



VNIVERSITAT
DE VALÈNCIA

Doctorado en Desarrollo Local y Cooperación Internacional

TESIS DOCTORAL

Gestión de activos en estaciones depuradoras de aguas residuales: una aproximación económica

AUTOR: VICENT HERNANDEZ CHOVER
DIRECTOR: FRANCESC HERNANDEZ SANCHO

SEPTIEMBRE, 2020



INDICE

| | |
|---|----|
| INDICE..... | 2 |
| ÍNDICE DE FIGURAS | 4 |
| ÍNDICE DE TABLAS | 6 |
| ACRÓNIMOS Y ABREVIACIONES | 8 |
| AGRADECIMIENTOS..... | 10 |
| DOCUMENTOS ACREDITATIVOS..... | 12 |
| 1. Autorización para la presentación de la tesis doctoral..... | 12 |
| 2. Impacto de las publicaciones | 13 |
| 3. Contribución del doctorando en las publicaciones..... | 14 |
| | 14 |
| PUBLICACIONES QUE CONSTITUYEN EL COMPENDIO DE ARTÍCULOS..... | 16 |
| ABSTRACT | 18 |
| RESUMEN | 20 |
| RESUM..... | 22 |
| DESARROLLO DE LA TESIS DOCTORAL..... | 24 |
| 1. Introducción | 24 |
| 2. Objetivos | 30 |
| 3. Metodología | 31 |
| 4. Principales resultados | 40 |
| a. Análisis estadístico y modelización econométrica de los costes de mantenimiento en Estaciones de Tratamiento de Aguas Residuales. | 40 |
| b. Evaluación de los costes de mantenimiento en la eficiencia de las Estaciones de Tratamiento de Aguas Residuales mediante un modelo de optimización lineal..... | 50 |
| c. Análisis de eficiencia y estudio del mantenimiento preventivo y coste de las reparaciones en Estaciones de Tratamiento de Aguas Residuales. | 57 |
| Conclusiones | 63 |
| Referencias..... | 66 |
| ANEXOS | 76 |

| | |
|---|-----|
| Anexo A: Test estadísticos e hipótesis básicas del modelo de regresión | 76 |
| Anexo B: Test estadísticos aplicados en economías de escala | 79 |
| Anexo B: Test estadísticos aplicados en costes de averías y mantenimientos preventivos ... | 80 |
| Anexo C: Publicaciones originales | 82 |
| 1. Cost analysis of the facilities deterioration in wastewater treatment plants: A | 82 |
| dynamic approach..... | 82 |
| 2. Efficiency of wastewater treatment facilities: The influence of scale | 92 |
| economies | 92 |
| 3. Preventive maintenance versus cost of repairs in asset management: An efficiency analysis in wastewater treatment plants..... | 100 |



ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| FIGURA 1 DIAGRAMA DE FLUJO DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CONVENCIONAL (CASTELLET-VICIANO, L. 2019) | 26 |
| FIGURA 2 COSTE REAL Y PROYECTADO (2008) | 44 |
| FIGURA 3 COSTE REAL Y PROYECTADO (2009) | 45 |
| FIGURA 4 COSTE REAL Y PROYECTADO (2010) | 46 |
| FIGURA 5 COSTE REAL Y PROYECTADO (2011) | 47 |
| FIGURA 6 COSTE REAL Y PROYECTADO (2012) | 48 |
| FIGURA 7 COSTES PROYECTADOS PARA EL MANTENIMIENTO CORRECTIVO Y REPARACIONES (€/AÑOS) | 49 |
| FIGURA 8 MUESTRA POR GRUPOS SEGÚN HABITANTES EQUIVALENTES TRATADOS (ANUAL)..... | 51 |
| FIGURA 9 DIVISIÓN DE MUESTRA PARA EL ANÁLISIS DE EFICIENCIA. ELABORACIÓN PROPIA. | 54 |
| FIGURA 10 DIAGRAMA DE RESIDUOS ESTANDARIZADOS. AÑO 2008..... | 77 |
| FIGURA 11 DIAGRAMA DE RESIDUOS (%) AÑO 2009 | 77 |
| FIGURA 12 DIAGRAMA DE RESIDUOS (%) AÑO 2010 | 78 |
| FIGURA 13 DIAGRAMA DE RESIDUOS (%) AÑO 2011 | 78 |
| FIGURA 14 DIAGRAMA DE RESIDUOS (%) AÑO 2012 | 79 |



ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|--|----|
| TABLA 1 COSTES ANUALES DE REPARACIONES Y MANTENIMIENTOS CORRECTIVOS (PROMEDIO) | 41 |
| TABLA 2 FUNCIÓN DE COSTE DE MANTENIMIENTO | 42 |
| TABLA 3 PARÁMETROS DE LA FUNCIÓN DE COSTES | 42 |
| TABLA 4 PROMEDIO DE ÍNDICES DE EFICIENCIA PARA LOS 3 GRUPOS CON RENDIMIENTOS VARIABLES A ESCALA | 51 |
| TABLA 5 TEST DE KRUSKAL-WALLIS PARA GRUPOS | 52 |
| TABLA 6 RESULTADOS ÍNDICES DE EFICIENCIA POR INPUTS DEL PROCESO PARA LOS 3 GRUPOS (PROMEDIO)..... | 52 |
| TABLA 7 RESULTADOS DE LOS SUBGRUPOS (PROMEDIO DE ÍNDICES DE EFICIENCIA) | 54 |
| TABLA 8 RESULTADOS DEL TEST DE KRUSKAL-WALLIS PARA LOS GRUPOS 1.A, 1.B Y 1.C | 55 |
| TABLA 9 RESULTADOS DEL TEST DE KRUSKAL-WALLIS PARA LOS GRUPOS 1.A.1, 1.A.2 Y 1.A.3 | 55 |
| TABLA 10 RESULTADOS DEL MODELO RUSSELL (RM) PARA SUB-GRUPOS (PROMEDIO) | 55 |
| TABLA 11 DESCRIPCIÓN DE LA MUESTRA EN 3 GRUPOS A PARTIR DEL PORCENTAJE DE COSTES DEDICADO A LOS MANTENIMIENTOS PREVENTIVOS..... | 58 |
| TABLA 12 ÍNDICES DE EFICIENCIA PARA LOS TRES GRUPOS CONSIDERANDO LOS COSTES DE LOS MANTENIMIENTOS PREVENTIVOS (PROMEDIO) | 59 |
| TABLA 13 CORRELACIÓN DEL COSTE DEL MANTENIMIENTO PREVENTIVO Y EL ÍNDICE DE EFICIENCIA (SPEARMAN'S TEST)..... | 60 |
| TABLA 14 CORRELACIÓN DEL ÍNDICE DE EFICIENCIA Y MANTENIMIENTO PREVENTIVO (SEGÚN % SOBRE COSTES OPERATIVOS) 60 | |
| TABLA 15 CONSUMO ENERGÉTICO (PROMEDIO) POR GRUPOS, CONSIDERANDO % DE MANTENIMIENTO PREVENTIVO REALIZADO. | 62 |
| TABLA 16 CONTRASTE DE NORMALIDAD. KOLMOGOROV-SMIRNOV | 76 |
| TABLA 17 TEST DE CORRELACIÓN. SPEARMAN | 76 |
| TABLA 18 TEST DE NORMALIDAD Y NO CORRELACIÓN PARA LOS RESIDUOS. KOLMOGOROV-SMIRNOV Y DURBIN-WATSON... 76 | |
| TABLA 19 DIAGNÓSTICO DE MULTICOLINEALIDAD | 76 |
| TABLA 20 TEST DE HOMOCEDASTICIDAD | 77 |
| TABLA 21 CARACTERÍSTICAS TÉCNICAS DE LAS EDARS PROYECTADAS | 79 |
| TABLA 22 RESULTADO KRUSKAL-WALLIS PARA LOS GRUPOS (SEGÚN H.E); 1, 2 Y 3. | 79 |
| TABLA 23 RESULTADO KRUSKAL-WALLIS PARA GRUPOS 1A - 1B – 1C..... | 80 |
| TABLA 24 RESULTADO KRUSKAL-WALLIS PARA GRUPO 1A1 - 1B1 - 1C1..... | 80 |
| TABLA 25 TEST DE KRUSKAL-WALLIS PARA GRUPOS (SEGÚN % MANTENIMIENTO PREVENTIVO) | 80 |
| TABLA 26 CORRELACIÓN ENTRE COSTES DE MANTENIMIENTOS PREVENTIVOS Y COSTE DE AVERÍAS (SPEARMAN'S RHO) | 80 |



ACRÓNIMOS Y ABREVIACIONES

| | |
|-------|--|
| CM | Coste de Mantenimiento |
| DBO | Demanda Biológica de Oxígeno |
| DEA | Análisis Envolvente de Datos |
| DMA | Directiva Marco del Agua |
| DMU | Unidad de toma de decisión |
| DQO | Demanda Química de Oxígeno |
| EDAR | Estación Depuradora de Aguas Residuales |
| EPSAR | Entidad pública de Saneamiento de aguas residuales |
| FIV | Factor de inflación de la varianza |
| HE | Habitante Equivalente |
| J | Envejecimiento de las instalaciones |
| LN | Logaritmo Neperiano |
| M | DQO eliminada |
| O&M | Operación y Mantenimiento |
| RM | Medida Russell |
| SBM | Medida basada en holguras |
| SS | Sólidos Suspendidos |
| V | Volumen de agua residual |



AGRADECIMIENTOS

Agradecer a mi director de tesis, Francesc Hernández Sancho, el apoyo continuo en el desarrollo de la presente tesis doctoral. Además, formar parte del Grupo de Economía del Agua de la Universidad de València me ha permitido conocer en profundidad la gestión de los recursos hídricos y, en consecuencia, avanzar en sus distintas líneas de investigación. En este sentido, la presente tesis invita a seguir realizando progresos en el sector del agua.

De igual modo, agradezco a mis compañeras Lledó Castellet y Águeda Bellver las numerosas horas de discusión científica, su colaboración ha sido de especial importancia tanto a nivel académico como laboral.

Finalmente, deseo agradecer a mi mujer Ana Ribes Navalón su apoyo incondicional a lo largo de estos últimos años.



DOCUMENTOS ACREDITATIVOS

1. Autorización para la presentación de la tesis doctoral

Valencia, 10 de julio de 2020

Francesc Hernández Sancho, Coordinador del Grupo de Economía del Agua y Catedrático de Economía Aplicada de la Universidad de Valencia,

hace constar que:

Como director de la tesis doctoral de VICENT HERNÁNDEZ CHOVER, con NIF 29199578-C, titulada "*Gestión de activos en estaciones depuradoras de aguas residuales*", inscrita en el Programa de Doctorado "Desarrollo Local y Cooperación Internacional" de la Universidad de Valencia, autorizo a presentar dicha tesis mediante la modalidad de compendio de artículos, constituido por las siguientes publicaciones:

1. **Hernández-Chover, V.**, Castellet-Viciano, L., and Hernández-Sancho, F. (2020). Preventive maintenance versus cost of repairs in asset management: An efficiency analysis in wastewater treatment plants. *Process Safety and Environmental Protection*, 141, 215-221.
2. **Hernández-Chover, V.**, Castellet-Viciano, L., and Hernández-Sancho, F. (2019). Cost analysis of the facilities deterioration in wastewater treatment plants: A dynamic approach. *Sustainable Cities and Society*, 101613.
3. **Hernández-Chover, V.**, Bellver-Domingo, Á., and Hernández-Sancho, F. (2018). Efficiency of wastewater treatment facilities: The influence of scale economies. *Journal of Environmental Management*, 228, 77-84.

Acreditando que dicha tesis cumple los requisitos formales al uso y presenta unos contenidos completos, fundamentados y acordes con la normativa que regula los estudios de doctorado y que se ha hecho un uso ético de la información utilizada en el proceso de investigación.

Atentamente,

Francesc Hernández Sancho
Universidad de Valencia

Facultad de Economía. Campus Tarongers
Avda. Tarongers, s/ n.
46022 Valencia
España

Tel.: +34 96 3828349
Fax: +34 96 3828354
E-mail: Francesc.Hernandez@uv.es

2. Impacto de las publicaciones

UNIVERSITAT
DE VALÈNCIA Departament d'Economia Aplicada

Valencia, 26 de julio de 2020

Francesc Hernández Sancho, Coordinador del Grupo de Economía del Agua y Catedrático de Economía Aplicada de la Universidad de Valencia,

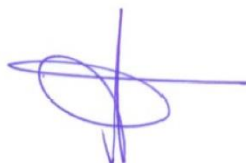
hace constar que:

Como director de la tesis doctoral de VICENT HERNÁNDEZ CHOVER, con NIF 29199578-C, titulada "*Gestión de activos en estaciones depuradoras de aguas residuales*", inscrita en el Programa de Doctorado "Desarrollo Local y Cooperación Internacional" de la Universidad de Valencia, la cual se presenta mediante la modalidad de compendio de artículos, acredito que las publicaciones que constituyen dicho compendio presentadas a continuación:

1. **Hernández-Chover, V.**, Castellet-Viciano, L., and Hernández-Sancho, F. (2020). Preventive maintenance versus cost of repairs in asset management: An efficiency analysis in wastewater treatment plants. *Process Safety and Environmental Protection*, 141, 215-221.
2. **Hernández-Chover, V.**, Castellet-Viciano, L., and Hernández-Sancho, F. (2019). Cost analysis of the facilities deterioration in wastewater treatment plants: A dynamic approach. *Sustainable Cities and Society*, 101613.
3. **Hernández-Chover, V.**, Bellver-Domínguez, Á., and Hernández-Sancho, F. (2018). Efficiency of wastewater treatment facilities: The influence of scale economies. *Journal of Environmental Management*, 228, 77-84.

han sido publicadas en tres revistas científicas JCR de alto impacto, como son *Process Safety and Environmental Protection*, *Sustainable Cities and Society* y *Journal of Environmental Management*, perteneciendo al primer cuartil con un factor de impacto de 4,99, 5,26 y 5,64 respectivamente.

Atentamente,



Francesc Hernández Sancho
Universidad de Valencia

Facultad de Economía. Campus Tarongers
Avda. Tarongers, s/ n.
46022 Valencia
España

Tel.: +34 96 3828349
Fax: +34 96 3828354
E-mail: Francesc.Hernandez@uv.es



3. Contribución del doctorando en las publicaciones

Valencia, 10 de julio de 2020

Francesc Hernández Sancho, Coordinador del Grupo de Economía del Agua y Catedrático de Economía Aplicada de la Universidad de Valencia,

hace constar que:

Como director de la tesis doctoral de VICENT HERNÁNDEZ CHOVER, con NIF 29199578-C, titulada "*Gestión de activos en estaciones depuradoras de aguas residuales*", inscrita en el Programa de Doctorado "Desarrollo Local y Cooperación Internacional" de la Universidad de Valencia, la cual se presenta mediante la modalidad de compendio de artículos, acredito que en las publicaciones que constituyen dicho compendio presentadas a continuación:

1. **Hernández-Chover, V.**, Castellet-Viciano, L., and Hernández-Sancho, F. (2020). Preventive maintenance versus cost of repairs in asset management: An efficiency analysis in wastewater treatment plants. *Process Safety and Environmental Protection*, 141, 215-221.
2. **Hernández-Chover, V.**, Castellet-Viciano, L., and Hernández-Sancho, F. (2019). Cost analysis of the facilities deterioration in wastewater treatment plants: A dynamic approach. *Sustainable Cities and Society*, 101613.
3. **Hernández-Chover, V.**, Bellver-Domingo, Á., and Hernández-Sancho, F. (2018). Efficiency of wastewater treatment facilities: The influence of scale economies. *Journal of Environmental Management*, 228, 77-84.

el doctorando es el principal autor de las publicaciones, y éstas no han sido utilizadas de forma directa o indirecta en otras tesis doctorales.


