

VALORACIÓN MONETARIA DE LOS BENEFICIOS AMBIENTALES DERIVADOS DE LA ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES EMERGENTES EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

BELLVER-DOMINGO, ÁGUEDA^{1*}; HERNÁNDEZ-SANCHO, FRANCESC¹;
CIFUENTES, OLGA I.² Y ESCUDERO, DANIELA K.²

1: Grupo de Economía del Agua
Facultad de Economía
Universidad de Valencia
Campus dels Tarongers
Avda. dels Tarongers, s/n. 46022 Valencia (España)
e-mail: aguedabd@hotmail.com ; francesc.hernandez@uv.es

2: Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental
Facultad Regional Bahía Blanca
Universidad Tecnológica Nacional
11 de Abril 461 - 8000 Bahía Blanca
e-mail: ocifuentes@speedy.com.ar ; daniela_escudero@yahoo.es

Resumen. *La capacidad de tratamiento de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) convencional se caracteriza por la eliminación de sólidos suspendidos junto con la fracción orgánica y microbiológica del agua residual. Sin embargo, la existencia de contaminantes emergentes (PPCPs, por sus siglas en inglés) está generando graves impactos ambientales. Su presencia en el agua residual está asociada con los patrones de consumo de la población, llegando de forma continua y en grandes concentraciones a las EDARs. Actualmente suponen el principal componente de riesgo a largo plazo del efluente de las EDARs, cuya presencia podría dañar seriamente la calidad ambiental de los ecosistemas. Considerando los PPCPs como outputs no deseados, en este trabajo se implementa la metodología de los Precios Sombra con el fin de estimar los beneficios ambientales derivados de la eliminación de los compuestos seleccionados para tres escenarios propuestos (humedal, río y mar). Esta valoración tiene una gran relevancia ya que sirve como referencia para los análisis de viabilidad de cualquier propuesta tecnológica que permita la eliminación de los PPCPs del efluente.*

Palabras clave: Contaminantes emergentes, precios sombra, impacto ambiental, valoración económica, beneficio ambiental, calidad de agua.

1. INTRODUCCIÓN

Las fuentes de agua no convencionales, como la reutilización de agua residual, se han convertido en la solución a la escasez hídrica. El principal problema que presentan es la calidad del agua. Los productos farmacéuticos y de higiene personal (PPCPs) son sustancias químicas cuya estructura molecular impide que sean eliminadas de las aguas residuales [1]. El proceso de tratamiento convencional en una EDAR busca la eliminación de los sólidos en suspensión y de la fracción orgánica del agua residual [2]. Por lo que los PPCPs no son

retenidos y salen de la EDAR a través del efluente, llegando a la masa de agua receptora, donde se dispersan y se acumulan en el agua, en el sedimento y en los organismos [3].

La estructura química de los PPCPs los convierte en compuestos persistentes con capacidad de adsorberse a las partículas de materia orgánica en suspensión formando conjugados en cuyo interior se almacenan [4]. Los PPCPs más comunes en las aguas residuales urbanas son: plastificantes, surfactantes, hormonas, fármacos, productos de higiene y cuidado personal, sustancias blanqueantes, edulcorantes y subproductos de desinfección [5]. Son numerosos los autores que analizan cuál es la concentración de PPCPs en las EDARs, en ríos y en lagos; corroborando su presencia y remarcando la necesidad de abordar el problema [6], [7]. Esta nueva situación implica evaluar cómo se comporta cada PPCP en la EDAR; ya que los PPCPs están diseñados para ser compuestos estables y no pueden ser degradados por la tecnología de las EDARs convencionales [8]. Esto implica que cuando llegan al ecosistema no han perdido su función; por lo que al entrar en contacto con los organismos acuáticos les provocan los mismos efectos para los cuales fueron diseñados, así como diversas alteraciones de sus funciones vitales y reproductivas. Es por esto que cuando los PPCPs llegan al ecosistema se dice que son compuestos biológicamente activos y persistentes a muy baja concentración [9]. Esta característica provoca que los organismos acuáticos sufran alteraciones biológicas debidas a la exposición a dichos compuestos [10]. Los impactos de la exposición y la bioacumulación de los PPCPs se muestran de diferentes formas. Los más comunes son las alteraciones del crecimiento y desarrollo de los individuos, los procesos de disrupción endocrina en los organismos acuáticos y la generación de genes de resistencia a los antibióticos en bacterias [11], [12].

