast and comprehensive multi-residue analysis of a broad range of human and veterinary pharmaceuticals and some of their metabolites in surface and treated waters by ultra-high-performance liquid chromatography coupled to quadrupole-linear ion trap tandem. *Journal of Chromatography A*, 1248, 104–121. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2012.05.084>

- Holloway, R. W., Regnery, J., Nghiem, L. D., & Cath, T. Y. (2014). Removal of trace organic chemicals and performance of a novel hybrid ultrafiltration-osmotic membrane bioreactor. *Environmental Science and Technology*, 48(18), 10859–10868. <https://doi.org/10.1021/es501051b>
- Homem, V., & Santos, L. (2011). Degradation and removal methods of antibiotics from aqueous matrices - A review. *Journal of Environmental Management*, 92(10), 2304–2347. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.05.023>
- Jaffrézic, A., Jardé, E., Soulier, A., Carrera, L., Marengue, E., Cailleau, A., & Le Bot, B. (2017). Veterinary pharmaceutical contamination in mixed land use watersheds: from agricultural headwater to water monitoring watershed. *Science of the Total Environment*, 609, 992–1000. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.206>
- Jin, X., Shan, J., Wang, C., Wei, J., & Tang, C. Y. (2012). Rejection of pharmaceuticals by forward osmosis membranes. *Journal of Hazardous Materials*, 227–228, 55–61. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.077>
- Khalaf, S., Al-Rimawi, F., Khamis, M., Zimmerman, D., Shuali, U., Nir, S., Scranio, L., Bufo, S. A., & Karaman, R. (2013). Efficiency of advanced wastewater treatment plant system and laboratory-scale micelle-clay filtration for the removal of ibuprofen residues. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 48(9), 814–821. <https://doi.org/10.1080/03601234.2013.781372>
- Kleywegt, S., Pileggi, V., Yang, P., Hao, C., Zhao, X., Rocks, C., Thach, S., Cheung, P., & Whitehead, B. (2011). Pharmaceuticals, hormones and bisphenol A in untreated source and finished drinking water in Ontario, Canada - Occurrence and treatment efficiency. *Science of the Total Environment*, 409(8), 1481–1488. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.010>
- Korkmaz, N. E., Savun-Hekimoğlu, B., Aksu, A., Burak, S., & Caglar, N. B. (2022). Occurrence, sources and environmental risk assessment of pharmaceuticals in the Sea of Marmara, Turkey. *Science of the Total Environment*, 819, 152996. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.152996>
- Kot-Wasik, A., Jakimska, A., & Śliwka-Kaszyńska, M. (2016). Occurrence and seasonal variations of 25 pharmaceutical residues in wastewater and drinking water treatment plants. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(12). <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5637-0>
- Lange, F. T., Scheurer, M., & Brauch, H. J. (2012). Artificial sweeteners-A recently recognized class of emerging environmental contaminants: A review. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 403(9), 2503–2518. <https://doi.org/10.1007/s00216-012-5892-z>
- Larsson, E., Al-Hamimi, S., & Jönsson, J. Å. (2014). Behaviour of nonsteroidal anti-inflammatory drugs and eight of their metabolites during wastewater treatment studied by hollow fibre liquid phase microextraction and liquid chromatography mass spectrometry. *Science of the Total Environment*, 485–486(1), 300–308. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.055>
- Li, C., Yang, Y., Liu, Y., & Hou, L. an. (2018). Removal of PhACs and their impacts on membrane fouling in NF/RO membrane filtration of various matrices. *Journal of Membrane Science*, 548(November 2017), 439–448. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2017.11.032>
- Licona, K. P. M., Geaquinto, L. R. de O., Nicolini, J. v., Figueiredo, N. G., Chiapetta, S. C., Habert, A. C., & Yokoyama, L. (2018). Assessing potential of nanofiltration and reverse osmosis for removal of toxic pharmaceuticals from water. *Journal of Water Process Engineering*, 25(July), 195–204. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.08.002>
- Liu, Q., Feng, X., Chen, N., Shen, F., Zhang, H., Wang, S., Sheng, Z., & Li, J. (2022). Occurrence and risk assessment of typical PPCPs and biodegradation pathway of ribavirin in wastewater treatment plants. *Environmental Science and Ecotechnology*, 11. <https://doi.org/10.1016/j.ese.2022.100184>
- Lolić, A., Paíga, P., Santos, L. H. M. L. M., Ramos, S., Correia, M., & Delerue-Matos, C. (2015). Assessment of non-steroidal anti-inflammatory and analgesic pharmaceuticals in seawaters of North of Portugal: Occurrence and environmental risk. *Science of the Total Environment*, 508, 240–250.