Atentamente,

Francesc Hernández Sancho
Universidad de Valencia

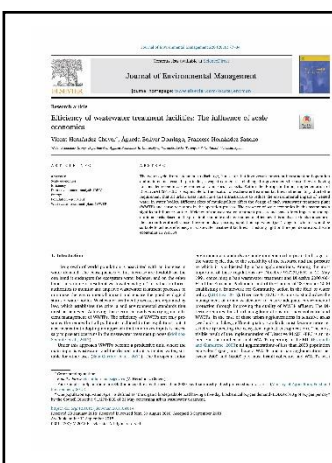
Facultad de Economía. Campus Tarongers
Avda. Tarongers, s/ n.
46022 Valencia
España

Tel.: +34 96 3828349
Fax: +34 96 3828354
E-mail: Francesc.Hernandez@uv.es


PUBLICACIONES QUE CONSTITUYEN EL COMPENDIO DE ARTÍCULOS



Cost analysis of the facilities deterioration in wastewater treatment plants: A dynamic approach
Hernández-Chover, V., Castellet-Viciano, L., and Hernández-Sancho, F. (2019).
Sustainable Cities and Society
Volume 49, August 2019, Article number 101613.
Q1 Impact Factor 5.26
<https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101613>



Efficiency of wastewater treatment facilities: The influence of scale economies
Hernández-Chover, V., Bellver-Domingo, Á., and Hernández-Sancho, F. (2018).
Journal of Environmental Management
Volume 228, December 2018, Pages 77-84.
Q1 Impact Factor 5.64
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.014>



Preventive maintenance versus cost of repairs in asset management: An efficiency analysis in wastewater treatment plants
Hernández-Chover, V., Castellet-Viciano, L., and Hernández-Sancho, F. (2020).
Process Safety and Environmental Protection
Volume 141, September 2020, Pages 215-221.
Q1 Impact Factor 4.99
<https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.04.035>



ABSTRACT

The urban water cycle, from water collection to discharge, is a process that requires significant investment in urban infrastructure. In particular, wastewater treatment plants (WWTPs) play an important role in society, minimizing the environmental impact of wastewater, favouring the recharge of aquifers, and guaranteeing minimum flow rates. To carry out the purification of the wastewater, a set of physicochemical treatments are necessary, whose pollutants removal will depend fundamentally on the discharge limits of the receiving environment. Most of the facilities have a conventional treatment, which consists of a pretreatment, a primary and a secondary treatment. In turn, the different processes mentioned involve the use of a great variety of assets and can be grouped into civil construction, pipes and electromechanical equipment.

In recent decades, the number of WWTPs has increased considerably, mainly due to different regulations that have gradually increased the demands in terms of environmental safety. Specifically, Directive 91/271 / EEC involved the construction of a large number of WWTPs due to the obligation for all urban agglomerations with more than 2,000 equivalent inhabitants to have collectors and treatment plants. Currently, the vast majority of WWTPs exceed or are close to exceeding their useful life and their structural condition decreases over time. The deterioration of the infrastructure implies obtaining lower yields and assuming a greater number of failures, mainly due to the fatigue of the materials. Furthermore, the deterioration they suffer not only jeopardizes the present and future sustainability of the wastewater treatment plants, but also increases the risk of accident and the probability of suffering a derived environmental impact.

In order to face deterioration and its economic and environmental consequences, public and private operators have shown great interest in developing programs aimed at the maintenance and repairs of these facilities. Being aware of the economic impact associated with aging makes it possible to plan replacements, as well as to optimize the associated maintenance costs. For this reason, in the article "Cost analysis of the facilities deterioration in Wastewater Treatment Plants: A dynamic approach" an economic function that explains the maintenance and repair costs in WWTPs is developed taking into account the age of the facility and its technical characteristics. Understanding the economic consequences of deterioration makes it possible to approach asset management from an economic perspective, helping decision makers to reduce uncertainty regarding the renovation of these infrastructures.

Once the impact of the deterioration on the maintenance costs of the wastewater treatment infrastructures has been modeled, the influence of these costs on the efficiency of the WWTPs is evaluated from an economic and environmental point of view. In the article "Efficiency of wastewater treatment facilities: The influence of scale economies" firstly, the effects of economies of scale in the sector and, secondly, the behavior of the disaggregated costs that constitute the purification process before its possible influence are studied. The results confirm that a larger WWTPs (according to equivalent inhabitants treated) implies a reduction of their costs. For this, the different dimensions that generate these efficiency variations among the facilities are identified. In addition, those costs that could be reduced have been identified, being those related to the energy used in the process and the maintenance. The latter show certain heterogeneity since it is observed that the WWTPs that treat less than 8,000 equivalent inhabitants per year present different levels of efficiency. This fact shows that policies aimed at preventive maintenance can have a lower number of repairs and, consequently, would help to reduce the costs for plant breakdowns. Finally, the last article, "Preventive maintenance versus cost of repairs in asset management: An efficiency analysis in wastewater treatment plants", analyzes the relationship between preventive maintenance and repairs in wastewater treatment facilities. This approach is novel and highly relevant for two reasons. Firstly, the efficiency calculation in the facilities will consider the minimization of factors that may harm the process, that is, the breakages and repairs that take place in these infrastructures. In this sense, a higher economic cost due to repairs will penalize the overall efficiency of the WWTP analyzed. Secondly, obtaining an efficiency index associated with each unwanted input and output makes it possible to analyze, afterwards, the implications of different preventive maintenance policies carried out in the WWTPs analyzed. The conclusions make it possible to establish the levels of costs dedicated to preventive maintenance that minimize breakdowns and, furthermore, suggest the optimal costs that WWTPs should incur taking into account the information of those WWTPs that offer greater efficiencies in this regard.



RESUMEN

El ciclo del agua, desde la captación hasta el vertido, es un sector que implica una importante inversión en infraestructuras urbanas. En particular, las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDARs) juegan un importante papel en la sociedad, evitan que diversos contaminantes lleguen al medio, favorecen la recarga de acuíferos y garantizan caudales mínimos. Con el fin de llevar a cabo la depuración de las aguas residuales son necesarios un conjunto de tratamientos fisicoquímicos, el grado de tratamiento requerido para el agua residual depende fundamentalmente de los límites de vertido para el efluente. La mayor parte de las instalaciones disponen de un tratamiento de tipo convencional, el cual consta de un pretratamiento, un tratamiento primario y un secundario. A su vez, los distintos procesos mencionados implican el uso de una gran variedad de activos y se pueden agrupar en construcción civil, tuberías y equipamiento electromecánico.

En estas últimas décadas el número de EDARs ha aumentado de forma considerable, debido principalmente a las distintas normativas que han ido, paulatinamente, incrementando las exigencias en cuanto a seguridad ambiental. En concreto la Directiva 91/271/CEE supuso la construcción de un gran número de estaciones depuradoras debido a la obligación de que todas las aglomeraciones urbanas con más de 2.000 habitantes equivalentes dispusieran de colectores y plantas de tratamiento. Actualmente la gran mayoría de EDARs supera o está próxima a superar su vida útil y su condición estructural decrece a lo largo del tiempo. El deterioro de la infraestructura implica obtener menores rendimientos y asumir mayor número de fallos, debido principalmente a la fatiga de los materiales. Además, el deterioro que sufren no solo pone en jaque la sostenibilidad presente y futura de las plantas de tratamiento de aguas residuales, también incrementa el riesgo de accidente y la probabilidad de sufrir un impacto ambiental derivado.

Los operadores públicos y privados, con tal de hacer frente al deterioro y sus consecuencias económicas y ambientales, han mostrado un gran interés en desarrollar programas orientados a los mantenimientos y reparaciones en estas instalaciones. Conocer el impacto económico asociado al envejecimiento permite planificar los reemplazos, así como optimizar los costes de mantenimiento asociados. Por este motivo, en el artículo; *“Cost analysis of the facilities deterioration in Wastewater Treatment Plants: A dynamic approach”* se desarrolla una función económica que explica los costes de mantenimiento y reparaciones en las EDARs teniendo en cuenta, además de la edad de la planta, sus características técnicas. Entender las consecuencias económicas del deterioro permite abordar la gestión de activos desde una óptica económica,

ayudando a los tomadores de decisiones a disminuir la incertidumbre con respecto a la renovación de estas infraestructuras.

Una vez modelizado el impacto del deterioro sobre los costes de mantenimiento en las infraestructuras de depuración de aguas residuales, se evalúa la influencia de estos costes en la eficiencia de las EDARs desde un punto de vista económico y ambiental. En el siguiente artículo; *“Efficiency of wastewater treatment facilities: The influence of scale economies”* se estudia, en primer lugar, los efectos de las economías de escala en el sector y, en segundo, el comportamiento de los costes desagregados que constituyen el proceso de depuración ante su posible influencia. Los resultados constatan que un mayor tamaño de las EDARs (según habitantes equivalentes tratados) supone una reducción global de los costes. Para ello, se identifican las distintas dimensiones que generan estos cambios de eficiencia en las plantas. Además, se señalan aquellos costes con mayor capacidad de mejora, siendo los relativos a la energía usada en el proceso y los mantenimientos realizados. Estos últimos muestran cierta heterogeneidad ya que se observa que las EDARs que tratan menos de 8.000 habitantes equivalentes anuales presentan niveles de eficiencia dispares. Este hecho pone de manifiesto que las políticas orientadas a los mantenimientos preventivos pueden incidir en un menor número de reparaciones y, en consecuencia, ayudaría a reducir los costes generales dedicados a las averías en planta. Finalmente, en el último artículo; *“Preventive maintenance versus cost of repairs in asset management: An efficiency analysis in wastewater treatment plants”* se analiza la relación entre los mantenimientos preventivos y las reparaciones en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales. Este planteamiento resulta novedoso y de gran relevancia por dos motivos, en primer lugar, el cálculo de eficiencia en las instalaciones tendrá en cuenta la minimización de factores que puedan perjudicar al proceso, es decir las roturas y reparaciones que tienen lugar en estas infraestructuras. En este sentido, un mayor coste económico debido a las reparaciones penalizará la eficiencia global de la EDAR analizada. En segundo lugar, obtener un índice de eficiencia asociado a cada entrada y la salida no deseada permite analizar, a posteriori, las implicaciones de las distintas políticas de mantenimiento preventivo llevadas a cabo en las EDARs analizadas. Las conclusiones permiten establecer los niveles de costes dedicados a los mantenimientos preventivos que minimizan las averías y, además, sugieren unos costes óptimos a partir de las EDARs que mayores eficiencias ofrecen al respecto.



RESUM

El cicle de l'aigua, des de la captació fins a l'abocament, és un sector que implica una important inversió en infraestructures urbanes. En particular, les estacions depuradores d'aigües residuals (EDARs) juguen un important paper en la societat, eviten que diversos contaminants arriben al medi, afavoreixen la recàrrega d'aqüífers i garanteixen cabals mínims. Amb la finalitat de dur a terme la depuració de les aigües residuals són necessaris un conjunt de tractaments fisicoquímics, el grau de tractament requerit per a una aigua residual depén fonamentalment dels límits d'abocament per a l'efluent. La major part de les instal·lacions disposen d'un tractament de tipus convencional, el qual consta d'un pretractament, un tractament primari i un secundari. Al seu torn, els diferents tractaments esmentats impliquen l'ús d'una gran varietat d'actius, es poden agrupar en construcció civil, canonades i equipament electromecànic.

En aquestes últimes dècades el número d'EDARs ha augmentat de manera considerable, degut principalment a les diferents normatives que han anat, gradualment, incrementant les exigències quant a seguretat ambiental. En concret la Directiva 91/271/CEE va suposar la construcció d'un gran nombre d'estacions depuradores a causa de l'obligació que totes les aglomeracions urbanes amb més de 2.000 habitants equivalents disposaren de col·lectors i EDARs. Actualment la gran majoria d'EDARs supera o està pròxima a superar la seua vida útil, la seua condició estructural decreix al llarg del temps. La deterioració de la infraestructura implica obtenir menors rendiments i assumir major nombre d'avaries, degut principalment a la fatiga dels materials. A més, la deterioració que pateixen no sols posa en escac la sostenibilitat present i futura de les plantes de tractament d'aigües residuals, també incrementa el risc d'accident i la probabilitat d'impacte ambiental derivat.

Els operadors públics i privats, per fer front a la deterioració i les seues conseqüències econòmiques i ambientals, han mostrat un gran interès a desenvolupar programes orientats als manteniments i reparacions en aquestes instal·lacions. Conèixer l'impacte econòmic associat a l'envelliment permet planificar els reemplaçaments, així com optimitzar els costos de manteniment associats. Per aquest motiu, en l'article; "Cost analysis of the facilities deterioration in Wastewater Treatment Plants: A dynamic approach" es desenvolupa una funció econòmica que explica els costos de manteniment i reparacions en les EDARs tenint en compte, a més de l'edat de la planta, les seues característiques tècniques. Entendre les conseqüències econòmiques de la deterioració permet abordar la gestió d'actius des d'una òptica econòmica,

ajudant els prenedors de decisions a disminuir la incertesa respecte a la renovació d'aquestes infraestructures.

Una vegada modelitzada la influència econòmica del deteriorament sobre els costos de manteniment en les infraestructures de depuració d'aigües residuals, s'avalua la influència dels costos dels manteniments en l'eficiència de les EDARs des d'un punt de vista econòmic i ambiental. En el següent article; "Efficiency of wastewater treatment facilities: The influence of scale economies" s'estudia, en primer lloc, els efectes de les economies d'escala en el sector i, en segon lloc, el comportament dels costos desagregats que constitueixen el procés de depuració davant la seua possible influència. Els resultats defugen que una major dimensió de les EDARs (segons habitants equivalents tractats) aconseguix una reducció global dels costos. Per a això, s'identifiquen les diferents dimensions que generen aquests canvis d'eficiència en les plantes. A més, s'assenyalen els costos que major capacitat de millora tenen, sent els relatius a l'energia usada en el procés i els manteniments. Aquests últims, mostren certa heterogeneïtat, s'observa que les EDARs que tracten menys de 8.000 habitants equivalents anuals mostren nivells d'eficiència dispersos. Aquest fet posa de manifest que les polítiques orientades als manteniments preventius poden incidir en un menor nombre de reparacions, i, en conseqüència, ajudar a reduir els costos generals dedicats a les avaries en planta. Finalment, en l'últim article; "Preventive maintenance versus cost of repairs in asset management: An efficiency analysis in wastewater treatment plants" es realitza una major aproximació a la relació entre els manteniments preventius i les reparacions en aquesta mena d'infraestructures. Aquest plantejament resulta nou i de gran rellevància per dos motius, en primer lloc, el càlcul d'eficiència en les instal·lacions tindrà en compte la minimització de factors que puguen perjudicar el procés, és a dir els trencaments i reparacions que tenen lloc en aquestes infraestructures. En aquest sentit, un major cost econòmic a causa de les reparacions penalitzarà l'eficiència global de l'EDAR analitzada. En segon lloc, obtenir un índex d'eficiència associat a cada entrada i l'eixida no desitjada permet analitzar, a posteriori, les implicacions de les diferents polítiques de manteniment preventiu dutes a terme en les EDARs analitzades. Les conclusions permeten establir els nivells de costos dedicats als manteniments preventius que minimitzen les avaries, així com suggereixen uns costos òptims a partir de les EDARs que majors eficiències ofereixen sobre aquest tema.