Desde el punto de vista ambiental los PPCPs se convierten en los nuevos indicadores de contaminación antrópica de las masas de agua [13]. La posibilidad de implementar tecnologías de tratamiento terciario se está convirtiendo en el camino a seguir para reducir los niveles de PPCPs en los efluentes [14]. Desde el punto de vista económico, además de tener en cuenta los aspectos asociados a la inversión monetaria en la nueva tecnología, han de incluirse también las externalidades ambientales. Para ello, una de las metodologías disponibles son los Precios Sombra. Según esta metodología los procesos de producción generan outputs deseados (comercializables) y, al mismo tiempo, originan subproductos contaminantes que carecen de valor de mercado y que repercuten negativamente en la eficiencia de producción. Con los precios sombra se calcula el valor monetario de los outputs no deseados, permitiendo que sean incluidos en los procesos de toma de decisión [15]. Como antecedentes de esta investigación se destaca el trabajo de Molinos-Senante et al. [16], en el cual se aplica la metodología de los precios sombra a un grupo de PPCPs (etinilestradiol –hormona–, sulfometoxazol –antibiótico–, diclofenaco –antiinflamatorio–, tonalide –fragancia– y galaxolide –fragancia–) considerando que la EDAR implementa procesos de ozonización para eliminarlos.

El objetivo del presente estudio es calcular el precio sombra de los PPCPs seleccionados para tres escenarios diferentes en los cuales se vierte el efluente de las EDARs: humedal, río y mar. La relevancia científica de este resultado se materializa en la obtención de un valor monetario asociado a un impacto ambiental; permitiendo su internalización en los procesos de toma de decisiones y en los análisis de viabilidad de los proyectos de mejora tecnológica en EDARs.

2. METODOLOGÍA

Se sigue el enfoque econométrico de Färe et al. [17] el cual se fundamenta en funciones distancia que representan la tecnología de producción a la vez que permiten modelizar la generación simultánea de múltiples outputs. Esta metodología busca maximizar la producción del output deseado evitando la generación del output no deseado [18], de tal forma que los precios sombra caracterizan la relación entre el proceso productivo y la tecnología empleada [19]. Dado un conjunto de inputs $X=(x_1, \dots, x_N)$ y de outputs $U=(u_1, \dots, u_M)$ y siendo el conjunto de producción: $P(x) = \{u \in \mathfrak{R}_+^M : x \text{ puede producir } u\}$, se asume que la tecnología de referencia satisface los supuestos propuestos por Färe et al. [20]. La metodología considera que existe disponibilidad débil de los outputs, de tal forma que la generación de outputs no deseados solo puede reducirse a través de la disminución en la producción de los outputs deseados (ya que ambos tipos de outputs están íntimamente relacionados). La asunción de disponibilidad débil permite que la metodología considere la existencia de regulaciones ambientales que limiten la generación de outputs no deseables en el proceso de producción. Se define la función distancia al output según Shephard [21] como:

$$D_0(x, u) = \inf\{\theta : (u/\theta) \in P(x)\} \quad (1)$$

Cumpléndose que $u \in P(x) \Leftrightarrow D_0(x, u) \leq 1$. Sea $r = (r_1, \dots, r_M)$ el vector de precios de los outputs con $r \neq 0$. Dado r , la función de ingresos será:

$$R(x, r) = \sup_u \{ru : D_0(x, u) \leq 1\} \quad (2)$$

Bajo el supuesto de que las funciones $D_0(x, u)$ y $R(x, r)$ son diferenciables es posible afirmar que:

$$\nabla_u D_0(x, u) = r^*(x, u) \quad (3)$$

Siendo $r^*(x, u)$ el máximo ingreso alcanzable con el vector de precios de los outputs. Ahora, para obtener los precios sombra de los outputs no deseables es necesario asumir que el precio sombra de un output deseable coincide con su precio de mercado. Dicho de otro modo, que el precio observado del m^{th} output $r_m^0 = r_m$, siendo r_m el precio sombra del output deseado m^{th} . Así, para todo $m \neq m'$ se tendrá que:

$$r'_m = r_m^0 \frac{\partial D_0(x, u) / \partial u'_m}{\partial D_0(x, u) / \partial u_m} \quad (4)$$

