Eliminación de micro-contaminantes en un sistema UASB-BRM combinado con nanofiltración y ósmosis inversa

Autores: M.A. Bernal-Romero del Hombre Bueno (*), M.J. Moya-Llamas, C.M. López-Ortiz, E.D. Vásquez-Rodríguez, A. Trapote, N. Boluda-Botella, I. Sentana, P. Varó, V. Cases, V., D. Prats

Instituto Universitario del Agua y de las Ciencias Ambientales. Universidad de Alicante. Carretera de San Vicente del Raspeig, S/N., 03690 - Alicante.
(*) ma.bernal@ua.es

Resumen:

Las aguas residuales tratadas pueden reutilizarse para diversos usos (riego, procesos industriales, usos domésticos…), hecho especialmente importante en lugares con importante escasez de agua. Debido a la presencia de sustancias prioritarias y contaminantes emergentes en las aguas residuales urbanas, se requieren procesos avanzados para reducir su presencia. El objetivo de esta investigación fue estudiar la eliminación de diferentes micro-contaminantes presentes en aguas residuales utilizando un sistema híbrido (reactor anaerobio de manto de fangos de flujo ascendente – UASB seguido de un biorreactor de membrana – BRM) combinado con membranas de nanofiltración (NF) y ósmosis inversa (OI), para obtener efluentes de alta calidad. Se estudiaron los mecanismos implicados en la eliminación de estos contaminantes.

El sistema híbrido consistió en un UASB de 25 L (≈20-28 ºC) seguido de un BRM de 20 L (membrana de fibra hueca - Porous Fiber – tamaño de poro: 0,4 μm y filtración: 0,2 m^2). El sistema fue alimentado con agua residual sintética dopada con una mezcla de diferentes familias de micro-contaminantes a una concentración de entrada de 10 ppb. Las muestras de permeado fueron filtradas a través de membranas de nanofiltración (NF-270) y ósmosis inversa (XLE-2521). Las muestras acuosas fueron tratadas por Extracción en Fase Sólida (SPE) y analizadas por GC-MS. Los micro-contaminantes presentes en las muestras de lodo fueron extraídos mediante Extracción Acelerada con Disolvente (ASE).

Con la combinación de los procesos anaerobio-aerobio que tiene lugar en el sistema UASB-BRM, se alcanzó una eliminación casi completa para ciertos compuestos (ej. trifluralina, α-endosulfán, ibuprofeno, estrona, metilparabeno, etilparabeno…). Sin embargo, se alcanzó una baja eliminación para otros compuestos (ej. atrazina, simazina, carbamazepina, diclofenaco…). La filtración complementaria con NF y OI mejoró las eficiencias de eliminación de los compuestos más recalcitrantes, especialmente la membrana de OI.

Palabras clave: UASB, micro-contaminantes, biorreactor de membrana, nanofiltración, ósmosis inversa, tratamiento de aguas residuales, reutilización.

Abstract:

The treated wastewaters can be reuse in certain uses (irrigation, industrial processes, domestic uses…), fact especially important in places with important scarcity of water. Due to the presence of priority substances and emerging pollutants in urban wastewaters, advanced processes are required to reduce their presence. The aim of this research was to study the removal of different micro-pollutants present in wastewaters using a hybrid system (Upflow Anaerobic Sludge Blanket-UASB followed by a Membrane Bioreactor-MBR) combined with nanofiltration (NF) and reverse osmosis (RO) membranes, in order to obtain high quality effluents. The mechanisms involved in the removal of the micro-pollutants were also studied.

The hybrid system consisted on a 25 L UASB (≈20-28 ºC) followed by a 20 L MBR (Hollow Fiber Membrane – Porous Fiber – pore size: 0.4 μm and filtration area: 0.2 m^2). The system was fed with synthetic wastewater doped with a mixture of different families of micro-pollutants at an inlet concentration of 10 ppb. Permeate samples were filtered by nanofiltration (NF-270) and reverse osmosis (XLE-2521) membranes. The aqueous samples were extracted by Solid Phase Extraction (SPE) and were analyzed by GC-MS. The micro-pollutants present in the sludge were extracted by Accelerated Solvent Extraction (ASE).

With the anaerobic-aerobic combination of processes that takes place in the UASB-MBR system, almost complete removal was achieved for some compounds (e.g. trifluraline, α-endosulfan, ibuprofen, estrone, methylparaben, ethylparaben…). However, weakly removal was achieved for other micro-pollutants (e.g. atrazine, simazine, carbamazepine, diclofenac...). The complementary filtration with NF and RO improved the removal efficiencies of the most recalcitrant compounds, especially RO.