DESARROLLO DE LA TESIS DOCTORAL

1. Introducción

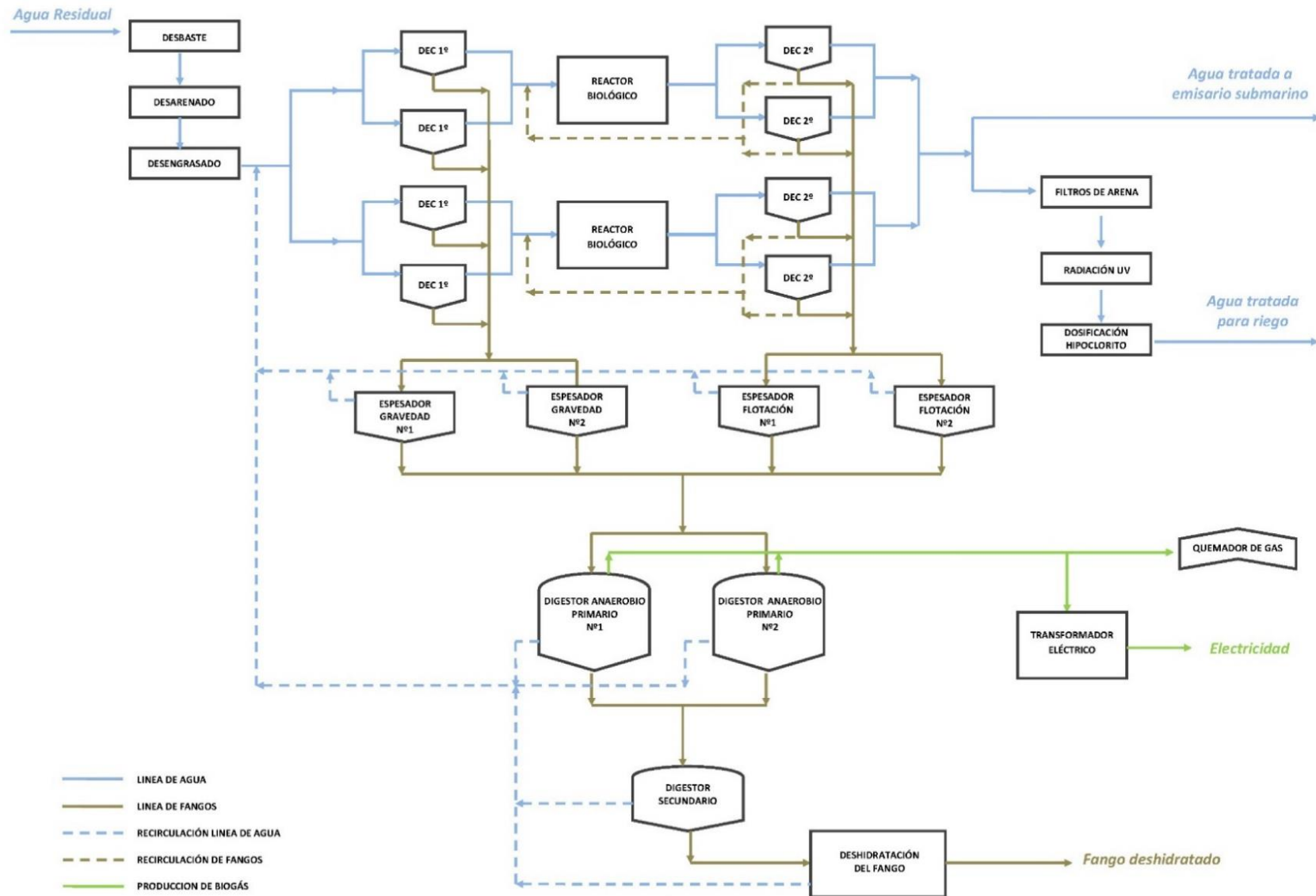
El crecimiento de la población mundial está asociado a un aumento en la demanda de agua. Las consecuencias de este incremento son dobles; por un lado, pone en peligro el equilibrio hídrico del ecosistema; y, por otro, eleva considerablemente el volumen de aguas residuales generado. Esta situación obliga a monitorizar y mejorar los procesos de tratamiento de aguas residuales con tal de minimizar el impacto ambiental y garantizar el buen estado de las masas de agua. En este sentido, las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDARs) desempeñan un papel fundamental ya que forman parte del conjunto de infraestructuras urbanas y su objetivo es garantizar la calidad de los efluentes vertidos al medio. El notable incremento de los caudales a tratar junto con la implementación de distintas normativas europeas en cuanto a criterios ambientales ha provocado que estas instalaciones se hayan multiplicado significativamente en las últimas décadas.

Entre las normativas más importantes en este campo se encuentran: la Directiva 91/271/CEE, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, y la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, que establece un marco para la acción comunitaria en el ámbito de política de aguas (EUR-Lex, 2016). La Directiva 91/271/CEE, tiene como objetivo estandarizar la gestión de las aguas residuales urbanas para garantizar una protección ambiental adecuada mediante la mejora de la calidad del efluente de la EDAR. Además, exige que todas las aglomeraciones urbanas tengan colectores y EDAR. En el caso de que estas aglomeraciones urbanas se sitúen en áreas sensibles (humedales o lagos), los estándares de calidad de los efluentes serán más restrictivos (proteger el ecosistema contra la eutrofización). El resultado más visible de la implementación de la Directiva 91/271/CEE es el aumento en el número de pequeñas EDAR que operan en la UE (Fraquelli & Giandrone, 2003). De hecho, todas las aglomeraciones <2.000 habitantes equivalentes (h.e.) deben tener EDAR y las aglomeraciones urbanas de entre 2.000 y 10.000 pe deben instalar colectores y EDAR con tratamiento secundario. Antes de la Directiva, las EDARs solo se construían en grandes centros urbanos (Molinos-Senante et al., 2012). Por otro lado, la Directiva 2000/60/CE, más conocida como la Directiva Marco del Agua (DMA), cambió profundamente la política de agua existente hasta la fecha. Sus objetivos se han centrado en prevenir el deterioro del agua, la mejora del estado ecológico de los cuerpos de agua y el uso sostenible del agua y han supuesto una

importante reforma legal y estructural que los Estados miembros europeos han incorporado en su política de aguas. La DMA aborda un enfoque multidisciplinario ya que incluye la economía como mecanismo de evaluación y alcance de objetivos. Las dimensiones ambientales y económicas se integran para formar una parte importante del proceso de diseño, implementación y regulación de la política del agua. En consecuencia, su implementación supuso un doble desafío para los estados miembros: garantizar la calidad adecuada del agua tratada mientras se reducen los costes operativos (Molinos-Senante et al., 2013).

Con el fin de llevar a cabo la depuración de las aguas residuales son necesarios un conjunto de tratamientos fisicoquímicos, el grado de tratamiento requerido para un agua residual depende fundamentalmente de los límites de vertido para el efluente. La mayor parte de las instalaciones disponen de un tratamiento de tipo convencional, el cual consta de un pretratamiento, un tratamiento primario y un secundario. El pretratamiento está situado en la cabecera de la instalación y su objetivo es eliminar los fragmentos más gruesos que puedan afectar al proceso. A continuación, el tratamiento primario elimina los sólidos en suspensión, arenas, grasas y aceites (Fonfría et al., 1989). Una vez realizado el tratamiento primario el efluente pasa al tratamiento secundario, donde se eliminará principalmente la materia orgánica del agua residual. En aquellos casos, en los que el agua residual sea reutilizada se complementará con un tratamiento terciario o avanzado, cuyo objetivo es disminuir los sólidos en suspensión, materia orgánica residual y agentes patógenos (Ramalho, 1996). Este tratamiento disminuye notablemente los coliformes fecales y coliformes totales, adecuando la calidad del agua a los usos para los cuales vaya a ser utilizada (Asano et al., 2013). Además, a lo largo del tratamiento descrito, se generan una serie de fangos con un elevado contenido de agua y organismos, que hay que tratar antes de su disposición final (Kacprzak et al., 2017). Los fangos de depuración se producen por sedimentación en los decantadores de los distintos procesos de tratamiento. Por un lado, las partículas sólidas más gruesas se depositan en el fondo del decantador primario y forman los fangos primarios. Las partículas más finas y disueltas se fijan y metabolizan por las bacterias que se multiplican en presencia de oxígeno durante la operación de aireación. Esta biomasa bacteriana se separa en el decantador secundario para producir los fangos secundarios. Una parte de esta biomasa se recircula al depósito de aireación, la otra se extrae constituyendo los fangos biológicos en exceso. Ambos tipos de fangos se pueden mezclar formando los fangos mixtos. Las fases más usuales en un proceso de tratamiento y evacuación de fangos son: concentración o espesamiento, digestión, acondicionamiento, secado, incineración y/o eliminación. A continuación, la figura 1 presenta el diagrama de flujo de un proceso de tratamiento de aguas residuales convencional con dos líneas de tratamiento.

Figura 1 Diagrama de flujo de un sistema de tratamiento de aguas residuales convencional (Castellet-Viciano, L. 2019)



El funcionamiento de los tratamientos mencionados requiere de una amplia gama de activos que se pueden agrupar en construcción civil, tuberías y equipamiento electromecánico (Qasem et al., 2010; Hassan Al-Barqawi & Zayed, 2006; Hudson & Haas, 1997; Kleiner, 2001). Cada tipo de activo ha sido diseñado para llevar a cabo una función específica, la obra civil: tanques, depósitos y reactores se usan para retener las aguas residuales y que tengan lugar los diferentes procesos fisicoquímicos y biológicos. Las tuberías conducen las aguas residuales a lo largo del proceso y los equipos electromecánicos se utilizan para la impulsión y aireación, así como para deshidratar los fangos generados.

En este sentido, los distintos materiales usados para su construcción están sujetos a una degradación continua que reduce la eficiencia y aumenta el riesgo de avería en los distintos activos, por ejemplo, el hormigón armado (elemento principal utilizado para obras civiles) se ve alterado por los ataques fisicoquímicos, ya que está en contacto directo con las aguas residuales. De hecho, a medida que pasa el tiempo, puede mostrar grietas y otras anomalías causadas por la corrosión del material, afectando su resistencia (Leemann et al., 2010; Páez Moreno et al., 2009). Otro elemento crítico son las tuberías, que representan una red compleja en este tipo de instalaciones. Los materiales utilizados para su construcción (fibra de polímero reforzado (FRP), PVC, hierro dúctil y hormigón) están expuestos a ataques químicos ocasionados por el pH y el azufre contenido en las aguas residuales, entre otros y, que pueden acortar su vida útil (Scheidegger et al., 2011).

Por último, el desgaste de los equipos electromecánicos viene provocado principalmente por la edad, las horas de operación (Mohammadian et al., 2010) y la corrosión provocada por las características químicas del agua residual (Greene et al., 1995; Lee & Worthington, 2016; Pumps, 2013; Wang, J. & Hu, 2006).

En este contexto, con tal de preservar y ampliar las expectativas de vida útil de los activos que forman estas infraestructuras se llevan a cabo distintas tareas de mantenimiento (Vitorino et al., 2014). Este hecho implica la realización de labores técnicas por parte de los operarios, así como la compra de materiales y componentes para llevar a cabo labores de renovación. Los costes dedicados a los mantenimientos pueden alcanzar hasta el 25% de los costes operativos totales, si bien, existe cierta heterogeneidad entre países. Por ejemplo, en Estados Unidos, Biehl & Inman, (2010) señalan que este porcentaje podría representar el 15% mientras que en Turquía, el estudio de Turkmenler & Aslan, (2017) indica que los costes de mantenimiento representan aproximadamente el 10% de los costes operativos totales. En algunos países europeos se encuentran valores similares, por ejemplo, en Alemania, estos costes pueden variar

entre un 15 % y un 25 % (Wendland & Ozoguz, 2005). Del mismo modo, en España, Hernández-Chover et al., (2019), señalan que los costes de mantenimiento representan en promedio el 11 % de los costes operativos totales y, en Grecia, Tsagarakis et al., (2003) comparó los costes de mantenimiento de diferentes tratamientos de aguas residuales ofreciendo valores medios que van del 6 % al 9 % del total anual de O&M costes. Estas variaciones se deben a las distintas políticas y estrategias de mantenimientos adoptadas en cada país.

En este sentido, un número creciente de estudios demuestra que la falta de mantenimiento provoca una reducción en la vida útil de los activos (Yerri et al., 2017), un incremento en el número de reparaciones (Younis & Knight, 2010) y un aumento en el consumo de energía de los procesos (Castellet Viciano, 2019; Rojas & Zhelev, 2012). Autores como Hukka & Katko, (2015) y Piratla et al., (2015) señalan que las necesidades de mantenimiento de estas infraestructuras son casi más importantes que la inversión en construcción. A pesar de su importancia, numerosos análisis coinciden en las carencias de un mantenimiento adecuado y la falta de criterios de renovación de los equipos en estas instalaciones (Davis et al., 2013; Salman, 2010; Tafuri & Selvakumar, 2002).

Por otro lado, los expertos en el sector de tratamiento de aguas residuales advierten que el envejecimiento y el deterioro de las infraestructuras actuales está causando una pérdida de eficiencia en los procesos (AEAS, 2014; AEAS, 2016). Con tal de asegurar el correcto funcionamiento de estas instalaciones es necesario implementar políticas de mantenimiento que permitan a los operadores evitar un gran número de averías además de minimizar los riesgos inherentes a las roturas o tiempos de inactividad (Marlow, 2010; Okoh, 2015; Verbert et al., 2017). Sin embargo, existen pocos estudios que abordan el impacto del deterioro y la influencia de un mayor o menor mantenimiento preventivo en este tipo de infraestructuras. En la presente investigación se analizan estos aspectos con el fin de contribuir en la adopción de mejoras dentro del actual modelo de gestión de activos existente en el sector.

En primer lugar, se estudia el deterioro de los activos y sus efectos en términos de reparaciones y mantenimientos desde una perspectiva dinámica. Evaluar el comportamiento de los costes de mantenimiento en el sector permite a los operadores predecir el impacto económico del deterioro en los activos a lo largo del tiempo. En consecuencia, planificar políticas de mantenimiento preventivo y de renovación puede ayudar a minimizar costes de averías y reducir riesgos de rotura en las infraestructuras. En segundo lugar, las EDARs están diseñadas para tratar un caudal determinado, el cual viene definido por la población conectada a estas instalaciones y, en consecuencia, el tamaño de estas infraestructuras varía en función del volumen tratado.

Numerosos estudios señalan la existencia de economías de escala en el sector del agua residual, de tal modo que una mayor dimensión de las instalaciones repercutiría en unos menores costes de operación (Fraquelli et al., 2003; Hernández-Chover et al., 2019).