Donde m es el output deseado cuyo precio de mercado es r_m , el cual es igual al valor absoluto del precio sombra r_m^0 . Las funciones distancia involucradas en el análisis pueden ser calculadas de diversos modos, pero el más habitual es el dado por la programación lineal no paramétrica y determinística (no estocástica). Siguiendo el enfoque de Färe et al. [17] se procede a parametrizar la función distancia como una función translog:

$$\begin{aligned} \ln D_0(x, u) = & \alpha_0 + \sum_{m=1}^M \alpha_m \ln u_m + \sum_{n=1}^N \beta_n \ln x_n + \frac{1}{2} \sum_{m=1}^M \sum_{m'=1}^M \alpha_{mm'} (\ln u_m)(\ln u_{m'}) \\ & + \frac{1}{2} \sum_{n=1}^N \sum_{n'=1}^N \beta_{nn'} (\ln x_n)(\ln x_{n'}) + \sum_{n=1}^N \sum_{m=1}^M \gamma_{nm} (\ln x_n)(\ln u_m) \end{aligned} \quad (5)$$

Para calcular los parámetros de la función distancia (α, β, γ) se resuelve el siguiente programa lineal:

$$\text{Max } \sum_{k=1}^K [\ln D_0(x^k, u^k)] - \ln(1) \quad (6)$$

Sujeto a:

- (i) $\ln D_0(x^k, u^k) \leq 0, \quad \forall k = 1, \dots, K$
- (ii) $\frac{\partial D_0(x^k, u^k)}{\partial \ln u_m^k} \geq 0, \quad \forall k = 1, \dots, K. \quad \forall m = 1, \dots, i.$
- (iii) $\frac{\partial D_0(x^k, u^k)}{\partial \ln u_m^k} \leq 0, \quad \forall k = 1, \dots, K. \quad \forall m = i + 1, \dots, M.$
- (iv) $\sum_{m=1}^M \alpha_m = 1; \sum_{m'=1}^M \alpha_{mm'} = \sum_{m=1}^M \gamma_{nm} = 0, \quad \forall n = 1, \dots, N. \quad \forall m = 1, \dots, M.$
- (v) $\alpha_{mm'} = \alpha_{m'm}, \quad \forall m = 1, \dots, M; \quad \forall m, = 1, \dots, M$
 $\beta_{nn'} = \beta_{n'n}, \quad \forall n = 1, \dots, N; \quad \forall n' = 1, \dots, N$

Donde $k = 1, \dots, K$ representa el número de unidades de producción incluidas en el análisis, siendo los primeros i outputs deseables y los restantes $(i + 1, \dots, M)$ no deseables (sustancias contaminantes). Como la función distancia toma valores inferiores o iguales a uno, el $\ln D_0(x^k, u^k)$ será menor o igual a cero y la desviación de la unidad k en relación a la frontera de producción, el $[\ln D_0(x^k, u^k)] - \ln(1)$ será menor o igual que cero también. Por ello, al maximizar la función objetivo, en realidad se persigue minimizar la desviación en relación a la frontera de producción, es decir, hacerla lo más próxima a cero posible.