Key words: UASB, micro-pollutants, membrane bioreactor, nanofiltration, reverse osmosis, wastewater treatment, reuse.

1 INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales tratadas pueden reutilizarse para diversos usos (riego, procesos industriales, usos domésticos…), hecho especialmente importante en lugares con importante escasez de agua. Debido a la presencia de sustancias prioritarias y contaminantes emergentes en las aguas residuales urbanas, se requieren procesos avanzados para reducir su presencia.

El tratamiento de aguas residuales mediante sistemas anaerobios permite alcanzar eliminaciones notables de algunos MCEs. Musson et al. (2010) reportaron eliminaciones considerables de etinilestradiol y progesterona en un sistema anaerobio. Por otro lado, los biorreactores de membrana (BRMs) aerobios han demostrado ser más eficaces que el tratamiento convencional de fangos activos en la eliminación de un gran número de MCEs y presentan otras ventajas adicionales como una mejor calidad del efluente, menor área para su instalación, menor producción de fangos, entre otros.

Diferentes mecanismos pueden gobernar la eliminación de los MCEs en los sistemas biológicos anteriormente citados, tales como la biodegradación, adsorción en el lodo y la volatilización. La volatilización puede tener lugar desde la fase acuosa a la fase gaseosa, si los MCEs son bastante volátiles. La adsorción de los MCEs en el lodo está relacionada con la hidrofobidad, propiedad que para compuestos neutros es habitualmente medida por el coeficiente de partición (K_{ow}). Connell (1990) clasificó los compuestos con log $K_{ow} \geq 2$ como hidrófobos (tienden a adsorberse en el lodo) y aquellos con log $K_{ow} \leq 2$ como hidrófilos. La biodegradación está relacionada con la estructura química del compuesto y con el tipo de biomasa del sistema biológico (aerobia-anaerobia), entre otros.

Una etapa anaerobia en un reactor de manto de lodos de flujo ascendente (UASB) previa al tratamiento BRM mejora la eliminación de algunos MCEs, así como reduce la carga orgánica de entrada al BRM y permite la producción de biogás. Alvariño et al. (2016), estudiaron la eliminación de MCEs en un sistema combinado UASB-BRM y reportaron eficiencias mayores de eliminación en la etapa aerobia; si bien, destacaron la importancia de la biotransformación de algunos compuestos antibióticos en la etapa anaerobia y una mayor adsorción en los lodos anaerobios.

Existen MCEs muy recalcitrantes que continúan estando en los efluentes de estos sistemas combinados. Por tal motivo, se requiere tratar los efluentes de estos sistemas con post-tratamientos más eficaces, tales como el uso de membranas de nanofiltración (NF) y de ósmosis inversa (OI), adsorción en carbón activado, tratamientos de oxidación avanzada, entre otros.

El grado de rechazo de los MCEs en NF y OI está directamente relacionado con las propiedades de la membrana (peso molecular de corte, grado de rechazo de sales, carga superficial, hidrofobicidad) y en cierta medida con las propiedades moleculares del contaminante. Ozaki y Li (2002), observaron que el rechazo de MCEs orgánicos sin carga en las membranas de NF/OI aumentó linealmente con el aumento del peso y de la anchura molecular de los compuestos (mecanismo de exclusión de tamaño). Pengxia et al. (2014), estudiaron la eliminación de antibióticos presentes en el efluente de una EDAR mediante un post-tratamiento de nanofiltración. Los compuestos norfloxacin, ofloxacin, roxithromycin y azithromycin (antibióticos) fueron altamente eliminados del efluente con la nanofiltración.

El objetivo de esta investigación fue estudiar la eliminación de diferentes micro-contaminantes presentes en aguas residuales utilizando un sistema híbrido UASB–MBR combinado con membranas de nanofiltración (NF) y ósmosis inversa (OI), para obtener efluentes de alta calidad. Se estudiaron los mecanismos implicados en la eliminación de estos contaminantes.

2 METODOLOGÍA

El sistema combinado (figura 1) consistió en un UASB de 25 L (≈20-28 ºC, 8 L lodo anaerobio granular fluidizado) seguido de un BRM de 20 L (membrana de fibra hueca - Porous Fiber - tamaño de poro: 0,4 μm y superficie de filtración: 0,2 m^2). El BRM consta de dos tanques, un tanque aerobio y un tanque donde se instaló la membrana. El reactor anaerobio operó a las siguientes cargas orgánicas: media (0.35 – 0.52 kg DQO·m^{-3}·d^{-1}) y baja (0.09 – 0.13 kg DQO·m^{-3}·d^{-1}). Los sólidos en suspensión volátiles (SSV) en el BRM se mantuvieron entre 0.5 – 1 g·L^{-1}.