En el trabajo de Hernández-Sancho & Sala-Garrido (2009) se analiza la influencia de las economías de escala en el sector, concluyendo que las EDARs de menores dimensiones son las menos eficientes. Estos resultados son coincidentes con otras aportaciones dentro de la literatura (Fraquelli et al., 2003; Molinos-Senante et al., 2013; Tsagarakis et al., 2003). Es importante tener en cuenta que el término de eficiencia se aplica para describir el uso óptimo de todos los factores de producción, de tal manera que cuanto menor sea el uso de recursos y mayor sea el producto, más eficiente será el proceso. Sabemos que el deterioro de las instalaciones de aguas residuales aumentará el uso de los recursos necesarios para llevar a cabo el proceso, como los mantenimientos, la energía y los reactivos (Castellet-Viciano et al., 2019). Si bien, no existen estudios que analicen, de manera específica, cual es el comportamiento de los costes de mantenimiento ante la existencia de economías de escala y qué repercusiones tiene sobre la eficiencia de las instalaciones.

Y, en tercer lugar, otro aspecto relevante a abordar es el análisis de la relación existente entre los costes dedicados a los mantenimientos preventivos y las reparaciones en este tipo de infraestructuras sabiendo que los mantenimientos preventivos permiten conservar los activos en condiciones óptimas, evitando averías y roturas inesperadas con consecuencias ambientales, sociales y económicas (Hendricks et al., 2018; Hu, Zhang, & Liang, 2012; Van der Lei et al., 2014). Además, llevar a cabo una gestión eficiente del mantenimiento permite alcanzar un buen estado de conservación de los equipos electromecánicos, influyendo en la reducción del consumo de energía en el proceso (Castellet-Viciano et al., 2019). Evaluar este aspecto permite identificar mejores comportamientos en cuanto a gastos en mantenimientos preventivos y la minimización de averías y consumos energéticos en planta. Este enfoque puede convertirse en una herramienta muy útil para la toma de decisiones al proporcionar índices asociados a las distintas políticas y estrategias de mantenimiento en las EDARs.



2. Objectivos

En los últimos años el interés por la gestión de activos en las Estaciones Depuradoras de Aguas residuales ha adquirido una elevada importancia. En este sentido, las actividades de mantenimiento repercuten de manera sustancial en el ciclo de vida de estas infraestructuras por lo que un análisis de los efectos del deterioro y las consecuencias de las distintas políticas de mantenimiento desde una perspectiva económica puede resultar de gran interés para los tomadores de decisiones.

El objetivo general de la presente tesis doctoral es analizar los costes de mantenimiento y sus implicaciones en la eficiencia de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales. Para ello se abordarán los siguientes objetivos específicos:

1. Análisis estadístico y modelización econométrica de los costes de mantenimiento en Estaciones de Tratamiento de Aguas Residuales.
2. Evaluación de los costes de mantenimiento en la eficiencia de las Estaciones de Tratamiento de Aguas Residuales mediante un modelo de optimización lineal.
3. Análisis de eficiencia y estudio del mantenimiento preventivo y coste de las reparaciones en Estaciones de Tratamiento de Aguas Residuales

3. Metodología

La implementación de la Directiva 91/271/CEE aumentó considerablemente el número de Estaciones depuradoras de aguas residuales en toda Europa. En España, actualmente existen más de 3.000 infraestructuras que gestionan un total de 70 millones de habitantes equivalentes a través de más de 95.000 km de colectores. Un gran número de estas infraestructuras están próximas o superan su vida útil de diseño y, en consecuencia, la Asociación Española de abastecimiento de agua y saneamiento (AEAS, 2016), destacó la necesidad de realizar un esfuerzo de inversión para renovar las instalaciones existentes. Además, también se ha informado de que la asignación de recursos humanos y económicos dedicados a la gestión del mantenimiento no siempre es adecuada, generando en última instancia consecuencias negativas en la gestión de los activos (Piratla et al., 2015).

Con el objetivo de comprender las implicaciones económicas del deterioro en las infraestructuras se requieren metodologías que sean capaces de modelizar este impacto. El deterioro progresivo de los distintos activos que componen estas instalaciones: tanques, tuberías y equipos electromecánicos genera mayores costes, principalmente debidos a las averías y reparaciones necesarias para mantener las instalaciones en óptimas condiciones de funcionamiento. Proyectar los costes económicos asociados al deterioro de los activos permite al operador priorizar intervenciones, lo que implica minimizar el riesgo derivado del deterioro (Michele & Daniela, 2011).

En el ARTICULO 1, *“Cost analysis of the facilities deterioration in Wastewater Treatment Plants: A dynamic approach”* se analiza el efecto que tiene el deterioro sobre los costes operativos a lo largo del tiempo. Además, se estudia que variables técnicas relacionadas con el proceso de depuración intervienen en mayor o menor grado en la formación de estos costes. Con este fin se usan técnicas de regresión, las cuales permiten analizar estadísticamente la relación entre la variable dependiente, en nuestro caso, los costes del mantenimiento correctivo, y un conjunto de variables independientes, generalmente variables técnicas como pueden ser el volumen de agua tratada, la cantidad de contaminantes eliminados en el proceso, rendimientos, etc. De modo que mediante el uso de diferentes técnicas estadísticas se evalúa la relación de las variables con el coste del mantenimiento correctivo para obtener una ecuación robusta capaz de estimar los costes ocasionados por las averías y reparaciones. La estimación de funciones capaces de proyectar los costes operacionales del proceso de tratamiento de aguas residuales ha sido objeto de análisis en estudios previos. Por ejemplo, Hernandez-Sancho et al., (2011)

modelizan los costes operacionales de las EDARs de acuerdo con las tecnologías utilizadas en el proceso, concluyendo que los costes operativos podían explicarse en función de cada tecnología usada. En el trabajo de Castellet-Viciano et al., (2018) se obtiene una función para los costes energéticos en estas infraestructuras a través del tiempo llegando a la conclusión de que el aumento del consumo energético depende principalmente de la edad y la tecnología empleada. Estos autores, con el fin de incluir las variables técnicas del proceso y los efectos de las economías de escala en el sector usan el siguiente modelo:

$$\ln C = \ln A + b \cdot \ln Z + \sum \alpha_i x_i$$

Donde A, b y α son parámetros; C es el coste económico (€/año); Z y x_i son diferentes grupos de variables representativas del proceso.

Con tal de seleccionar la mejor función de costes hay tres aspectos que considerar, en primer lugar, las variables explicativas (estimadores) que formen parte del modelo deben ser significativas lo que supone que el p-valor sea menor a 0,05. En segundo lugar, debe ofrecer el mejor coeficiente de determinación el cual viene representado por R^2 y toma valores entre 0 y 1. En tercer lugar, el modelo construido debe minimizar los errores entre las estimaciones y los datos observados, obteniendo de ese modo el mejor ajuste.

Además, el modelo generado mediante regresión debe cumplir una serie de hipótesis básicas y su validación depende de los siguientes criterios:

1. Normalidad, este contraste se aplica sobre los residuos (u_i) que genera el modelo (Koenker & Bassett, 1982). La principal consecuencia del incumplimiento de esta hipótesis es que los estimadores mínimos cuadráticos no son eficientes. Este supuesto se expresa de la siguiente forma: $u_i \sim N(0, \sigma^2)$. Estadísticamente se puede corroborar a través del test de Kolmogrov-Smirnov (Dodge, 2008), con un nivel de confianza del 95 % para un p-valor $> 0,25$ (dos colas) no permite rechazar la hipótesis nula (h_0), que asume la normalidad de los residuos.
2. Homocedasticidad, indica que las perturbaciones del modelo se mantienen constantes para todas las observaciones de la muestra, $E(u^2) = \sigma^2$. El uso del test de (Breusch & Pagan, 1979) permite corroborar esta hipótesis, con un nivel de confianza del 95 % para un p-valor $> 0,025$ (dos colas) no permite rechazar la hipótesis nula (h_0), asumiendo en este caso que los errores estándar de los estimadores no están sesgados.

3. Multicolinealidad, su existencia indica relaciones lineales entre algunas o todas las variables explicativas de un modelo de regresión. Las consecuencias son varianzas y covarianzas elevadas, dificultando la estimación precisa. Además, los estimadores y sus errores estándar son sensibles a pequeños cambios en los datos. Este supuesto se analiza a través del factor de inflación de la varianza (FIV), o la tolerancia, que es $1/FIV$. De acuerdo con Kleinbaum et al., (2013), existen problemas de colinealidad entre las variables cuando el FIV presenta valores superiores a 10.

4. Independencia de los residuos, indica que las perturbaciones u_i y u_j no están correlacionadas. Esto significa que, dado X_i , las desviaciones de dos valores cualesquiera de Y de sus valores promedio no muestran patrones. La consecuencia de la correlación es que la estimación deja de ser eficiente. El estadístico de Durbin-Watson permite medir el grado de independencia existente, de tal modo que valores en torno a 1,5 y 2,5 indicarían que existe independencia entre los residuos (Osinski & Costas, 2018).

Una vez modelizados los costes económicos relativos al mantenimiento correctivo, se analiza la influencia de éstos en la eficiencia de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales. Al igual que cualquier otro proceso productivo, el sector de las aguas residuales requiere el uso de unos recursos (energía, mantenimiento, personal, reactivos...) para llevar a cabo el servicio. La eficiencia en el sector de la depuración de aguas residuales implica garantizar la calidad del agua tratada mientras se reducen los costes operativos (Molinos-Senante et al., 2013). En este sentido, evaluar la eficiencia de las EDARs permite identificar posibles mejoras en cuestiones económicas y ambientales (Berg, 2013).

En el ARTÍCULO 2 *“Efficiency of wastewater treatment facilities: The influence of scale economies”* se evalúa la eficiencia de las plantas de tratamiento de aguas residuales a partir de los distintos costes que intervienen en el proceso de depuración y, además, se aporta información relevante sobre el comportamiento de los costes de mantenimiento ante la presencia de economías de escala en el sector. A continuación, en el ARTÍCULO 3 *“Preventive maintenance versus cost of repairs in asset management: An efficiency analysis in wastewater treatment plants”* se desagregan los costes dedicados al mantenimiento en preventivos y correctivos. Los primeros vienen definidos por el total de tareas planificadas por los operadores y, los correctivos por las reparaciones y averías en planta. Se estudia su relación e influencia sobre la eficiencia global de las infraestructuras y, además, se presenta una aproximación al nivel

óptimo de gasto en mantenimientos preventivos con tal de minimizar averías y lograr mayores eficiencias en el proceso.

La metodología utilizada para los análisis de eficiencia es un método no paramétrico conocido como Análisis Envolvente de Datos (DEA) y desarrollado por Charnes et al., (1978). La principal ventaja de este enfoque es el alto grado de flexibilidad, ya que no es necesario especificar una forma funcional específica (Medal-Bartual et al., 2012). DEA se convierte en una herramienta de apoyo para la toma de decisiones que se puede implementar en una amplia gama de sectores, como energía, industria, educación, aerolíneas y banca (Christopoulos et al., 2015; Lee & Worthington, 2016; lo Storto, 2015; Rácz & Vestergaard, 2016; Stewart et al., 2016; Sueyoshi & Wang, 2014). Es una herramienta confiable para evaluar la eficiencia de las diferentes unidades de producción y que permite introducir en el análisis múltiples entradas y salidas del proceso (Aristovnik, 2015; Blum, 2014; Chakraborty, 2015; Chauhan et al., 2006; Hollingsworth, 2008; Qasemi-Kordkheili et al., 2014; Viton, 1986; Zhong et al., 2011).

Existe una amplia variedad de estudios que utilizan la metodología DEA para determinar la eficiencia del uso y manejo del agua en la literatura (Abbott & Cohen, 2009; Byrnes et al., 2010; Carvalho et al., 2015; Gupta et al., 2012; Kulshrestha & Vishwakarma, 2013; lo Storto, 2013; Marques, 2008; Morales & Heaney, 2015; Njiraini & Guthiga, 2013; Speelman et al., 2008; Thanassoulis, 2000). Para el caso específico de la eficiencia del tratamiento de aguas residuales, se ha evaluado considerando la maximización de los contaminantes eliminados (mejor calidad del efluente) de acuerdo con la tecnología utilizada (Baeza et al., 2004; Benedetti et al., 2010; Mufioz et al., 2008; Oa et al., 2009). Esto se debe a que existen estudios que justifican la importancia de la eliminación de contaminantes en el proceso de tratamiento como un factor relevante para conocer la eficiencia de las EDAR (Molinos-Senante et al., 2014). Además, una amplia variedad de autores ha analizado la relación entre la gestión del agua y las economías de escala (Abbott & Cohen, 2009; Carvalho et al., 2014; Fabbri & Fraquelli, 2000; Guo, 2014; Nauges & Berg, 2008; Saal et al., 2013; Torres & Morrison Paul, 2006; Worthington & Higgs, 2014). Estos estudios destacan la existencia de economías de escala en el sector del agua. Dada esta evidencia, es razonable pensar que para el tratamiento de aguas residuales ocurrirá lo mismo, es decir, habrá una reducción en el coste unitario del tratamiento de aguas residuales a medida que aumente el tamaño de la EDAR (Fraquelli, G. & Giandrone, R., 2003). En consecuencia, los costes dedicados a los mantenimientos pueden variar dependiendo principalmente de las dimensiones de las infraestructuras de depuración de aguas residuales. Este aspecto no ha sido abordado por la literatura y su análisis aportaría aspectos relevantes para mejorar la gestión económica en las EDARs.

En el segundo artículo “*Efficiency of wastewater treatment facilities: The influence of scale economies*” se evalúa la eficiencia de las plantas de tratamiento de aguas residuales. En una primera etapa del análisis, considerando la existencia de economías de escala en el sector, se aplica un modelo DEA que utiliza rendimientos variables a escala (Banker, 1984). Ello permite comparar cada unidad analizada con unidades que tienen un tamaño similar (Ecuación 3). Este modelo proporciona índices de eficiencia globales para cada unidad analizada, de modo que en una segunda etapa del análisis se obtienen índices de eficiencia desagregados para cada input que interviene en el proceso (energía, personal, reactivos y mantenimiento) mediante la aplicación de un modelo no radial (ecuación 5) que utiliza rendimientos variables a escala (Färe & Lovell 1978). De este modo se busca identificar la influencia de los costes de mantenimiento en la eficiencia global de la EDAR. El modelo no radial permite identificar los inputs específicos sobre los que actuar para aumentar la eficiencia de la unidad productiva (Sueyoshi & Wang, 2014; Zhang et al., 2015a). El uso de este modelo resulta clave para evaluar el comportamiento de los costes de mantenimiento en las EDARs, uno de los objetivos de la presente tesis.

Se asume que un proceso de producción en el que a partir de un vector de entradas se obtiene un vector de salidas utilizando una tecnología determinada, de tal manera que,

$$T = \{(x, y); x \text{ puede producir } y\} \quad (1)$$

La tecnología T puede también ser expresada de forma equivalente desde un punto de vista de los inputs, es decir,

$$(x, y) \in T \Leftrightarrow x \in L(y) \quad (2)$$

Donde,

$L(y)$: representa el conjunto de vectores x que permiten alcanzar al menos un vector de outputs y .