La ecuación que representa el programa lineal a resolver (6) está sujeta a una serie de restricciones, las cuales tienen como fin establecer los límites dentro de los cuales se resolverá el problema lineal. La primera restricción (i) implica que las unidades de análisis estarán situadas por debajo de la frontera de producción; o bien justo encima de la misma. De esta forma se distingue entre aquellas unidades de análisis cuya producción es eficiente y aquellas cuya producción no lo es. La segunda restricción (ii) impone que los outputs deseados deban tener un valor de precio sombra positiva o nula; pero nunca negativo. Mientras que la tercera

restricción (iii) obliga a que los outputs no deseados tengan un valor de precio sombra negativo; pero nunca positivo. Ambas restricciones permiten caracterizar e identificar el comportamiento de outputs, en tanto que el símbolo representa la existencia, o no, de mercado para ese outputs. Es decir, los outputs deseados (aquellos productos que surgen del proceso productivo) son aquellos por los que se va a obtener un beneficio económico directo derivado de su venta. Mientras que los outputs no deseados son subproductos que surgen de ese proceso productivo, no poseen valor de mercado, razón por la cual la metodología les otorga signo negativo. La cuarta restricción (iv) es la que asegura que existe disponibilidad débil de los outputs (tal y como se comenta al inicio del apartado). Por último, la quinta restricción (v) implica la existencia de simetría en los parámetros referidos a pares de inputs y outputs.

3. DESCRIPCIÓN DE LA MUESTRA

La base de datos utilizada está elaborada a partir de fuentes bibliográficas, considerando dos de los PPCPs más consumidos a nivel mundial y, por lo tanto, comúnmente presentes en la literatura. Estos PPCPs son la trimetoprima (TMP), utilizada como antibiótico y la carbamazepina (CBZ) utilizada como antiepiléptico [22]. Se han analizado 24 EDARs de diferentes países (España, Reino Unido, Taiwán, Suiza, Portugal, Francia, Grecia, Estados Unidos e Italia) cuya tecnología de tratamiento se basa en un proceso convencional de fangos activados. Los costes de capital y de operación y mantenimiento se han calculado a través de las funciones de costes para fangos activados recogidas en el trabajo de Guo et al. [23]. En la Tabla 1 se muestran las concentraciones medias de los PPCPs analizados para las 24 EDARs seleccionadas.

EDAR	Caudal m ³ /día	ng/L TMP	ng/L CBZ	EDAR	Caudal m ³ /día	ng/L TMP	ng/L CBZ
Torroella de Montgrí	16.500	68,8	335,3	Grevena	4.000	85,9	850
Cilfynydd	36.160	1.672	2.096,5	Kozani	10.000	18,3	80,2
Coslech	19.750	1.901	888	Veroia	9.800	16,5	74,7
Castellón de la Plana	36.000	95	1.037,7	Alcalá de Henares	74.818	101,5	123
Taipei	210.000	19,7	186,5	Wayne Hill	227.000	310	115,5
Lausanne	95.000	196,5	471,5	Howdon	230.000	264,5	140,9
Coimba	N/A	145,5	241,6	Nápoles	181.000	23,7	92,8
Sena Centro	240.000	34	128	Latina	19.000	2,5	5
Ioannina ciudad	25.276	95,9	109,4	Cuneo	31.000	4,1	15,5
Arta	115.000	12,4	135,8	Cagliari	86.700	11,4	29,9
Preveza	7.000	12,1	39,8	Varese Lago	40.000	5,3	12,2
Agrinio	14.000	12,5	78,6	Varese Olona	23.000	3	13,3

Tabla 1. Caudal (m³/día) de las EDARs analizadas y concentración media de los PPCPs considerados (ng/L).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de la implementación de la metodología de los precios sombra para los tres escenarios propuestos se encuentran recogidos en la Tabla 2. La resolución del problema de

programación lineal, es decir, de la ecuación de los precios sombra (ver ecuación 4), nos da los resultados del cociente de las derivadas. Por lo que, para obtener el precio sombra de los outputs no deseados (r'_m) se hace necesario multiplicar el resultado por el precio de mercado del output deseado (r_m^0); tal y como se recoge en la ecuación 4. Por esta razón se han tomado como valor del término r_m^0 los precios para el agua depurada que se recogen en el trabajo de Hernández-Sancho et al. [19]. Los precios de referencia para el agua depurada que se incluyen se obtuvieron del análisis de diversos proyectos de reutilización llevados a cabo por el Gobierno Español. Esos proyectos tenían como finalidad mejorar la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos a través del uso de la reutilización de los efluentes de las EDARs. Gracias al uso de estos precios de referencia para el agua depurada (nuestro output deseado) se consigue calcular el precio sombra de la TMP y la CBZ para cada uno de los escenarios propuestos.