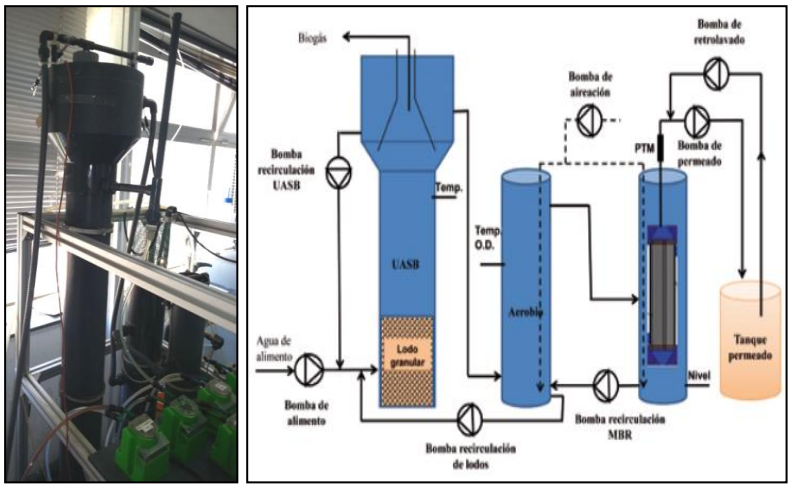

Figura 1. UASB-BRM (izq.); esquema de la planta (dcha.) (Simón et al., 2014).

El sistema fue alimentado con agua residual sintética dopada con una mezcla de diferentes familias de micro-contaminantes a una concentración de entrada de 10 ppb: organoclorados (α-endosulfan, α-END; β-endosulfan, β-END; trifluralina, TRF), triazinas (atrazina, ATZ; simazina, SMZ; terbutilazina, TBZ), fármacos (ibuprofeno, IBP; estrona, E1; 17-β-estradiol, E2; 17-α-etinilestradiol, EE2) y productos de higiene y cuidado personal (metilparabeno, MeP; etilparabeno, EtP; propilparabeno, PrP; butilparabeno, BuP; triclosán, TCS).

Las muestras de permeado del sistema combinado UASB-MBR fueron filtradas posteriormente con membranas de NF (FILMTEC NF-270) y de OI (DOW FILMTEC XLE-2521) en módulos Amicon a 3 bares.

Los MCEs presentes en las muestras líquidas fueron extraídos mediante extracción en fase sólida en cartuchos Oasis HLB 6 cc/200 mg (equipo Autotrace 280 de Vertex). Las muestras sólidas fueron previamente liofilizadas (equipo Labconco Freeze Dry Systems 2.5L), y posteriormente, los MCEs fueron extraídos mediante extracción acelerada con disolvente (equipo ASE-100 de Dionex). Los extractos fueron concentrados mediante evaporación con nitrógeno, derivatizados, y finalmente, analizados por cromatografía de gases combinada con espectrometría de masas (cromatógrafo Agilent 7890- espectrofotómetro Agilent 5975).

3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Eliminación de MCEs en el sistema híbrido UASB-BRM

En general, el sistema híbrido UASB-BRM alcanzó altas eficiencias de eliminación de materia orgánica (la eliminación de demanda química de oxígeno fue superior al 95%). El tratamiento anaerobio produjo un flujo de 5 L·d^{-1} de biogás con una composición media de 71.2% de metano.

Los porcentajes medios de eliminación de MCEs en la fracción acuosa obtenidos en el UASB y en el sistema combinado UASB-BRM se muestran en la figura 2.

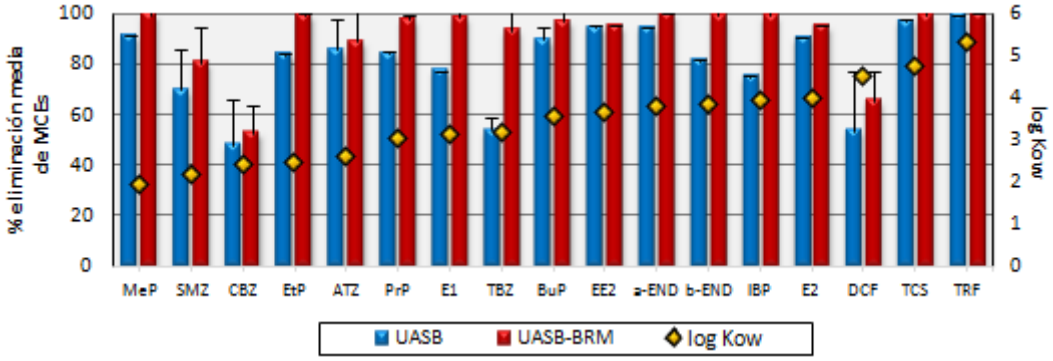

Figura 2. Porcentajes medios de eliminación de MCEs en el UASB-BRM (fracción acuosa).