Dado que $K = 1, 2, \dots, k, \dots, K$ son unidades productivas, cada una de ellas usa un vector

$x^k = (x_1^k, x_2^k, \dots, x_N^k)_{(N \times 1)}$ de inputs para llevar a cabo la producción de un vector de outputs

$y^k = (y_1^k, y_2^k, \dots, y_M^k)_{(M \times 1)}$, donde z es un vector de intensidad variable $(K \times 1)$. Se puede obtener

una medida de eficiencia $E_I(x^k, y^k)$ para cada instalación k , (Charnes et al., 1994)

resolviendo el siguiente problema de optimización mediante programación lineal.

$$\begin{aligned}
 E_I(y^k, x^k) &= \text{Min } \theta \\
 \text{s.t} \\
 \sum_{k=1}^K z_k y_{km} &\geq y_{k'm} \quad m = 1, \dots, M \\
 \sum_{k=1}^K z_k x_{kn} &\leq \theta x_{k'n} \quad n = 1, \dots, N \\
 z_k &\geq 0, \quad k = 1, \dots, K \\
 \sum_{k=1}^K z_k &= 1, \quad k = 1, \dots, K \\
 0 &\leq \theta \leq 1
 \end{aligned} \tag{3}$$

Una vez obtenidos los resultados globales, con el objetivo de obtener la eficiencia para cada uno de los inputs que intervienen en el proceso se aplica un modelo no radial (RM) asumiendo rendimientos variables a escala (Sala-Garrido, Hernández-Sancho, & Molinos-Senante, 2012).

Dadas las unidades productivas $K = 1, 2, \dots, k, \dots, K$, cada una utiliza un vector de inputs $x^k = (x_1^k, x_2^k, \dots, x_N^k)$ para producir un vector de outputs $y^k = (y_1^k, y_2^k, \dots, y_M^k)$, siendo $z_k = (z_1, z_2, \dots, z_k)$ un vector de intensidad variable. Una planta específica de la muestra se representa como k' . Podemos definir una medida de la eficiencia en inputs $E_I(x^k, y^k)$ como la capacidad de una planta k' para lograr una producción establecida (contaminantes eliminados) utilizando el mínimo de inputs (coste de energía, mano de obra, mantenimiento, etc.). El índice de eficiencia global (RM) se calcula con la siguiente expresión, donde se minimiza la media de los índices de eficiencia de cada input:

$$RM(y, x) = \min \left\{ \sum_{n=1}^N \frac{\theta_n}{N} : (\theta_1 x_1, \theta_2 x_2, \dots, \theta_N x_N) \in L(y), 0 \leq \theta_n \leq 1 \right\} \tag{4}$$

Según la ecuación (4), cada uno de los inputs se minimiza en diferentes proporciones. Para cada EDAR, podemos obtener valores para el RM anterior resolviendo el siguiente modelo de optimización basado en programación lineal:

$$\begin{aligned}
RM(y^{k'}, x^{k'}) &= \frac{1}{N} \min \sum_{n=1}^N \theta_n \\
\text{s. t.} \\
\sum_{k=1}^K z_k y_{km} &\geq y_{k'm} \quad m = 1, \dots, M \\
\sum_{k=1}^K z_k x_{kn} &\leq \theta_n x_{k'n} \quad n = 1, \dots, N \\
\sum_{k=1}^K z_k &= 1, \quad k = 1, \dots, K \\
z_k &\geq 0, \quad k = 1, \dots, K \\
0 \leq \theta_n &\leq 1, \quad n = 1, \dots, N
\end{aligned} \tag{5}$$

Donde, RM es la medida de Russell, mientras que cada θ_n obtenido proporciona un indicador de eficiencia para cada uno de los inputs considerados. El objetivo de este problema es minimizar los inputs necesarios para producir un nivel dado de outputs. Tanto los índices de RM como de eficiencia para cada input están limitados entre 0 y 1. Una EDAR es eficiente si y solo si $RM = 1$, es decir, si todos los índices son iguales a 1. Por el contrario, una EDAR es ineficiente si $0 \leq RM < 1$. En el caso de que alguno de los índices de los inputs sea θ_n diferente de la unidad, se considerará ineficiente.

A continuación, en el tercer ARTÍCULO “*Preventive maintenance versus cost of repairs in asset management: An efficiency analysis in wastewater treatment plants*” se evalúa la eficiencia de las plantas de tratamiento de aguas residuales considerando las reparaciones y averías como un output no deseado del proceso. Este planteamiento resulta novedoso y de gran relevancia por dos motivos, en primer lugar, el cálculo de eficiencia en las instalaciones tendrá en cuenta la minimización de factores que puedan perjudicar al proceso, es decir las roturas y reparaciones que tienen lugar en estas infraestructuras. En este sentido, un mayor coste económico debido a las reparaciones penalizará la eficiencia global de la EDAR analizada. En segundo lugar, obtener un índice de eficiencia asociado a cada input y output no deseado permite analizar, a posteriori, las implicaciones de las distintas políticas de mantenimiento preventivo llevadas a cabo en las EDARs analizadas.

Basado en el modelo de (Hwang et al., 2013) y el modelo SBM de Tone, (2001), Wang, Y. & Han, (2016) desarrollaron el siguiente modelo lineal DEA para la medición de ineficiencia considerando resultados no deseados. El modelo se expresa a continuación:

$$\min \rho' = \frac{1 - \left(\frac{1}{m}\right) \sum_{i=1}^m \left(\frac{z_i^-}{x_{ik}}\right)}{1 + \left(\frac{1}{s}\right) \sum_{r=1}^s \frac{z_r^+}{y_{rk}} + \left(\frac{1}{s'}\right) \sum_{r'=1}^{s'} \frac{z_{r'}^+}{y_{r'k}}} \quad (6)$$

s.t.

$$\begin{aligned} \sum_{j=1}^n \lambda_j x_{ij} &\leq x_{ik} - z_i^-, \quad i = 1, 2, \dots, m \\ \sum_{j=1}^n \lambda_j y_{rj}^d &\geq y_{rk}^d + z_r^+, \quad i = 1, 2, \dots, s \\ \sum_{j=1}^n \lambda_j y_{r'j}^u &\leq y_{r'k}^u - z_{r'}^+, \quad i = 1, 2, \dots, s' \\ \lambda_j &\geq 0, \quad j = 1, 2, \dots, n \\ z_i^- &\geq 0, \quad i = 1, 2, \dots, m \\ z_r^+ &\geq 0, \quad r = 1, 2, \dots, s \\ z_{r'}^+ &\geq 0, \quad r' = 1, 2, \dots, s' \end{aligned}$$

Donde

$j = 1, 2, \dots, n$ índice de EDAR

$i = 1, 2, \dots, m$ índice de inputs

$r = 1, 2, \dots, d$ índice de outputs deseados

$r' = 1, 2, \dots, u$ índice de outputs no deseados

0 índice de especificación de la EDAR cuya eficiencia se está evaluando

x_{ik} cantidad de inputs i de EDAR k

y_{rk} cantidad de outputs deseados r de EDAR k

$y_{r'k}$ cantidad de outputs no deseados r' de EDAR k

Variables

$(\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_n)$ multiplicadores no negativos utilizados para calcular una combinación lineal de las plantas de tratamiento incluidas en la muestra de datos

z_i^- Holgura (disminución potencial) del input i de la EDAR k

z_r^+ Holgura (aumento potencial) del output deseable r de la EDAR k

$z_{r'}^+$ Holgura (reducción potencial) del output no deseado r' de la EDAR k

α Variable auxiliar de disposición conjunta de outputs deseados y no deseados

Siendo un modelo no radial, se ofrece un índice de eficiencia para cada input y/o output (Yagi, Fujii, Hoang, & Managi, 2015). El índice de eficiencia oscilará entre 0 y 1, de tal modo que, si el índice es menor a 1 se considera que la unidad analizada (EDAR) es ineficiente y podría reducir el uso de inputs u outputs no deseados.

4. Principales resultados

La presente tesis, a partir del estudio del comportamiento de los costes de mantenimiento en las EDARs a lo largo del tiempo, profundiza sobre su impacto en los procesos de depuración desde una perspectiva económica. El deterioro de las infraestructuras es un proceso natural sujeto a condiciones de distinta índole. Zhou et al. (2008) identifican tres causas fundamentales relacionadas: i) preoperacional, ii) mantenimiento operacional y iii) entorno operacional. Por otro lado, Kleiner & Rajani (2002) agrupan los factores que causan el deterioro en: i) factores estáticos, incluyen aquellos factores que son invariables con el tiempo; ii) factores dinámicos, se refiere a los factores relacionados con el medio ambiente; y iii) factores operativos, relacionados con las condiciones operativas del sistema que el operador puede elegir o modificar. Además, las EDARs están compuestas por una amplia gama de activos (obra civil, equipos electromecánicos, tuberías, etc.) que añaden mayor complejidad a la gestión de operación y mantenimiento de estas infraestructuras.

En España, actualmente hay más de 3.000 plantas de depuración de aguas residuales, una gran mayoría fueron construidas a partir de la implementación de la Directiva 91/271/CEE por lo que un gran número de estas infraestructuras supera o está próxima a superar su vida útil de diseño (Hernández-Chover et al., 2019). En este contexto, la gestión de activos adquiere una relevante importancia de forma que la planificación de mantenimientos y renovación de las infraestructuras ayudará a preservar y ampliar las expectativas de su vida útil. Sin embargo, estas acciones van acompañadas de costes económicos de diversa índole y, en consecuencia, la eficiencia de estas instalaciones puede verse afectada por las políticas de mantenimiento y renovación llevadas a cabo por los operadores. Entender las consecuencias económicas del deterioro permite abordar la gestión de activos desde una óptica económica además de conocer el alcance de las distintas políticas de mantenimiento preventivo llevadas a cabo por los operadores y sus implicaciones en términos económicos. A continuación, se describen los principales resultados obtenidos.

- a. Análisis estadístico y modelización econométrica de los costes de mantenimiento en Estaciones de Tratamiento de Aguas Residuales.

A medida que pasa el tiempo, los costes económicos dedicados a las reparaciones y mantenimientos correctivos en las plantas de tratamiento de aguas residuales aumentan (Younis & Knight, 2010). Paralelamente, el envejecimiento de los equipos afecta a un mayor consumo de energía (Castellet-Viciano et al., 2018; Hernandez-Sancho et al., 2011; Rojas &

Zhelev, 2012; Terrazas et al., 2010; Zhang et al., 2015). En suma, el deterioro de los activos afecta a la eficiencia de los procesos vía incremento de costes, pone en riesgo la sostenibilidad de estas instalaciones (Yerri et al., 2017) y aumenta el riesgo de vertido, ocasionando en última instancia un impacto ambiental y social (Kong & Frangopol, 2005). En este sentido, en los últimos años ha habido un mayor interés por parte de la comunidad científica en modelar el deterioro de las infraestructuras para evaluar su estado y anticipar situaciones de riesgo debido a la fatiga de los materiales (Alegre et al., 2007; Casey et al., 2007; Koppinen & Rosqvist, 2007; Rogers & Grigg, 2007; Stapelberg, 2007). Algunos autores Allbee, (2005); Foley, (2005) entre otros enfatizan que, para lograr una gestión eficiente, todos los agentes involucrados en este sector deben hacer un mayor esfuerzo debido a la diversidad y la complejidad de los activos que constituyen las EDARs.

Sin embargo, no existen estudios que traten en profundidad los costes económicos derivados del deterioro en este tipo de instalaciones. Con el objetivo de aportar una cuantificación económica al sector de la depuración de aguas residuales, se analizan un total de 255 EDARs durante un periodo de 5 años, desde el 2008 hasta el 2012, localizadas en la Comunidad Valenciana. La tecnología usada en el proceso de depuración es aireación prolongada y fangos activos.

Los costes asociados a las reparaciones y mantenimientos correctivos vienen resumidos en la tabla (1)

Tabla 1 Costes anuales de reparaciones y mantenimientos correctivos (promedio)

| | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 |
|--|--------|--------|--------|--------|--------|
| €/m ³ /Agua tratada (anual) | 0.0346 | 0.0378 | 0.0389 | 0.0407 | 0.0407 |

En el periodo analizado se observa un incremento acumulado del 17% en los costes dedicados a las reparaciones y los mantenimientos correctivos (previamente deflactados). El 70 % de las EDARs evaluadas experimentan un incremento de los costes por m³ de agua tratada entre 2008 y 2012. Estos incrementos presentan algunas variaciones, en el 2009 fue de 9,35 %, en el 2010 se sitúa en un 2,86 % y en el 2011 un 4,60 %. Con tal de verificar estadísticamente esta evolución de los costes se realiza el test de correlación de Spearman (Warne, 2016), obteniéndose que, con una significatividad < 0.01, permite rechazar la hipótesis nula. Implica confirmar que existe cierta relación entre los costes dedicados a las reparaciones y la edad de las EDARs analizadas. Además, el test de Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis, 1952) confirma, con p-valor < 1 %, que los

valores obtenidos para las reparaciones y los costes de mantenimiento correctivo de las 255 EDARs analizados difieren durante los cinco años sucesivos en el período de estudio.

Una vez evaluado el incremento de los costes de mantenimiento a lo largo del tiempo, se lleva a cabo su modelización econométrica. Para ello, se incluyen, además de la edad de la planta (años), otras variables representativas del proceso: Caudal tratado ($m^3/año$), habitantes equivalentes, sólidos en suspensión (kg) y DQO (Kg). El objetivo de la función de regresión es explicar la relación existente entre los costes de mantenimiento y las variables técnicas del proceso. Una vez obtenida, permite proyectar los costes a partir de las variables seleccionadas en el modelo. Siguiendo el proceso descrito en el apartado de metodología, el análisis del modelo econométrico que define las relaciones entre las variables mencionadas muestra que el modelo tiene una alta capacidad explicativa ($R^2 = 0.768$). La función de costes de mantenimiento correctivo y reparaciones se expresa a continuación:

Tabla 2 Función de coste de Mantenimiento

| Función de costes | R^2 |
|---|-------|
| $MC = 2.827 \cdot V^{0.5204} \cdot e^{2.78268e-07 \cdot M + 0.03732 \cdot J}$ | 0,768 |

Donde:

MC = Coste de mantenimiento correctivo y reparaciones (€ / año)

V = Volumen de Agua tratada ($m^3 / año$)

M = DQO eliminada (kg / año)

J = Edad (Años transcurridos)

Tabla 3 Parámetros de la función de costes

| | Coficiente | Error estándar | t | p-valor |
|-----------------|------------|----------------|-------|---------|
| Constante | 2,8276 | 0,1471 | 19,21 | < 0,01 |
| Volumen tratado | 0,5204 | 0,0115 | 45 | < 0,01 |
| DQO | 2,78e-7 | 2,23e-8 | 12,45 | < 0,01 |
| Edad | 0,0373 | 0,0105 | 3,543 | < 0,01 |

Como se puede observar (tabla 3), la ecuación obtenida muestra que el volumen de aguas residuales tratadas ($m^3/año$) y la edad (años transcurridos desde un año de referencia)

contribuyen a explicar los costes de reparaciones y mantenimiento correctivo con coeficientes de 0,5204 y 0,0373, respectivamente. Mientras que la variable DQO eliminado (Kg/año) es menos importante. La variable edad tiene un p-valor $< 1\%$. Por lo tanto, se puede decir que la influencia del envejecimiento en los costes de reparación y mantenimiento correctivo se debe al deterioro de los activos que constituyen la infraestructura. A continuación, con el objetivo de validar la fiabilidad y robustez del modelo, hemos confirmado las diferentes hipótesis. Primero, evaluamos la multicolinealidad. Los valores más bajos del factor de inflación de varianza (VIF) para cada una de las variables independientes confirman que el modelo no presenta multicolinealidad. La prueba de homocedasticidad también es importante en la idoneidad del modelo de costes, debido al uso de datos temporales. En consecuencia, la prueba de Breusch & Pagan (1979) que supone la normalidad en los residuos, ofrece un valor p de 0,1221, lo que significa que la hipótesis nula no puede rechazarse dentro de un nivel de confianza del 95 %. Además, el hecho de que los residuos sean aleatorios e independientes entre sí aumenta la robustez del modelo (estadístico de Durbin-Watson de 1,470).