	Precio Sombra (€/kg)		Beneficio Ambiental (€/año)	
	TMP	CBZ	TMP	CBZ
Humedal	2.194	1.335	11.051	6.889
Río	1.707	1.038	8.595	5.358
Mar	244	148	1.228	765

Tabla 2. Precio sombra de los PPCPs analizados (€/kg) y Beneficio ambiental (€/año) para los diferentes escenarios propuestos.

Los resultados de la Tabla 2 muestran que los PPCPs que llegan al humedal y al río tienen valores mayores de precio sombra. Por el contrario el escenario cuyo precio sombra es menor es el mar. En este ecosistema, el vertido del efluente está condicionado por su elevada capacidad de dilución, y por ello el precio sombra es significativamente menor. El fundamento metodológico de los precios sombra nos dice que el resultado obtenido representa el coste marginal evitado del vertido de TMP y CBZ. Por lo tanto, lo que nos están indicando los resultados es que si se reduce la presencia de los PPCPs analizados en los efluentes de las EDARs se le está evitando al medio ambiente un coste de 2.194 y 1.335 €/kg, para la TMP y la CBZ, respectivamente, en el escenario de tipo humedal.

La TMP es el PPCP con el precio sombra más alto, lo cual coincide con que es uno de los antibióticos más consumidos a nivel mundial. Su tasa de eliminación en la EDAR es altamente variable; Yan et al. [24] establece el rango del 17 – 86%; pese a que asegura en su trabajo que las tasas menores de eliminación son las más comunes. El precio sombra obtenido para la CBZ también es significativo. Es un tipo de PPCP que tiene efectos biológicos tóxicos severos sobre los organismos acuáticos a concentraciones muy bajas. Lo cual, unido a su baja degradabilidad (entre 3 – 20% [25]), lo convierte en un PPCP de obligada monitorización en las EDARs; es persistente dentro de los reactores de fangos activados gracias a que se une a la materia orgánica en suspensión formando conjugados [26].

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos así como la cantidad de TMP y CBZ presente en las EDARs de la muestra (Tabla 1), se ha estimado el beneficio ambiental (en €/año) que se conseguiría si los PPCPs fueran eliminados del efluente (ver resultados en la Tabla 2). De los tres escenarios propuestos, el que presenta mayor beneficio ambiental se corresponde con los

humedales. Son ecosistemas muy sensibles a la contaminación, debido, principalmente a que su tasa de renovación de agua es relativamente baja al mismo tiempo que poseen una tasa de sedimentación alta. Bajo estas condiciones, un volumen de agua entrante (como el vertido del efluente de una EDAR) no tiene la capacidad de dilución que se produciría en el mar y el riesgo de acumulación de PPCPs sería mucho mayor. El beneficio ambiental obtenido a través de la metodología de los precios sombra representa la mejora ambiental que se consigue al reducir o detener el impacto ambiental que se está produciendo. Por esta razón valores mayores de beneficio ambiental representan una mayor necesidad de corregir el impacto ambiental. Teniendo en cuenta los resultados de nuestro estudio, el hecho de que el beneficio ambiental en los humedales sea mayor significa que la eliminación de los PPCPs analizados sería muy positiva para el mantenimiento de la calidad de ese ecosistema. Esta interpretación es también trasladable a los resultados obtenidos para el escenario del río. Por lo tanto, los valores altos de beneficio ambiental actúan como indicadores de la necesidad de actuación sobre los ecosistemas que están sufriendo un mayor impacto ambiental; es decir, que la prioridad en la toma de decisiones debe ir dirigida a los humedales y a los ríos. La relevancia de estos resultados es significativa, ya que sirven como justificación de futuras inversiones en mejoras tecnológicas de las EDARs cuyos efluentes se vierten a zonas sensibles.