Las eficiencias de eliminación alcanzadas en la etapa anaerobia (UASB) aumentaron tras la etapa aerobia (BRM), incrementando la eliminación de los compuestos estudiados, si bien, cabe destacar que la etapa anaerobia fue la principal. En función de la naturaleza de estos MCEs se observaron diferentes eficiencias de eliminación en el sistema UASB-BRM: los organoclorados (a-END, b-END y TRF), los fármacos (IBP, E1, E2 y EE2) y los productos de higiene y cuidado personal (MeP, EtP, PrP, BuP y TCS) fueron altamente eliminados mientras que las triazinas (ATZ, SMZ y TBZ) y los fármacos (CBZ y DCF) fueron escasa y/o parcialmente eliminados.

Los compuestos organoclorados a-END, b-END y TRF son de naturaleza hidrófoba (log K_{ow} = 3.83, 3.84 y 5.84, respectivamente) y presentan una estructura compleja (figura 3). La eficiencia media de eliminación en la fracción acuosa de cada compuesto en el UASB fue 95%, 81% y >99%, respectivamente. El BRM, gracias a la acción de la biomasa aerobia y de la membrana, incrementó la eliminación de a-END y b-END hasta porcentajes globales superiores al 99%. Se detectaron trazas de estos compuestos en el licor anaerobio, si bien, principalmente fueron (bio)degradados.

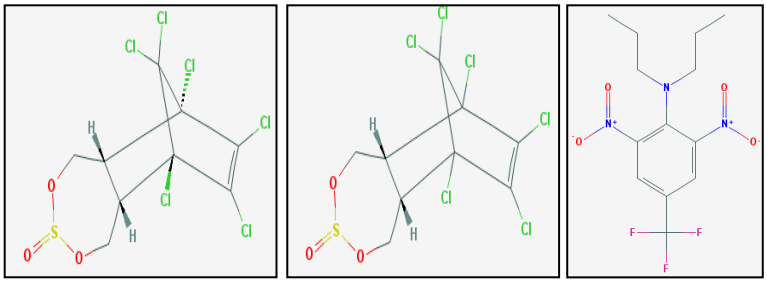

Figura 3. Estructura química de los organoclorados (PubChem): a-END (izq.), b-END (centro) y TRF (dcha.).

Los porcentajes medios de eliminación de las triazinas SMZ, ATZ y TBZ en el proceso anaerobio fueron 70%, 86% y 54%, respectivamente. El sistema híbrido permitió incrementar estas eficiencias, alcanzándose porcentajes globales de eliminación de 81%, 89% y 93%, respectivamente. Estos compuestos presentan en su estructura química (figura 4) un anillo 1,3,5-triazina o s-triazina enlazado a un átomo de Cl; la naturaleza de estos grupos dificulta la biodegradación de estos compuestos. SMZ y ATZ poseen bajos coeficientes de hidrofobicidad (log K_{ow} = 2.18 y 2.61, respectivamente), por lo que tienen mayor afinidad por el agua que por el lodo, favoreciendo por tanto su permanencia en el agua. La TBZ tiene un coeficiente de hidrofobicidad más alto (log K_{ow} = 3.21). Fue la triazina mejor eliminada en el tratamiento aerobio. No se detectaron estos MCEs en el licor anaerobio, siendo principalmente (bio)degradados.

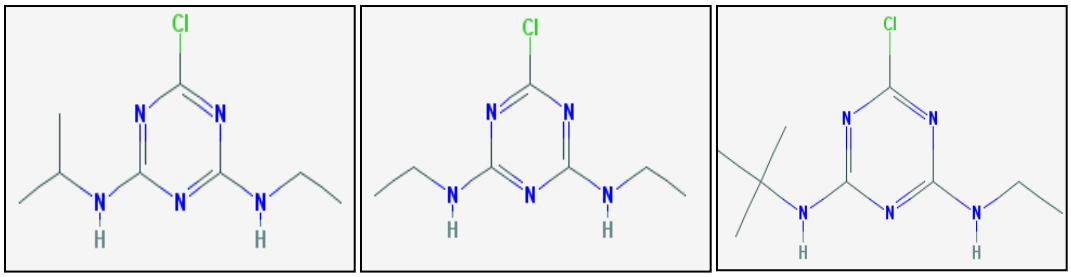

Figura 4. Estructura química de las triazinas (PubChem): ATZ (izq.), SMZ (centro) y TBZ (dcha.).