- <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.097>
- Madera-Parra, C. A., Jiménez-Bambague, E. M., Toro-Vélez, A. F., Lara-Borrero, J. A., Bedoya-Ríos, D. F., & Duque-Pardo, V. (2018). Estudio exploratorio de la presencia de microcontaminantes en el ciclo urbano del agua en Colombia: Caso de estudio Santiago de Cali. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(3), 475–487. <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.03.10>
- Mandaric, L., Mor, J. R., Sabater, S., & Petrovic, M. (2018). Impact of urban chemical pollution on water quality in small, rural and effluent-dominated Mediterranean streams and rivers. *Science of the Total Environment*, 613–614, 763–772. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.128>
- Maroneze, M. M., Zepka, L. Q., Vieira, J. G., Queiroz, M. I., & Jacob-Lopes, E. (2014). A tecnologia de remoção de fósforo: Gerenciamento do elemento em resíduos industriais. *Revista Ambiente e Agua*, 9(3), 445–458. <https://doi.org/10.4136/1980-993X>
- Maryam, B., Buscio, V., Odabasi, S. U., & Buyukgungor, H. (2020). A study on behavior, interaction and rejection of Paracetamol, Diclofenac and Ibuprofen (PhACs) from wastewater by nanofiltration membranes. *Environmental Technology and Innovation*, 18, 100641. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100641>
- Matongo, S., Birungi, G., Moodley, B., & Ndungu, P. (2015). Pharmaceutical residues in water and sediment of Msunduzi River, KwaZulu-Natal, South Africa. *Chemosphere*, 134, 133–140. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.093>
- Natural Resource Management Ministerial Council, Environment Protection and Heritage Council, & National Health and Medical Research Council. (2008). *Australian guidelines for water recycling. Managing health and environmental risks (phase 2): Augmentation of Drinking Water Supplies* (pp. 1–174). Biotext Pty Ltd.
- Nghiem, L. D., Schäfer, A. I., & Elimelech, M. (2006). Role of electrostatic interactions in the retention of pharmaceutically active contaminants by a loose nanofiltration membrane. *Journal of Membrane Science*, 286(1–2), 52–59. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2006.09.011>
- Ngubane, N. P., Naicker, D., Ncube, S., Chimuka, L., & Madikizela, L. M. (2019). Determination of naproxen, diclofenac and ibuprofen in Umgeni estuary and seawater: A case of northern Durban in KwaZulu-Natal Province of South Africa. *Regional Studies in Marine Science*, 29, 100675. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100675>
- Niemi, L., Landová, P., Taggart, M., Boyd, K., Zhang, Z., & Gibb, S. (2022). Spatiotemporal trends and annual fluxes of pharmaceuticals in a Scottish priority catchment. *Environmental Pollution*, 292, 118295. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118295>
- Nosek, K., Styszko, K., & Golas, J. (2014). Combined method of solid-phase extraction and GC-MS for determination of acidic, neutral, and basic emerging contaminants in wastewater (Poland). *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 94(10), 961–974. <https://doi.org/10.1080/03067319.2014.900680>
- Padhye, L. P., Yao, H., Kung'u, F. T., & Huang, C. H. (2014). Year-long evaluation on the occurrence and fate of pharmaceuticals, personal care products, and endocrine disrupting chemicals in an urban drinking water treatment plant. *Water Research*, 51, 266–276. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.070>
- Pai, C. W., Leong, D., Chen, C. Y., & Wang, G. S. (2020). Occurrences of pharmaceuticals and personal care products in the drinking water of Taiwan and their removal in conventional water treatment processes. *Chemosphere*, 256, 127002. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127002>
- Papagiannaki, D., Morgillo, S., Bocina, G., Calza, P., & Binetti, R. (2021). Occurrence and human health risk assessment of pharmaceuticals and hormones in drinking water sources in the metropolitan area of Turin in Italy. *Toxics*, 9(4), 1–13. <https://doi.org/10.3390/toxics9040088>
- Paruch, L., & Paruch, A. M. (2021). Cross-tracking of faecal pollution origins, macronutrients, pharmaceuticals and personal care products in rural and urban watercourses. *Water Science and Technology*, 83(3), 610–621. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.603>