Desde el punto de vista ambiental, existen artículos que cuantifican el impacto de diversos PPCPs sobre los ecosistemas y sobre los organismos [27]. La TMP y la CBZ poseen un significativo impacto sobre los organismos acuáticos. Los análisis toxicológicos llevados a cabo sobre algas, invertebrados y peces ratifican la gravedad del contacto entre esos organismos y los PPCPs de forma prolongada [28], [29]. Establecer una relación entre los resultados de precios sombra y los resultados de los bioensayos de toxicidad supone una novedad en cuanto a la valoración de externalidades ambientales. Se consigue así ratificar que, un valor de precio sombra mayor para un PPCP (cuyo nivel de toxicidad es alto) significa reforzar la urgencia en la implementación de mejoras tecnológicas en las EDARs ante los beneficios ambientales evidentes que reportaría; justificando la inversión económica para la instalación de etapas de tratamiento terciario en las EDARs.

5. CONCLUSIONES

Este trabajo lleva a cabo una valoración monetaria de los beneficios ambientales derivados de la eliminación de la TMP y la CBZ de los efluentes de las EDARs, a través de la implementación de la metodología de los precios sombra. El uso de esta metodología nos ha permitido obtener el valor monetario de los outputs no deseados (TMP y CBZ) a través de un procedimiento objetivo; a través del uso de procesos de optimización matemática y de los datos de concentración de PPCPs. La compilación de todos estos factores nos permiten calcular el valor monetario de la TMP y la CBZ con un coste de implementación bajo, en comparación con otros mecanismos de valoración monetaria.

La TMP y la CBZ no pueden ser degradados en los reactores de fangos activados usados por las EDARs de la muestra. Esta situación provoca que ambos PPCPs atraviesen la EDARs sin ser eliminados (y sin que su capacidad tóxica se vea reducida) y sean vertidos al ecosistema a través del efluente. Es por esta razón que los precios sombra obtenidos presentan valores

significativamente altos, demostrando que el coste evitado para los escenarios analizados (principalmente humedales y ríos) sería elevado si la concentración de TMP y CBZ fuera reducida. La relevancia de estos resultados ha de ser tenida en cuenta, ya que el beneficio ambiental de dejar de verter la TMP y la CBZ también es elevado. Los resultados de nuestro estudio remarcan la necesidad de actuar sobre estos PPCPs y sobre los efluentes que son vertidos a zonas sensibles (humedales y ríos) con el fin de mejorar y preservar la calidad de esos ecosistemas.

La relación entre el precio sombra y el análisis de riesgo toxicológico sobre organismos acuáticos supone un paso más allá en la interpretación de nuestros resultados. La revisión de la literatura demuestra que la TMP y la CBZ poseen riesgo ambiental elevado; lo cual coincide con los resultados obtenidos de precio sombra, en tanto que ambos son elevados. Esta concordancia aporta robustez a los resultados de valoración monetaria obtenidos a través de la metodología de los precios sombra. Los PPCPs que poseen un precio sombra más elevado son aquellos que más riesgo toxicológico tienen sobre los organismos acuáticos expuestos. Ante esta situación sería justificable la mejora tecnológica de las EDARs con el objetivo de potenciar la calidad del efluente e incrementar las opciones de reutilización. Todo ello con el objetivo final de internalizar las externalidades ambientales en los procesos de toma de decisiones, así como permitir una gestión integrada de los recursos hídricos minimizando el impacto ambiental.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (Gobierno de España) y el FEDER (Fondo Europeo de Desarrollo Regional) a través del proyecto ECO2TOOLS (No. CGL2015-64454-C2-1-R, subproyecto Eco2RISK-DDS).