Los porcentajes medios de eliminación de CBZ y DCF en el tratamiento anaerobio fueron 48% y 54%, respectivamente. El tratamiento combinado UASB-BRM mejoró la eliminación alcanzándose porcentajes medios de 53% y 63%, respectivamente. Ambos compuestos son conocidos por ser muy persistentes a los tratamientos biológicos (Clara et al., 2005; Alvariño et al., 2014), debido principalmente a la estabilidad química de los grupos funcionales presentes en su estructura y a la baja solubilidad en agua que presentan, hecho que dificulta el contacto de estos compuestos con los microorganismos presentes en el licor mezcla.

La CBZ es un fármaco anti-epiléctico. Su estructura química (figura 5 izq.) se compone de dos anillos aromáticos unidos a un grupo azepina (heterociclo poliinsaturado de siete eslabones, que contiene un átomo de nitrógeno como parte del anillo) conectado a un grupo amida. La estabilidad de estos grupos dificulta su biodegradación. A pesar de su bajo coeficiente de hidrofobicidad (log K_{ow} = 2.46), se detectó ligeramente acumulado en el lodo.

El DCF, fármaco anti-inflamatorio no esteroideo tiene carácter hidrófobo (log K_{ow} = 4.51); se adsorbió una pequeña fracción en el lodo. El DCF (compuesto no heterocíclico) presenta en su estructura (figura 5 centro) los grupos funcionales amina (dador de electrones) y ácido carboxílico (aceptor de electrones), además de grupos Cl (grupos aceptores de electrones). La presencia de estos grupos en su molécula dificulta la degradación microbiana, siendo este proceso bastante lento. Del balance de masas se concluyó que DCF y CBZ fueron principalmente (bio)degradados en el proceso anaerobio.

El IBP, anti-inflamatorio no esteroideo, fue el fármaco mejor eliminado en el tratamiento UASB-BRM (>99%). El tipo de microorganismo (aerobio-anaerobio) juega un papel crucial en la eliminación de este compuesto. Como se observa en la figura 2, la eliminación en el proceso anaerobio (UASB) fue inferior (75%), mejorando la eficiencia global tras el proceso aerobio (>99%). Este compuesto tiene carácter hidrófobo (log K_{ow} = 3.97); sin embargo fue principalmente biodegradado. El IBP (compuesto no heterocíclico) presenta en su estructura el grupo funcional ácido carboxílico (dador de electrones). Es un compuesto bastante biodegradable.

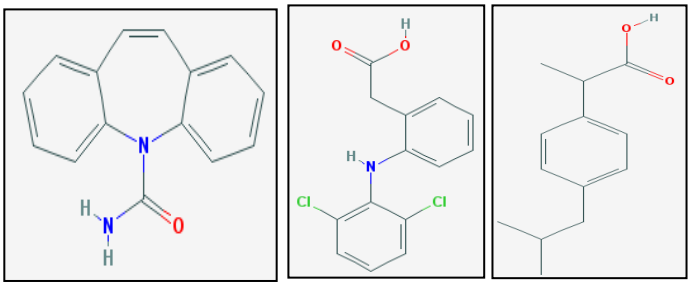

Figura 5. Estructura química de los fármacos (PubChem): CBZ (iz.), DCF (centro) e IBP (dcha.).

Las hormonas E1, E2, EE2 fueron parcialmente eliminadas en el UASB (77%, 90% y 95%, respectivamente). El tratamiento combinado mejoró estos resultados. Estos resultados coinciden con los resultados reportados por otros autores (Wijekoon et al., 2013).

Las hormonas son compuestos de naturaleza no polar e hidrofóbica (log K_{ow} = 3.13, 3.67 y 4.01

para E1, EE2 y E2, respectivamente), hecho que favorece su adsorción en el fango. Se detectó la presencia de estrógenos en el fango analizado, aunque en concentraciones muy bajas. Del balance de masas se concluye que la (bio)degradación fue su principal mecanismo de eliminación. En la figura 6 se muestran sus respectivas estructuras químicas.