- Pereira, C. D. S., Maranhão, L. A., Cortez, F. S., Pusceddu, F. H., Santos, A. R., Ribeiro, D. A., Cesar, A., & Guimarães, L. L. (2016). Occurrence of pharmaceuticals and cocaine in a Brazilian coastal zone. *Science of the Total Environment*, 548–549, 148–154. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.051>
- Pérez-Parada, A., Niell, S., Colazzo, M., Besil, N., Cesio, V., & Heinzen, H. (2012). EVALUACIÓN PRELIMINAR DE LA OCURRENCIA DE CONTAMINANTES EMERGENTES EN AGUAS RESIDUALES DE MONTEVIDEO, URUGUAY Preliminary evaluation of emerging contaminants presence in sewage waters in Montevideo, Uruguay. *7mo. Congreso de Medio Ambiente*, 2–19. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/26665>
- Pomati, F., Castiglioni, S., Zuccato, E., Fanelli, R., Vigetti, D., Rossetti, C., & Calamari, D. (2006). Effects of a complex mixture of therapeutic drugs at environmental levels on human embryonic cells. *Environmental Science and Technology*, 40(7), 2442–2447. <https://doi.org/10.1021/es051715a>
- Pompei, C. M. E., Campos, L. C., da Silva, B. F., Fogo, J. C., & Vieira, E. M. (2019). Occurrence of PPCPs in a Brazilian water reservoir and their removal efficiency by ecological filtration. *Chemosphere*, 226, 210–219. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.122>
- Poynton, H. C., & Robinson, W. E. (2018). Contaminants of Emerging Concern, With an Emphasis on Nanomaterials and Pharmaceuticals. In *Green Chemistry: An Inclusive Approach*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809270-5.00012-1>
- Praveenkumarreddy, Y., Vimalkumar, K., Ramaswamy, B. R., Kumar, V., Singhal, R. K., Basu, H., Gopal, C. M., Vandana, K. E., Bhat, K., Udayashankar, H. N., & Balakrishna, K. (2021). Assessment of non-steroidal anti-inflammatory drugs from selected wastewater treatment plants of Southwestern India. *Emerging Contaminants*, 7, 43–51. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2021.01.001>
- Ramírez-Morales, D., Masís-Mora, M., Montiel-Mora, J. R., Cambronero-Heinrichs, J. C., Briceño-Guevara, S., Rojas-Sánchez, C. E., Méndez-Rivera, M., Arias-Mora, V., Tormo-Budowski, R., Brenes-Alfaro, L., & Rodríguez-Rodríguez, C. E. (2020). Occurrence of pharmaceuticals, hazard assessment and ecotoxicological evaluation of wastewater treatment plants in Costa Rica. *Science of the Total Environment*, 746, 141200. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141200>
- Richardson, S. D. (2008). Environmental mass spectrometry: Emerging contaminants and current issues. *Analytical Chemistry*, 80(12), 4373–4402. <https://doi.org/10.1021/ac800660d>
- Richardson, S. D., & Kimura, S. Y. (2017). Emerging environmental contaminants: Challenges facing our next generation and potential engineering solutions. *Environmental Technology and Innovation*, 8, 40–56. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.04.002>
- Rodríguez-Narvaez, O. M., Peralta-Hernandez, J. M., Goonetilleke, A., & Bandala, E. R. (2017). Treatment technologies for emerging contaminants in water: A review. *Chemical Engineering Journal*, 323, 361–380. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.04.106>
- Silva, S., Cardoso, V. V., Duarte, L., Carneiro, R. N., & Almeida, C. M. M. (2021). Characterization of five portuguese wastewater treatment plants: Removal efficiency of pharmaceutical active compounds through conventional treatment processes and environmental risk. *Applied Sciences (Switzerland)*, 11(16). <https://doi.org/10.3390/app11167388>
- Skocovska, M., Ferencik, M., Svoboda, M., & Svobodova, Z. (2021). Residues of selected sulfonamides, non-steroidal anti-inflammatory drugs and analgesics-antipyretics in surface water of the Elbe River basin (Czech Republic). *Veterinarni Medicina*, 66(5), 208–218. <https://doi.org/10.17221/180/2020-VETMED>
- Son, D. J., Kim, C. S., Park, J. W., Lee, S. H., Chung, H. M., & Jeong, D. H. (2021). Spatial variation of pharmaceuticals in the unit processes of full-scale municipal wastewater treatment plants in Korea. *Journal of Environmental Management*, 286(October 2020), 112150. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112150>