REFERENCIAS

- [1] Morais S. A., Delerue-Matos C. y Gabarrell X., “An uncertainty and sensitivity analysis applied to the prioritisation of pharmaceuticals as surface water contaminants from wastewater treatment plant direct emissions”, *Sci. Total Environ.* Vol. **490**, pp. 342-350, (2014).
- [2] Binelli A., Magni S., Soave C., Marazzi F., Zuccato E., Castiglioni S., Parolini M. y Mezzanotte V., “The biofiltration process by the bivalve *D. polymorpha* for the removal of some pharmaceuticals and drugs of abuse from civil wastewaters”, *Ecological Engineering*, Vol. **71**, pp. 710-721, (2014).
- [3] Prosser R. S. y Sibley P. K., “Human health risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in plant tissue due to biosolids and manure amendments, and wastewater irrigation”, *Environment international*, Vol. **75**, pp. 223-233, (2015).
- [4] Yargeau V., Taylor B., Li H., Rodayan A. y Metcalfe C. D., “Analysis of drugs of abuse in wastewater from two Canadian cities”, *Science of The Total Environment*, Vol. **487**, pp. 722-730, (2014).

- [5] Pal A., He Y., Jekel M., Reinhard M. y Gin K. Y., “Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle”, *Environment international*, Vol. **71**, pp. 46-62, (2014).
- [6] Zenobio J. E., Sanchez B. C., Leet J. K., Archuleta L. C. y Sepúlveda M. S., “Presence and effects of pharmaceutical and personal care products on the Baca National Wildlife Refuge, Colorado”, *Chemosphere*, Vol. **120**, pp. 750-755, (2015).
- [7] Blair B., Nikolaus A., Hedman C., Klaper R. y Grundl T., “Evaluating the degradation, sorption, and negative mass balances of pharmaceuticals and personal care products during wastewater treatment”, *Chemosphere*, Vol. **134**, pp. 395-401, (2015).
- [8] Yuan S., Jiang X., Xia X., Zhang H. y Zheng S., “Detection, occurrence and fate of 22 psychiatric pharmaceuticals in psychiatric hospital and municipal wastewater treatment plants in Beijing, China”, *Chemosphere*, Vol. **90**, pp. 2520-2525, (2013).
- [9] Galus M., Jeyaranjaan J., Smith E., Li H., Metcalfe C. y Wilson J. Y., “Chronic effects of exposure to a pharmaceutical mixture and municipal wastewater in zebrafish”, *Aquatic Toxicology*, Vol. **132–133**, pp. 212-222, (2013).
- [10] Zhao J., Liu Y., Liu W., Jiang Y., Su H., Zhang Q., Chen X., Yang Y., Chen J., Liu S., Pan C., Huang G. y Ying G., “Tissue-specific bioaccumulation of human and veterinary antibiotics in bile, plasma, liver and muscle tissues of wild fish from a highly urbanized region”, *Environmental Pollution*, Vol. **198**, pp. 15-24, (2015).
- [11] Pennington M. J., Rivas N. G., Prager S. M., Walton W. E. y Trumble J. T., “Pharmaceuticals and personal care products alter the holobiome and development of a medically important mosquito”, *Environmental Pollution*, Vol. **203**, pp. 199-207, (2015).
- [12] Niemuth N. J. y Klaper R. D., “Emerging wastewater contaminant metformin causes intersex and reduced fecundity in fish”, *Chemosphere*, Vol. **135**, pp. 38-45, (2015).
- [13] Van Stempvoort D. R., Roy J. W., Grabuski J., Brown S. J., Bickerton G. y Sverko E., “An artificial sweetener and pharmaceutical compounds as co-tracers of urban wastewater in groundwater”, *Science of The Total Environment*, Vol. **461–462**, pp. 348-359, (2013).
- [14] Mailler R., Gasperi J., Coquet Y., Buleté A., Vulliet E., Deshayes S., Zedek S., Mirande-Bret C., Eudes V., Bressy A., Caupos E., Moilleron R., Chebbo G. y Rocher V., “Removal of a wide range of emerging pollutants from wastewater treatment plant discharges by micro-grain activated carbon in fluidized bed as tertiary treatment at large pilot scale”, *Science of The Total Environment*, Vol. **542, Part A**, pp. 983-996, (2016).
- [15] Zhou P., Zhou X. y Fan L. W., “On estimating shadow prices of undesirable outputs with efficiency models: A literature review”, *Applied Energy*, Vol. **130**, pp. 799-806, (2014).
- [16] Molinos-Senante M., Reif R., Garrido-Baserba M., Hernández-Sancho F., Omil F., Poch M. y Sala-Garrido R., “Economic valuation of environmental benefits of removing pharmaceutical and personal care products from WWTP effluents by ozonation”, *Science of The Total Environment*, Vol. **461–462**, pp. 409-415, (2013).
- [17] Färe R., Grosskopf S., Lovell C. A. K. y Yaisawarng S., “Derivation of Shadow Prices for Undesirable Outputs: A Distance Function Approach”, *The review of economics and statistics*, Vol. **75**, pp. 374-380, (1993).