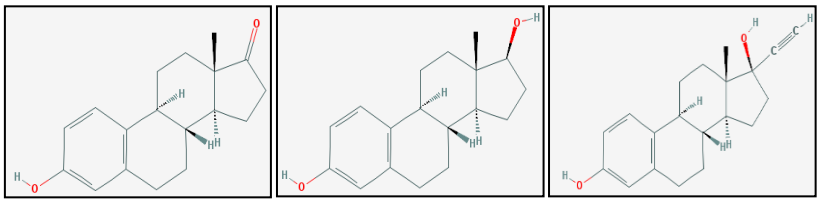

Figura 6. Estructura química de las hormonas (PubChem): E1 (iz.), E2 (centro) e EE2 (dcha.).

Los porcentajes medios de eliminación de los parabenos y el TCS en el proceso anaerobio fueron 92%, 84%, 84%, 90% y 97% para MeP, EtP, PrP,BuP y TCS, respectivamente. En el sistema UASB-BRM se alcanzaron eficiencias de eliminación superiores al 99% para estos MCEs. Estos compuestos son de naturaleza no polar e hidrofóbica (log K_{ow} = 1.96, 2.47, 3.04, 3.57 y 4.76 para MeP, EtP, PrP, BuP y TCS, respectivamente). Del balance de masas se concluye que estos compuestos fueron principalmente (bio)degradados, confirmando los resultados reportados en la bibliografía (Li et al., 2015; Wijekoon et al., 2013). La adsorción fue significativa en el caso del TCS. La figura 7 muestra la estructura química de cada MCE.

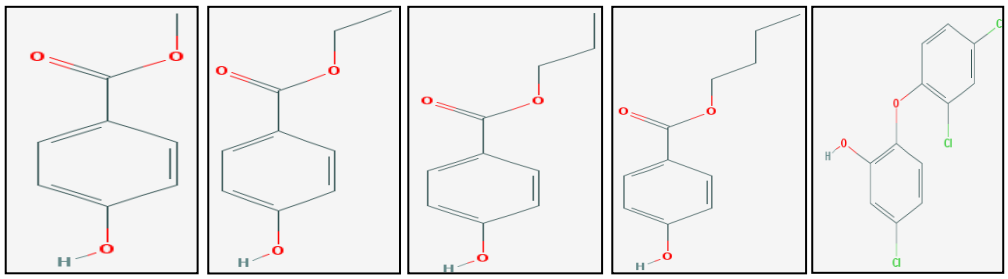

Figura 7. Estructura química de los parabenos y triclosán (de izquierda a derecha) (PubChem): MeP, EtP, PrP, BuP y TCS.

3.2 Eliminación de MCEs en el sistema híbrido UASB-BRM combinado con membranas de NF y OI

En la figura 8 se muestran los porcentajes medios de eliminación alcanzados en los sistemas combinados UASB-BRM+NF y UASB-BRM+OI para los compuestos más recalcitrantes (ATZ, SMZ, TBZ, CBZ y DCF) en el sistema UASB-BRM.

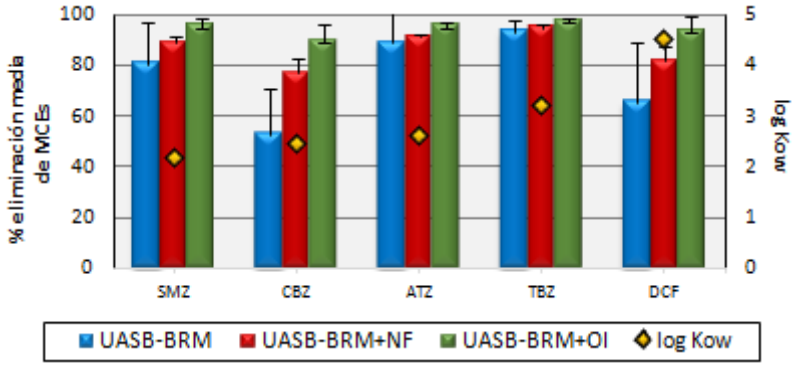

Figura 8. Porcentajes de eliminación global de MCEs en UASB-BRM+NF y UASB-BRM+OI.

La filtración posterior de los efluentes del sistema UASB-BRM con membranas de NF y de OI, mejoró las eficiencias de eliminación de los compuestos más recalcitrantes, especialmente para los fármacos CBZ y DCF.