Una vez que las diferentes hipótesis del modelo han sido corroboradas, se obtienen los resultados para la muestra total. En las siguientes figuras se presentan cada uno de los años contemplados en el estudio. La precisión de la función de coste presentada en el estudio actual se puede observar en las Figuras 2, 3, 4, 5 y 6 donde el coste real y los costes proyectados de 255 EDARs están representados para cada uno de los años en estudio, es decir, 2008, 2009, 2010, 2011 y 2012, respectivamente. Como se puede observar, la mayoría de los costes proyectados son cercanos a los reales, lo que significa una alta fiabilidad del modelo. Además, existe una representación de cómo las reparaciones y los costes de mantenimiento correctivo de cada EDAR aumentan con el tiempo tanto para los costes reales como para los proyectados.

Figura 2 Coste real y proyectado (2008)

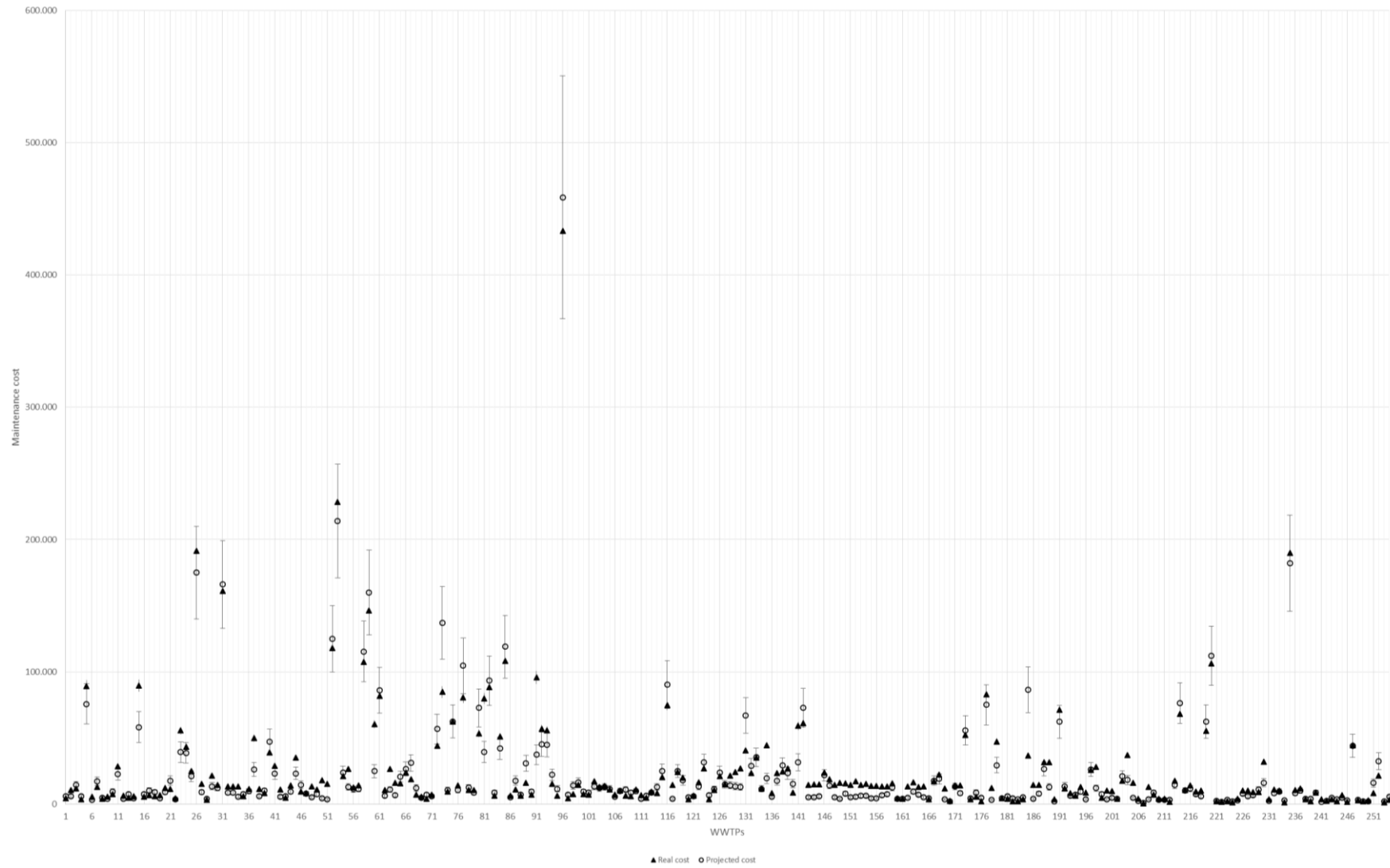


Figura 3 Coste real y proyectado (2009)

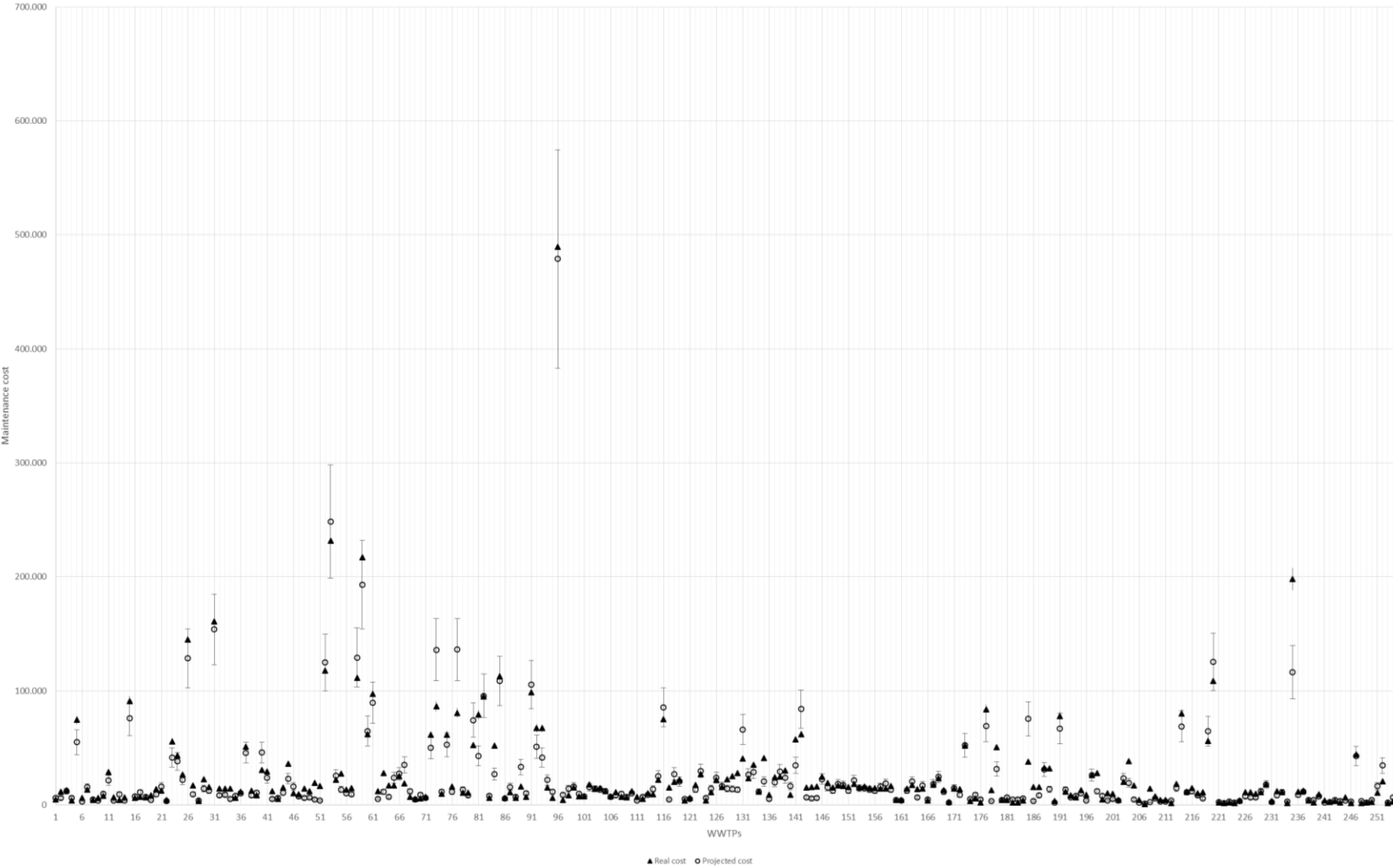


Figura 4 Coste real y proyectado (2010)

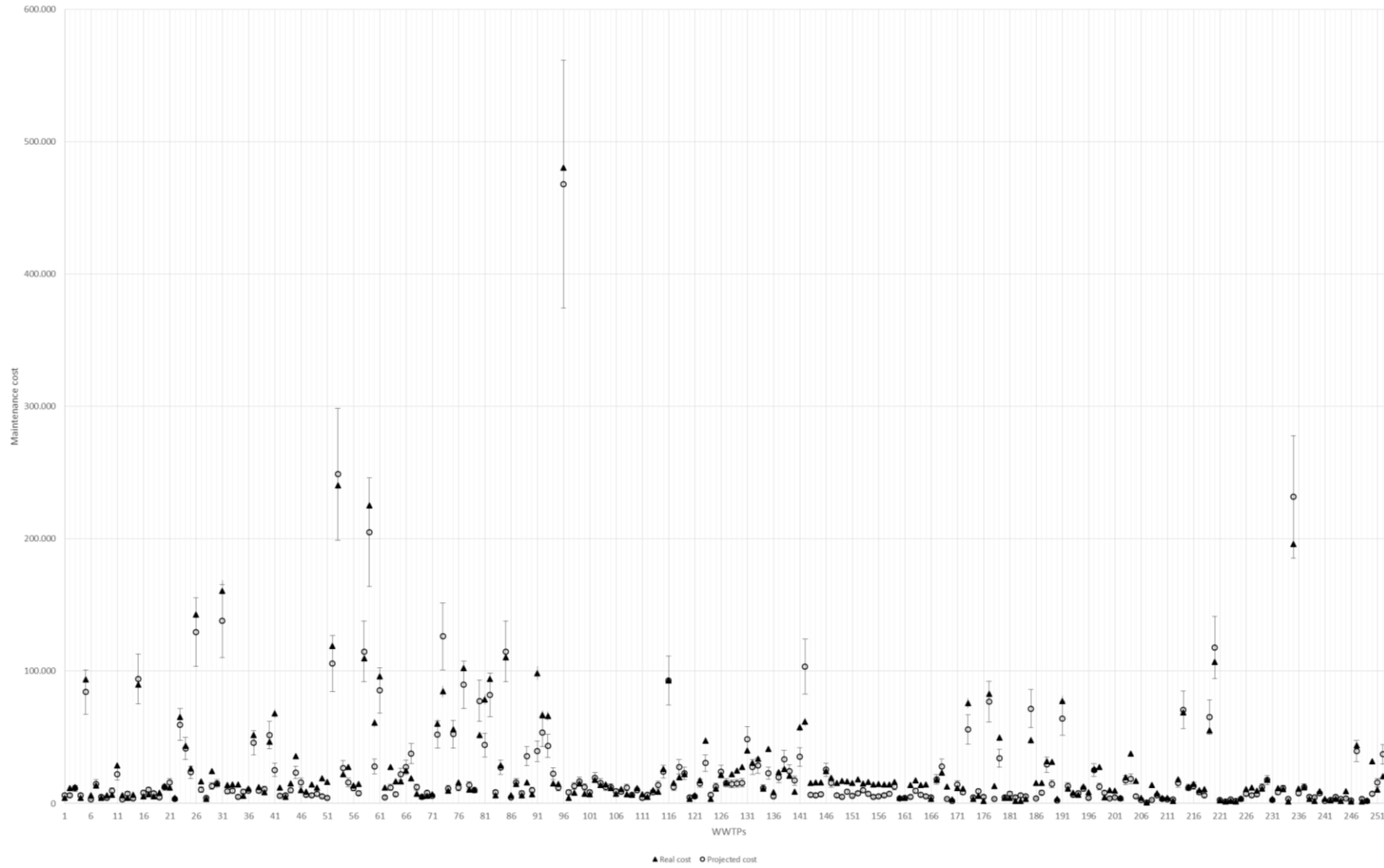


Figura 5 Coste real y proyectado (2011)