- Sossalla, N. A., Nivala, J., Reemtsma, T., Schlichting, R., König, M., Forquet, N., van

- Afferden, M., Müller, R. A., & Escher, B. I. (2021). Removal of micropollutants and biological effects by conventional and intensified constructed wetlands treating municipal wastewater. *Water Research*, 201. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117349>
- Starling, M. C. V. M., Amorim, C. C., & Leão, M. M. D. (2019). Occurrence, control and fate of contaminants of emerging concern in environmental compartments in Brazil. *Journal of Hazardous Materials*, April, 17–36. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.04.043>
- Suazo, F., Vásquez, J., Retamal, M., Ascar, L., & Giordano, A. (2017). Pharmaceutical compounds determination in water samples: Comparison between solid phase extraction and STIR Bar sorptive extraction. *Journal of the Chilean Chemical Society*, 62(3), 3597–3601. <https://doi.org/10.4067/s0717-97072017000303597>
- Togola, A., & Budzinski, H. (2008). Multi-residue analysis of pharmaceutical compounds in aqueous samples. *Journal of Chromatography A*, 1177(1), 150–158. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2007.10.105>
- Tran, N. H., Reinhard, M., & Gin, K. Y. H. (2018). Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions—a review. *Water Research*, 133, 182–207. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.029>
- Urriaga, A. M., Pérez, G., Ibáñez, R., & Ortiz, I. (2013). Removal of pharmaceuticals from a WWTP secondary effluent by ultrafiltration/reverse osmosis followed by electrochemical oxidation of the RO concentrate. *Desalination*, 331, 26–34. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2013.10.010>
- Valladares Linares, R., Yangali-Quintanilla, V., Li, Z., & Amy, G. (2011). Rejection of micropollutants by clean and fouled forward osmosis membrane. *Water Research*, 45(20), 6737–6744. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.037>
- Verliefde, A. R. D., Cornelissen, E. R., Heijman, S. G. J., Petrinic, I., Luxbacher, T., Amy, G. L., Van der Bruggen, B., & van Dijk, J. C. (2009). Influence of membrane fouling by (pretreated) surface water on rejection of pharmaceutically active compounds (PhACs) by nanofiltration membranes. *Journal of Membrane Science*, 330(1–2), 90–103. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2008.12.039>
- Vulliet, E., Cren-Olivé, C., & Grenier-Loustalot, M. F. (2011). Occurrence of pharmaceuticals and hormones in drinking water treated from surface waters. *Environmental Chemistry Letters*, 9(1), 103–114. <https://doi.org/10.1007/s10311-009-0253-7>
- Waleng, N. J., & Nomngongo, P. N. (2022). Occurrence of pharmaceuticals in the environmental waters: African and Asian perspectives. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 4, 50–66. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2021.11.002>
- Wu, J. M., Wei, L., Peng, J. Q., He, P., Shi, H. Y., Tang, D. M., & Wu, Z. bin. (2022). Spatiotemporal Distribution and Risk Assessment of Pharmaceuticals in Typical Drinking Water Sources in the Middle Reaches of the Yangtze River. *Huanjing Kexue/Environmental Science*, 43(6), 2996–3004. <https://doi.org/10.13227/j.hjcx.202109051>
- Wu, J., Qian, X., Yang, Z., & Zhang, L. (2010). Study on the matrix effect in the determination of selected pharmaceutical residues in seawater by solid-phase extraction and ultra-high-performance liquid chromatography-electrospray ionization low-energy collision-induced dissociation tandem mass spectr. *Journal of Chromatography A*, 1217(9), 1471–1475. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2009.12.074>
- Yao, B., Yan, S., Lian, L., Yang, X., Wan, C., Dong, H., & Song, W. (2018). Occurrence and indicators of pharmaceuticals in Chinese streams: A nationwide study. *Environmental Pollution*, 236, 889–898. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.032>
- Zur, J., Pinski, A., Marchlewicz, A., Hupert-Kocurek, K., Wojcieszynska, D., & Guzik, U. (2011). *Organic micropollutants paracetamol and ibuprofen—toxicity, biodegradation, and genetic background of their utilization by bacteria*. 2284, 1–4.