- [18] Wei C., Löschel A. y Liu B., “An empirical analysis of the CO2 shadow price in Chinese thermal power enterprises”, *Energy Economics*, Vol. **40**, pp. 22-31, (2013).
- [19] Hernández-Sancho F., Molinos-Senante M. y Sala-Garrido R., “Economic valuation of environmental benefits from wastewater treatment processes: An empirical approach for Spain”, *Science of The Total Environment*, Vol. **408**, pp. 953-957, (2010).
- [20] Färe R., Grosskopf S. y Lovell C. A. K., “An indirect approach to the evaluation of producer performance”, *Journal of Public Economics*, Vol. **37**, pp. 71-89, (1988).
- [21] Shephard R. W., *Theory of cost and production functions*, Princeton University Press, Princeton, (1970).
- [22] Hazardous Substances Data Bank (HSDB) - U.S. National Library of Medicine, (2014). Available at: <https://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>.
- [23] Guo T., Englehardt J. y Wu T., “Review of cost versus scale: Water and wastewater treatment and reuse processes”, *Water Science and Technology*, Vol. **69**, pp. 223-234, (2014).
- [24] Yan Q., Gao X., Chen Y., Peng X., Zhang Y., Gan X., Zi C. y Guo J., “Occurrence, fate and ecotoxicological assessment of pharmaceutically active compounds in wastewater and sludge from wastewater treatment plants in Chongqing, the Three Gorges Reservoir Area”, *Science of The Total Environment*, Vol. **470–471**, pp. 618-630, (2014).
- [25] Aymerich I., Acuña V., Barceló D., García M. J., Petrovic M., Poch M., Rodríguez-Mozaz S., Rodríguez-Roda I., Sabater S., von Schiller D. y Corominas L., “Attenuation of pharmaceuticals and their transformation products in a wastewater treatment plant and its receiving river ecosystem”, *Water research*, Vol. **100**, pp. 126-136, (2016).
- [26] Chen X., Vollertsen J., Nielsen J. L., Gieraltowska Dall A. y Bester K., “Degradation of PPCPs in activated sludge from different WWTPs in Denmark”, *Ecotoxicology*, Vol. **24**, pp. 2073-2080, (2015).
- [27] Verlicchi P., Al Aukidy M., Galletti A., Petrovic M. y Barceló D., “Hospital effluent: Investigation of the concentrations and distribution of pharmaceuticals and environmental risk assessment”, *Science of The Total Environment*, Vol. **430**, pp. 109-118, (2012).
- [28] Ma R., Wang B., Lu S., Zhang Y., Yin L., Huang J., Deng S., Wang Y. y Yu G., “Characterization of pharmaceutically active compounds in Dongting Lake, China: Occurrence, chiral profiling and environmental risk”, *Science of The Total Environment*, Vol. **557–558**, pp. 268-275, (2016).
- [29] Papageorgiou M., Kosma C. y Lambropoulou D., “Seasonal occurrence, removal, mass loading and environmental risk assessment of 55 pharmaceuticals and personal care products in a municipal wastewater treatment plant in Central Greece”, *Science of The Total Environment*, Vol. **543, Part A**, pp. 547-569, (2016).