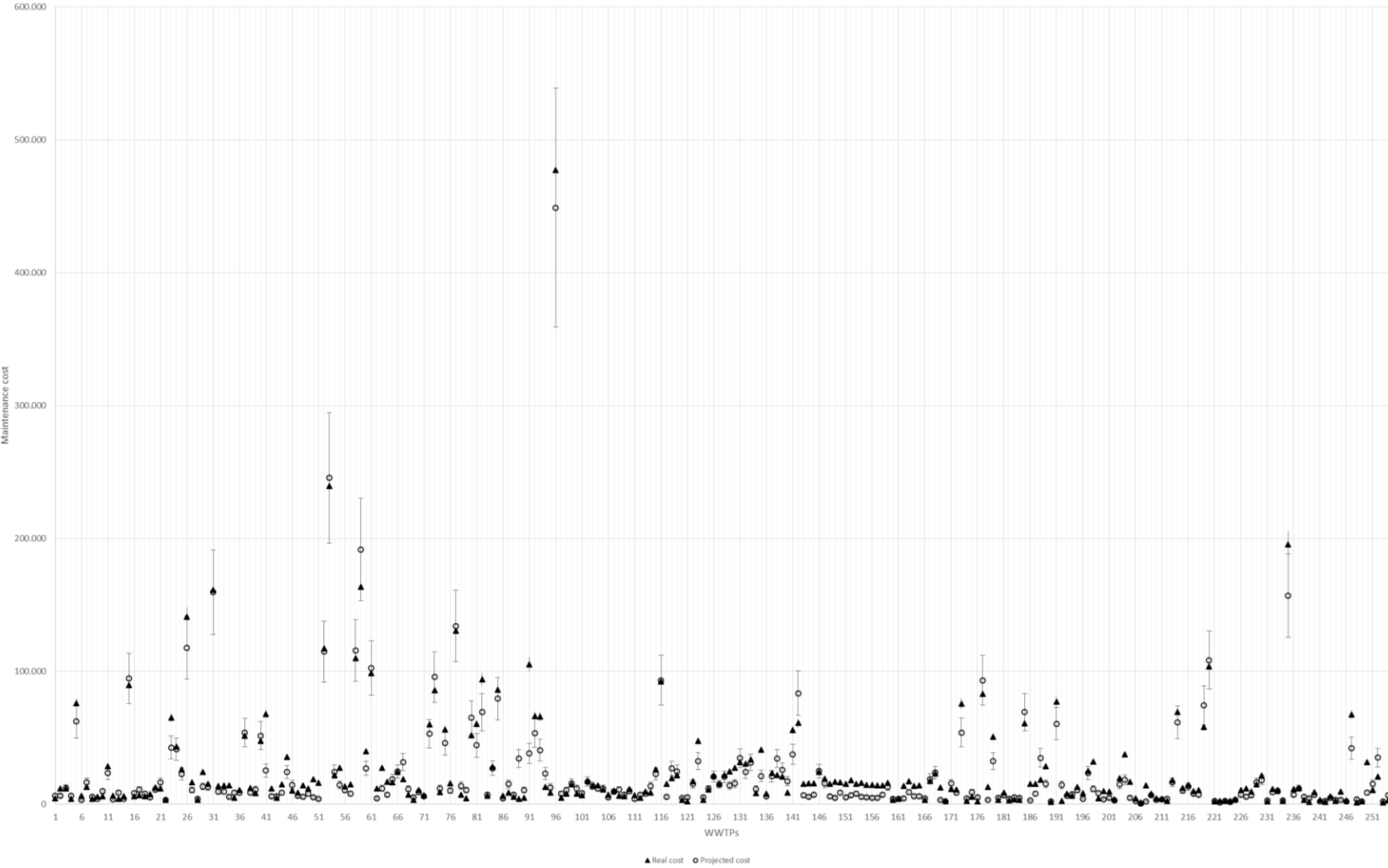
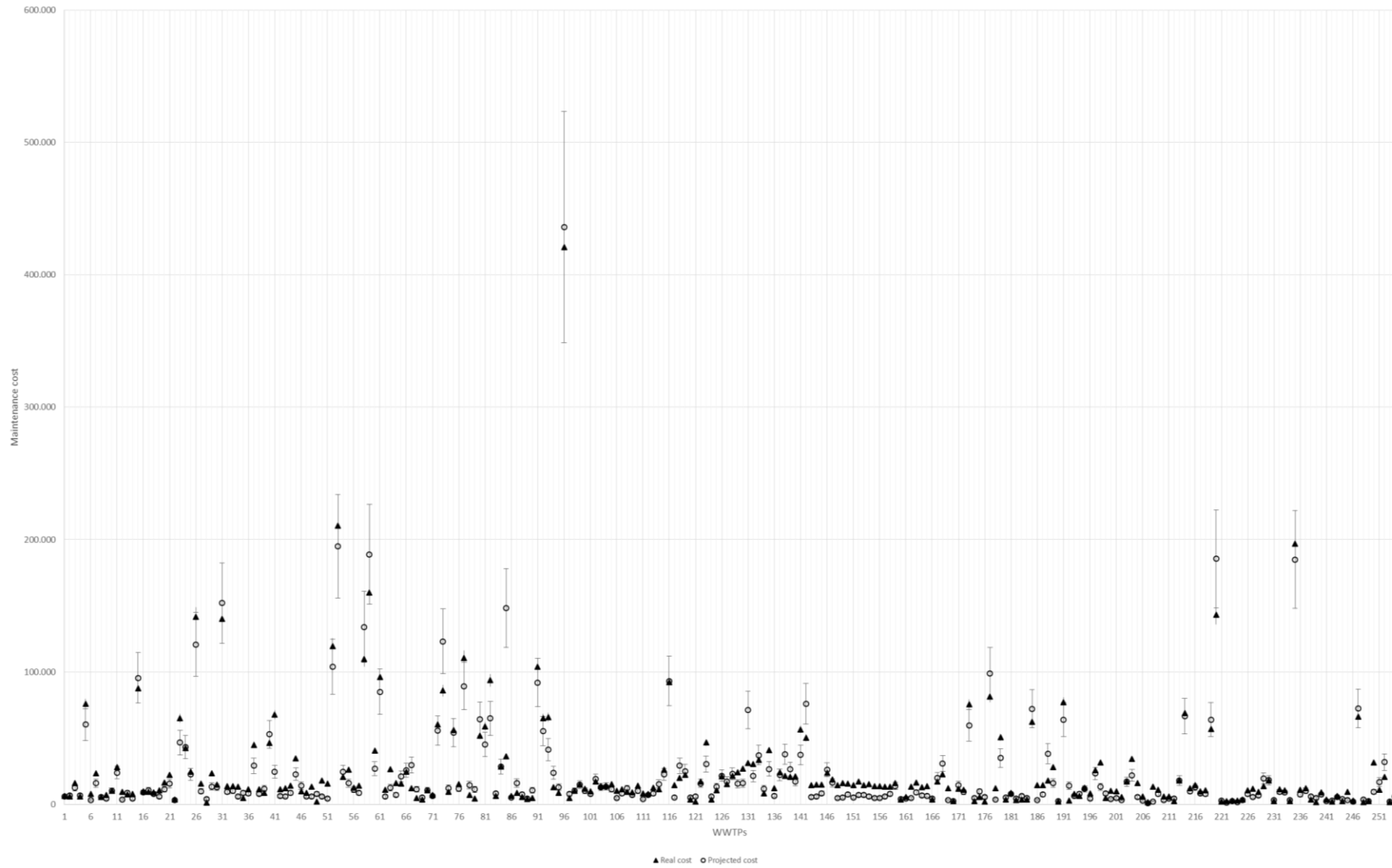
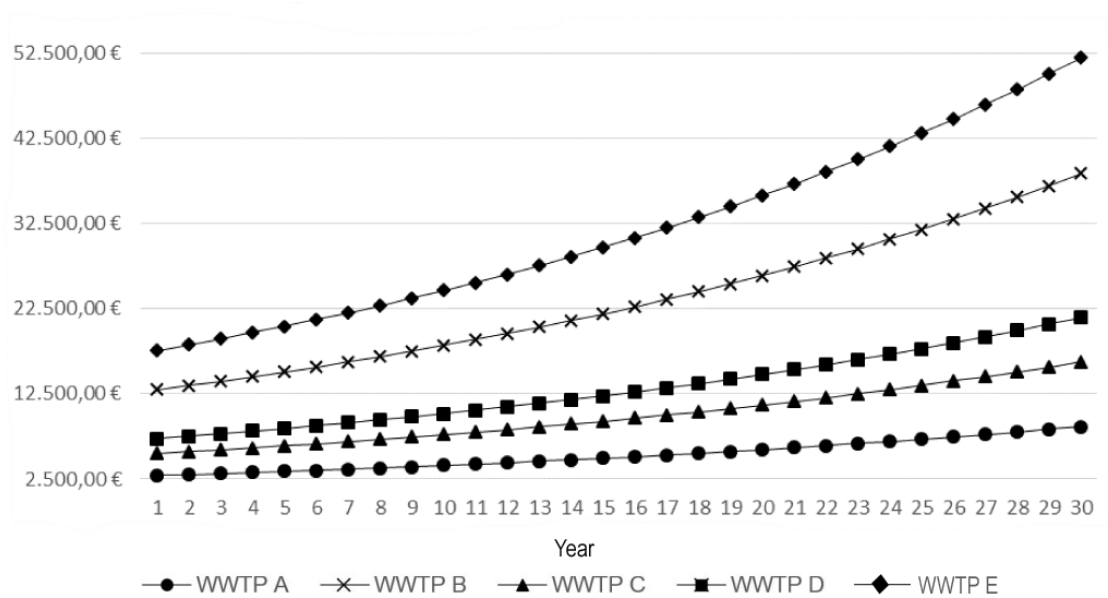


Figura 6 Coste real y proyectado (2012)



El uso de la función anterior para conocer el comportamiento de los costes de reparación y mantenimiento correctivo (€) con el paso del tiempo (años) es muy útil para el operador. Así, como ejemplo, la información de cinco EDARs con tecnología similar, una población equivalente que oscila entre 240 - 5.800 h.e., y un volumen de aguas residuales tratadas que oscilan entre 18.000 – 556.000 m³/año, se ha utilizado para proyectar las reparaciones y costes de los mantenimientos correctivos por un período de treinta años. Como se puede observar en la Figura 7, las EDARs describen un aumento exponencial en sus reparaciones y costes de mantenimiento correctivo a lo largo del tiempo.

Figura 7 Costes proyectados para el mantenimiento correctivo y reparaciones (€/años)



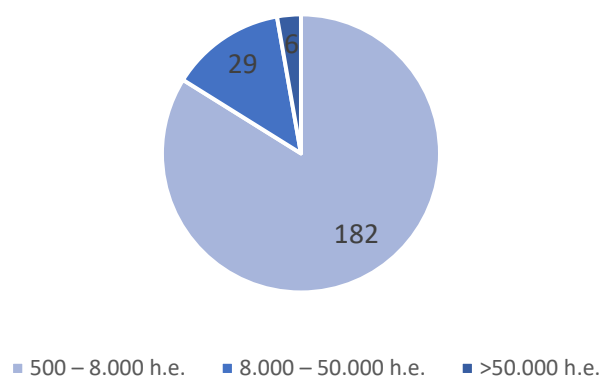


- b. Evaluación de los costes de mantenimiento en la eficiencia de las Estaciones de Tratamiento de Aguas Residuales mediante un modelo de optimización lineal.

Una vez modelizada la influencia económica del deterioro sobre los costes de mantenimiento correctivo y las reparaciones en las infraestructuras de depuración de aguas residuales, se evalúa la influencia de los costes dedicados a los mantenimientos en la eficiencia de las EDARs desde un punto de vista económico y ambiental. También se analiza la posible influencia de las economías de escala en el sector de la depuración de aguas residuales, tal como afirman diversos autores (Cesaroni & Giovannola, 2015; Guerrini et al., 2015; Worthington & Higgs, 2014), es decir, unas mayores dimensiones en las Estaciones depuradoras de aguas residuales (según habitantes equivalentes tratados) supondrían menores costes unitarios. Además, se estudia el comportamiento de los costes de manera individual, esto es, para cada uno de los inputs. En este sentido, cabría esperar que aquellas infraestructuras de mayores dimensiones presentaran menores costes de mantenimiento (€/h.e.).

A partir de una muestra de 217 EDARs localizadas en la Comunidad Valenciana, con un volumen promedio de agua tratada de 426.651 m³/año que usan aireación prolongada en el proceso de depuración. La información proviene de la Agencia Valenciana de Tratamiento de Aguas Residuales (EPSAR). Las variables consideradas para el análisis se dividen en dos grupos. El primer grupo se centra en los costes de operación y gestión de las EDAR (€/año): energía, personal, reactivos, mantenimiento (revisión de maquinaria e infraestructura del proceso, reemplazo de piezas y reparación de averías), residuos (gastos asociados con la gestión de la EDAR) y otros (consumibles). El segundo grupo hace referencia a la información sobre la cantidad de contaminantes eliminados en el proceso (kg/año): sólidos en suspensión (SS) y demanda química de oxígeno (DQO). A continuación, se presenta la muestra ordenada según habitantes equivalentes tratados.

Figura 8 Muestra por grupos según habitantes equivalentes tratados (anual)



En primer lugar, se calculan los índices de eficiencia siguiendo el modelo descrito en el apartado de metodología (Ecuación 3), los resultados permiten comparar cada unidad con unidades que tienen un tamaño similar. En la tabla 4 se dividen las puntuaciones obtenidas en dos grupos.

Tabla 4 Promedio de índices de eficiencia para los 3 grupos con rendimientos variables a escala

| Grupos | EDARS con eficiencia <0.5 | EDARS con eficiencia >0.5 | Total | Promedio de eficiencia |
|--------|---------------------------|---------------------------|-------|------------------------|
| 1 | 126 | 56 | 182 | 0,48 |
| 2 | 7 | 22 | 29 | 0,75 |
| 3 | 0 | 6 | 6 | 0,90 |
| Total | 133 | 84 | 217 | |

Tal como se explica en el apartado metodología, los resultados que ofrece el modelo oscilan entre 0 y 1, donde 1 significa máxima eficiencia y 0 mínima eficiencia. Como se puede observar en la tabla 4 los resultados corroboran que los grupos de EDARs de mayores dimensiones ofrecen promedios de eficiencia más elevados. El grupo 3 lo forman plantas que tratan más de 50.000 habitantes equivalentes y obtienen un promedio de 0,9, el siguiente grupo (2) lo forman plantas que tratan entre 8.000 y 50.000 habitantes equivalentes, obtienen un promedio de 0,75. Finalmente, el grupo de plantas de reducidas dimensiones (entre 500 y 8.000 habitantes equivalentes) presentan un índice de eficiencia en media de 0,48.

Esta tendencia es corroborada por un análisis de correlación, confirmando que existe una clara relación entre la eficiencia de las plantas analizadas y los costes operacionales por habitante equivalente tratado. Sin embargo, con tal de asegurar la homogeneidad de los distintos grupos, es adecuado verificar que las diferencias entre grupos son estadísticamente significativas. Los resultados se muestran en la tabla 5. Con un p-valor < 1 % permite rechazar la hipótesis nula, por lo tanto, podemos afirmar que las diferencias entre grupos son significativas.

Tabla 5 Test de Kruskal-Wallis para grupos

| Score | Rangos | | | Estadísticos | |
|-------|--------|-----|----------|---------------------|--------|
| | Grupos | N | Promedio | H de Kruskal-Wallis | Score |
| | 1 | 182 | 0,48 | gl | 32,296 |
| | 2 | 29 | 0,75 | | |
| | 3 | 6 | 0,90 | Sig. Asintótica | 0,0000 |
| | Total | 217 | | | |

Por lo tanto, considerando tres grupos en los que se ha dividido la muestra, se puede demostrar que a mayor número de habitantes equivalentes se reducen los costes del proceso ($\text{€}/\text{m}^3$). A la vista de estos resultados, es evidente que muchos procesos de tratamiento de aguas residuales tendrían grandes posibilidades de ahorro mediante la reducción de los costes promedio ($\text{€}/\text{h.e.}$). Esta información puede ser muy útil para diseñar una EDAR más eficiente que reduzca los costes y obtenga la calidad adecuada del agua tratada. Los resultados obtenidos están en línea con Fraquelli et al., (2003); Hernández-Sancho & Sala-Garrido, (2009); Molinos-Senante et al., (2013), que concluyen que las EDAR más grandes funcionan de manera más eficiente que las más pequeñas.

A continuación, siguiendo la ecuación (4) explicada en el apartado de metodología, se calculan los índices de eficiencia de manera desagregada. Los resultados obtenidos (tabla 6) permiten analizar con mayor detalle la eficiencia en la gestión de los distintos costes y, en consecuencia, ofrece al operador información relevante acerca de los costes con mayor capacidad de mejora.

Tabla 6 Resultados índices de eficiencia por inputs del proceso para los 3 grupos (promedio)

| | Energía | Personal | Mantenimiento | Residuos | Otros |
|---------|---------|----------|---------------|----------|-------|
| Grupo 1 | 0,41 | 0,36 | 0,35 | 0,46 | 0,35 |
| Grupo 2 | 0,71 | 0,6 | 0,52 | 0,69 | 0,49 |
| Grupo 3 | 0,73 | 0,8 | 0,78 | 0,87 | 0,82 |

La tendencia de los distintos índices sigue un patrón similar a los índices de eficiencia global obtenidos anteriormente, unas mayores dimensiones de las infraestructuras consiguen mayores índices de eficiencia para cada uno de los costes que definen el proceso: energía, personal, mantenimiento, residuos y otros (gastos administrativos y de gestión). Como se observa en la (tabla 6), el grupo 1 obtiene un índice de eficiencia de 0,35 en los costes de mantenimiento y en otros costes (administrativos y de gestión). El grupo 2 obtienen los menores índices de eficiencia en los costes de mantenimiento y en otros costes, con 0,52 y 0,49, respectivamente. Finalmente, las EDARs que forman el grupo 3, obtienen de nuevo menores índices de eficiencia en los costes relacionados con los mantenimientos y la energía, con un 0,78 y 0,73. Estos resultados revelan

la elevada capacidad de mejora en cuanto a la gestión de los costes de mantenimiento en todas las dimensiones analizadas, en este sentido, las reparaciones y mantenimientos correctivos realizados en las plantas pueden penalizar el comportamiento de estos costes. Los resultados ponen de manifiesto que, en las plantas de menores dimensiones, según habitantes tratados, se generan menores eficiencias en los mantenimientos, principalmente.