Las eficiencias globales de eliminación de SMZ, ATZ y TBZ de la fracción acuosa en el sistema

UASB-BRM fueron 81, 89 y 93%, respectivamente. La filtración posterior de los efluentes con membranas de NF ligeramente incrementó los porcentajes globales (89%, 91% y 95% para SMZ, ATZ y TBZ, respectivamente). Más notable fue la mejora con la membrana de OI, especialmente para la SMZ, alcanzándose porcentajes globales de eliminación de 96%, 96% y 98%, respectivamente. El post-tratamiento de OI permitió la obtención de un efluente con concentraciones de triazinas inferiores a 0.5 ppb, como puede observarse en la figura 9.

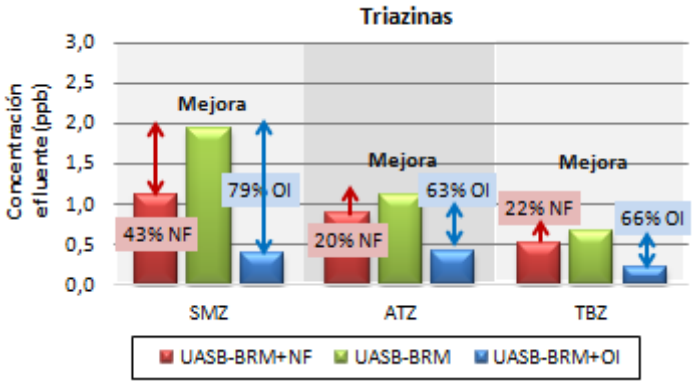

Figura 9. Concentración de SMZ, ATZ y TBZ en los sistemas combinados UASB-BRM/NF u OI. Porcentajes de mejora.

Los porcentajes medios de eliminación del sistema UASB-BRM+NF fueron 77% y 82% para CBZ y DCF, respectivamente. Para la combinación UASB-BRM+OI los porcentajes medios fueron 90% y 94%, respectivamente. Con ambos post-tratamientos, NF y OI, se mejoraron significativamente los porcentajes medios de eliminación obtenidos en el sistema UASB-BRM para CBZ y DCF (53% y 63%, respectivamente), coincidiendo con otros autores (Cartagena et al., 2013; Nguyen et al., 2013). El post-tratamiento de OI permitió la obtención de un efluente con concentraciones de CBZ y DCF inferiores a 1 ppb, como puede observarse en la figura 10.

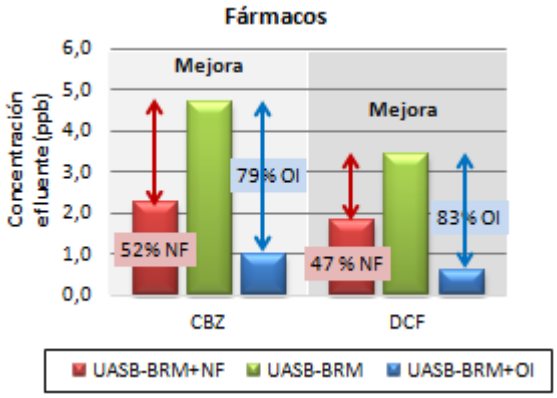

Figura 10. Concentración de CBZ y DCF en los sistemas combinados UASB-BRM/NF u OI. Porcentajes de mejora.

El DCF es un compuesto de carácter hidrófobo, por lo que tiene mayor tendencia a quedarse adsorbido en la superficie de la membrana NF270 que la CBZ (más hidrófilo). Por otra parte, el DCF tiene un mayor tamaño molecular (pesos de 236 y 296 $g \cdot mol^{-1}$ para CBZ y DCF, respectivamente). El tamaño de ambos compuestos es inferior al tamaño molecular de corte de la membrana (≈ 400 Da); sin embargo, el DCF al poseer un mayor tamaño, experimenta una mayor retención debido al efecto estérico.

4 CONCLUSIONES

- El sistema híbrido UASB-BRM alcanzó altas eficiencias de eliminación de materia orgánica (>95%) y una buena calidad de biogás, con una composición media de metano del 71.2%.

- Las eficiencias de eliminación de MCEs alcanzadas en la etapa anaerobia (UASB) aumentaron tras la etapa aerobia (BRM), incrementando la eliminación de los compuestos estudiados.
- La eficiencia de eliminación de MCEs del sistema híbrido UASB-BRM depende en gran medida de la naturaleza de éstos. Los compuestos organoclorados (a-END, b-END y TRF), los fármacos (IBP, E1, E2 y EE2) y los productos de higiene y cuidado personal (MeP, EtP, PrP, BuP y TCS) fueron altamente eliminados. Las triazinas (ATZ, SMZ y TBZ) y los fármacos (CBZ y DCF) fueron los compuestos más recalcitrantes.
- En general, la presencia de los MCEs en el lodo anaerobio fue despreciable, detectándose en bajas concentraciones algunos compuestos tales como TCS, DCF, CBZ, IBP y las hormonas. El balance de masas arrojó que la (bio)degradación fue el principal mecanismo implicado en la eliminación de estas sustancias, no obstante, se requiere un estudio en profundidad de los posibles metabolitos derivados de éstos compuestos.
- La filtración complementaria con NF y OI mejoró las eficiencias de eliminación de los compuestos más recalcitrantes alcanzadas en el sistema UASB-BRM, especialmente para los fármacos CBZ y DCF.
- El post-tratamiento con OI fue más eficaz, obteniéndose concentraciones de las triazinas y de CBZ y DCF inferiores a 1 ppb.
- Para la eliminación de estos compuestos, las líneas de tratamiento de aguas residuales en las EDARs urbanas han de tender hacia la combinación de tratamientos. Una posible ruta es la combinación de tratamientos biológicos (BRM aerobio/anaerobio, UASB, etc.) con la combinación de tratamientos físico-químicos (NF, OI, adsorción en carbón activado, oxidación avanzada, etc.).

5 AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue parcialmente financiado por el Ministerio Español de Economía y Competitividad vía el proyecto “Tratamientos combinados para la degradación y eliminación de contaminantes emergentes en agua” (CTM2013-46669-R).

6 BIBLIOGRAFÍA

[1]. Alvarino, T., Suárez, S., Garrido, M., Lema, J.M., Omil, F., 2016. A UASB reactor coupled to a hybrid aerobic MBR as innovative plant configuration to enhance the removal of organic micropollutants. Chemosphere 144, 452-458.

[2]. Alvariño, T., Suárez, S.J., Lema, J.M., Omil, F., 2014. Understanding the removal mechanisms of PPCPs and the influence of main technological parameters in anaerobic UASB and aerobic CAS reactors. Journal of Hazardous Materials 278, 506-513.

[3]. Cartagena, P., El Kaddouri, M., Cases, V., Trapote, A., Prats, D., 2013. Reduction of emerging micropollutants, organic matter, nutrients and salinity from real wastewater by combined MBR-NF/RO treatment, Separation and Purification Technology 110, 132-143.

[4]. Clara, M., Strenn, B., Gans, O., Martinez, E., Kreuzinger, N., Kroiss, H., 2005. Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants. Water Research, 39, 4797-4807.

[5]. Connell, D.W., 1990. Bioaccumulation of Xenobiotic Compounds, CRC Press, Boca Raton, FL.

[6]. Li, W., Shi, Y., Gao, L., Liu, J., Cai, Y., 2015. Ocurrence, fate and risk assessment of parabens and their chlorinated derivatives in an advanced wastewater treatment plant. Journal of Hazardous Materials 300, 29-38.

[7]. Musson, S.E., Campo, P., Tolaymat, T., Suidan, M., Townsend, T.G., 2010. Assesment of the anaerobic degradation of six active pharmaceutical ingredients. Sc. Total Environ. 408 (9), 2068-2074.

[8]. Nguyen, L.N., Hai, F.I., Kang, J., Price, W.E., Nghiem, L.D., 2013. Removal of emerging trace organic contaminants by MBR-based hybrid treatment processes. International Biodeterioration and Biodegration 85, 474-482.

[9]. Ozaki, H., Li, H., 2002. Rejection of organic compounds by ultra-low pressure reverse osmosis membrane. Water Research 36(1), 123-130.

[10]. Pengxia, L., Hanmin, Z., Yujie, F., Fenglin, Y., Jianpeng, Z., 2014. Removal of trace antibiotics from wastewater: A systematic study of nanofiltration combined with ozone-based advanced oxidation processes. Chemical Engineering Journal 240, 211-220.

[11]. PubChem. URL: https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov

[12]. Simón, P . J., Lardín, C., Domínguez, L., Prats, D., Cases, V ., Prado, G., Sánchez, A., González, R., Vicente, J. A., Llosa, C., 2014. Puesta en marcha de un sistema híbrido UASB+MBR para el tratamiento de las aguas residuales. Tecnoaqua, 10, 44-49.

[13]. Wijekoon, K.C., Hai, F.I., Kang, J., Price, W.E., Guo, W., Ngo, H.H., Nghiem, L.D., 2013. The fate of pharmaceuticals, steroid, hormones, phytoestrogens, UV-filters and pesticides during MBR treatment. Bioresoure Technology, 144, 247-254.