A continuación, con el objetivo de evaluar el alcance de las economías de escala en las plantas de menor tamaño se divide la muestra en distintos subgrupos (ver figura 9). Con tal de corroborar la posible existencia de economías de escala se usa el test de Kruskal-Wallis (Tabla 9). Para el caso del primer bloque (Grupos 1.A; 1.B; 1.C) se confirma la presencia de economías de escala, ya que la eficiencia en promedio aumenta a medida que el tamaño de la EDAR es mayor (tabla 7). Sin embargo, para las EDARs del Grupo 1.A.1; 1.A.2; 1.A.3 los índices de eficiencia se comportan de manera diferente. No hay tendencia a aumentar la puntuación a medida que aumenta el tamaño de la EDAR. Por lo tanto, para el Grupo 1.A.3 (2.500 – 3.000 h. e.) la puntuación es menor (0,29) que para el grupo más pequeño (0,39). Por esta razón, el análisis de eficiencia muestra que para el subgrupo de 500 – 3.000 h.e. no se identifican economías de escala. Esto implica aceptar que no hay diferencias significativas entre los Grupos 1.A.1; 1.A.2; 1.A.3, es decir, para las EDARs más pequeñas, el patrón de las economías de escala no se cumple y, por lo tanto, no existe una relación clara entre el tamaño de la EDAR y su eficiencia. De este resultado se puede deducir que 3.000 h.e. tratados es el tamaño mínimo que deberían tener las EDARs para alcanzar un cierto nivel de eficiencia.

Figura 9 División de muestra para el análisis de eficiencia. Elaboración propia.

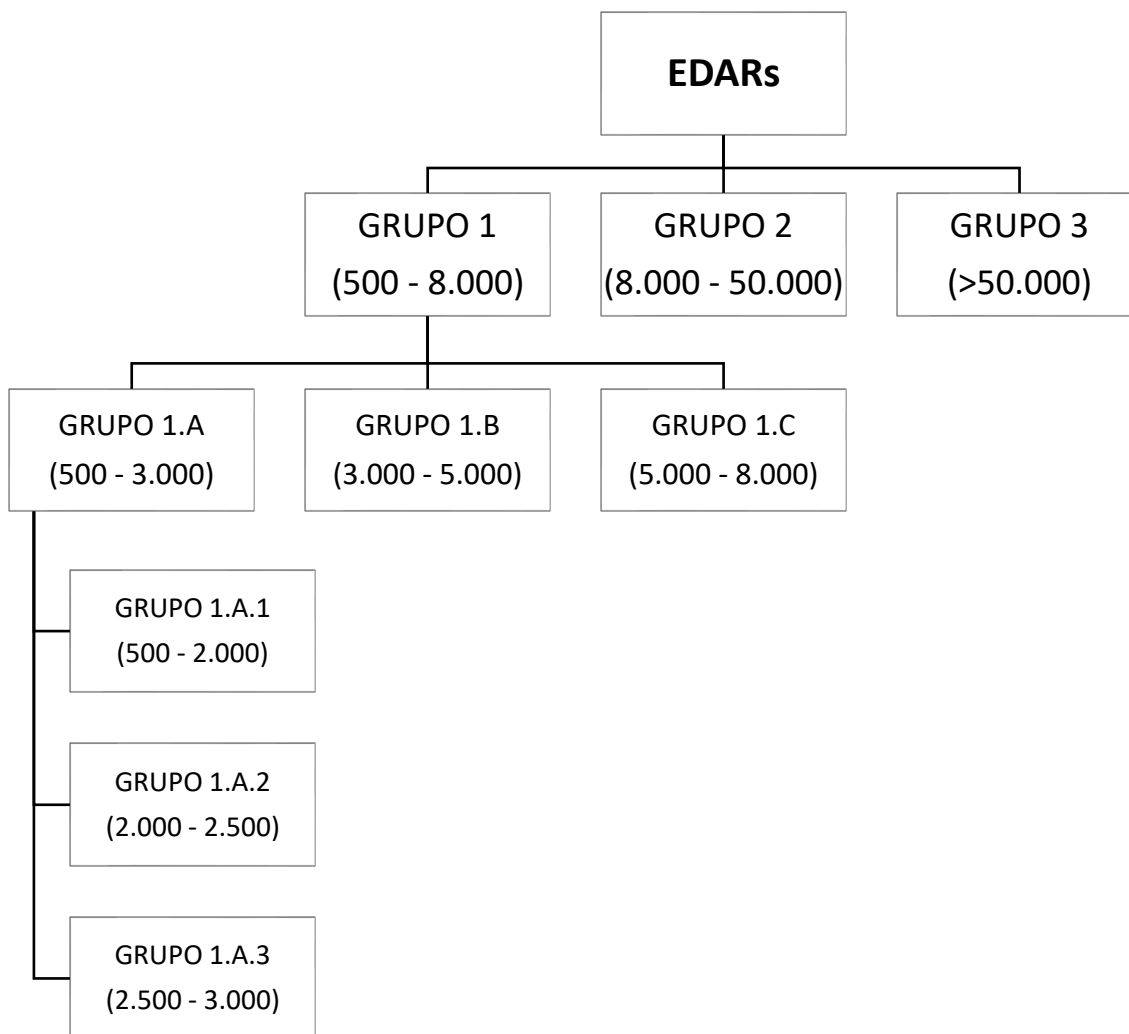


Tabla 7 Resultados de los subgrupos (promedio de índices de eficiencia)

| h.e | Número de Edars | Índice de eficiencia |
|------------------------------------|-----------------|----------------------|
| Group 1.A (500 – 3.000) | 147 | 0,38 |
| Group 1.B (3.000 – 5.000) | 20 | 0,40 |
| Group 1.C (5.000 – 8.000) | 15 | 0,47 |
| Total | 182 | |
| Group 1.A.1 (500 – 2.000) | 121 | 0,39 |
| Group 1.A.2 (2.000 – 2.500) | 15 | 0,35 |
| Group 1.A.3 (2.500 – 3.000) | 11 | 0,29 |
| Total | 147 | |

Tabla 8 Resultados del test de Kruskal-Wallis para los grupos 1.A, 1.B y 1.C

| | | | | Estadísticos | |
|------------|--------|------|-----------------------|---------------------|--------|
| Eficiencia | Grupos | N | Eficiencia (promedio) | | |
| | 1.A | 147 | 0,38 | H de Kruskal-Wallis | 10,713 |
| 1.B | 20 | 0,40 | | gl | 2,0000 |
| 1.C | 15 | 0,47 | | Sig. Asintótica | 0,005 |
| Total | 182 | | | | |

Tabla 9 Resultados del test de Kruskal-Wallis para los grupos 1.A.1, 1.A.2 y 1.A.3

| | | | | Estadísticos | |
|------------|--------|------|-----------------------|---------------------|--------|
| Eficiencia | Grupos | N | Eficiencia (promedio) | | |
| | 1.A.1 | 121 | 0,39 | H de Kruskal-Wallis | 0,123 |
| 1.A.2 | 15 | 0,35 | | df | 2,0000 |
| 1.A.3 | 11 | 0,29 | | Asymp. Sig. | 0,940 |
| Total | 182 | | | | |

Los resultados desagregados del análisis para cada uno de los subgrupos se muestran en la tabla 10.

Tabla 10 Resultados del modelo Russell (RM) para sub-grupos (promedio)

| | Energía | Personal | Mantenimiento | Residuos | Otros |
|------------------------------------|---------|----------|---------------|----------|-------|
| Grupo 1.A (500 – 3.000) | 0,38 | 0,35 | 0,36 | 0,44 | 0,35 |
| Grupo 1.B (3.000 – 5.000) | 0,45 | 0,4 | 0,28 | 0,48 | 0,37 |
| Grupo 1.C (5.000 – 8.000) | 0,6 | 0,45 | 0,37 | 0,57 | 0,38 |
| Grupo 1.A.1 (500 – 2.000) | 0,4 | 0,35 | 0,41 | 0,43 | 0,35 |
| Grupo 1.A.2 (2.000 – 2.500) | 0,33 | 0,33 | 0,18 | 0,54 | 0,36 |
| Grupo 1.A.3 (2.500 – 3.000) | 0,22 | 0,32 | 0,12 | 0,46 | 0,31 |

Como conclusión, el análisis de eficiencia muestra que las economías de escala están presentes significativamente en las EDAR más grandes (Grupos 2 y 3), observándose la misma tendencia al desagregar el Grupo 1, siendo los Grupos 1.B y 1.C los que obtienen mayores índices de eficiencia. El análisis no radial ha revelado el potencial de mejora de los inputs utilizados, siendo la energía y el mantenimiento los factores principales a considerar. Para los Grupos 1.A.1; 1.A.2; 1.A.3, el análisis de eficiencia muestra que las economías de escala ya no son relevantes, por lo que el índice de eficiencia no aumenta a medida que el número de habitantes equivalentes es más alto. Teniendo en cuenta esta desagregación, concluimos que en las EDARs por debajo de 3.000 habitantes equivalentes se pierde la correlación tamaño-eficiencia.

Este resultado supone una contribución significativa a la literatura ya que nunca antes se había profundizado con este detalle en el patrón de economías de escala. Esta referencia de 3.000



habitantes equivalentes podría representar el límite de tamaño para la dimensión óptima de una planta de tratamiento de aguas residuales. La recomendación sería que los asentamientos urbanos más pequeños fueran gestionados dentro de comunidades de mayor tamaño para alcanzar un umbral mínimo de eficiencia en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales.

Analizando el comportamiento de los índices de eficiencia asociados a los costes de mantenimiento del Grupo 1 (EDARs que tratan de 500 a 8.000 h.e.), se observa que los Subgrupos 1.A y 1.C ofrecen mejores resultados, obteniendo unos índices de 0,36 y 0,37, respectivamente. Sin embargo, el Grupo 1.B presenta una eficiencia menor, 0,28. Estos resultados presentan cierta heterogeneidad debido a que el grupo de EDARs de menores dimensiones (entre 500 y 3.000 h.e.) obtiene un score similar al grupo de mayor tamaño (entre 5.000 y 8.000 h.e.). Ello implica un menor uso de recursos económicos dedicados al área de mantenimientos en los grupos mencionados. Sin embargo, el grupo que trata entre 3.000 y 5.000 h.e. (1.B) presentaría mayores costes en esta área. En este sentido, unas mayores dimensiones no obtendrían mejores índices de eficiencia asociados a los costes de mantenimiento de estas instalaciones.

Resulta conocido que las averías de los distintos activos que componen estas infraestructuras implican un aumento en los costes de reparaciones. Una mayor frecuencia de mantenimientos preventivos puede minimizar el número de averías con el consiguiente ahorro de costes dedicados a las reparaciones de los distintos activos. En consecuencia, las políticas de mantenimiento preventivo podrían resultar las mejores estrategias para reducir las reparaciones y conseguir mayores eficiencias en las infraestructuras. La siguiente investigación se centra en evaluar, desde un punto de vista técnico-económico, la relación entre los mantenimientos preventivos y las averías que sufren los distintos activos en las plantas de tratamiento de aguas residuales. Además, se analiza la influencia de las prácticas de mantenimiento en la eficiencia de estas infraestructuras de cara a asignar aquellos niveles de recursos que consigan optimizar la gestión operacional de las EDARs.

c. Análisis de eficiencia y estudio del mantenimiento preventivo y coste de las reparaciones en Estaciones de Tratamiento de Aguas Residuales.

En el estudio anterior se ha analizado la influencia de los distintos costes que intervienen en el proceso de depuración de aguas residuales. Uno de los costes con mayor capacidad de mejora es el relativo al mantenimiento de las infraestructuras, incluyendo los mantenimientos preventivos y correctivos. La falta de un mantenimiento preventivo óptimo tiende a aumentar los costes dedicados a las reparaciones (Brown & Willis, 2006; Hukka & Katko, 2015; J. L. Johnson, 2006). En consecuencia, estos mayores costes debidos a averías (Alegre et al., 2009; Piratla et al., 2015; Rahman et al., 2004) pueden disminuir la productividad y conllevar riesgos ambientales y sociales.

Se sabe que los costes de mantenimiento de las EDARs pueden alcanzar hasta el 25 % de los costes operativos totales. Por ejemplo, en Estados Unidos, Biehl & Inman, (2010) señalan que este porcentaje podría representar el 15 %. En Turquía, el estudio de Turkmenler & Aslan (2017) indica que los costes de mantenimiento representan aproximadamente el 10% de los costes operativos totales. En algunos países europeos se encuentran valores similares, por ejemplo, en Alemania, estos costes pueden variar entre un 15 % y un 25 % (Wendland & Ozoguz, 2005). Del mismo modo, en España, Hernández-Chover et al. (2019), muestran que los costes de mantenimiento representan en promedio el 11 % de los costes operativos totales y, en Grecia, Tsagarakis et al., (2003) comparan los costes de mantenimiento de diferentes tecnologías de tratamiento de aguas residuales con valores medios que oscilan entre un 6 % y un 9 % de los costes generales anuales de operación y mantenimiento. Esta variabilidad puede venir explicada por las diferentes políticas de mantenimiento preventivo llevada a cabo por los operadores.

Los resultados de la siguiente investigación aportan algunas respuestas a la relación existente entre los costes preventivos y correctivos en las EDARs y su influencia en la eficiencia global del proceso. Con este fin se establecen dos etapas de estudio, la primera consiste en evaluar la eficiencia del proceso de tratamiento de aguas residuales considerando el coste de averías y reparaciones de estas infraestructuras. La segunda, se basa en el análisis de la posible relación entre los índices de eficiencia obtenidos y los costes dedicados al mantenimiento preventivo en las infraestructuras, lo que nos permite comprender sus posibles implicaciones. Los resultados obtenidos ofrecen una imagen más completa y detallada del proceso de tratamiento de aguas residuales.

Para este estudio se ha utilizado una muestra de 52 EDARs ubicadas en España. Los datos corresponden al año 2017. Las plantas de tratamiento incluidas emplean diferentes sistemas de

lodos activados. Las instalaciones de la muestra tratan en promedio 1.995.973 m³ y 33.943 habitantes equivalentes (h.e.) anualmente. Con respecto a los inputs del proceso de tratamiento de aguas residuales se desglosan en: costes de personal, consumo de energía y otros. Siguiendo el modelo (Ecuación 6) explicado en el apartado de metodología, se consideran outputs deseables a la cantidad de contaminantes eliminados de las aguas residuales mientras que el coste de las reparaciones representa un output no deseado.

- Inputs: i) costes de personal (€/año), ii) consumo de energía (kWh/año) y iii) Otros (€/año)
- Outputs deseables: la cantidad de contaminantes eliminados de las aguas residuales, tales como: i) sólidos en suspensión (SS), y ii) demanda química de oxígeno (DQO); ambos contaminantes expresados en Kg/año.
- Outputs no deseables: costes de reparaciones y/o averías (€/año).

Para evaluar la relación entre la eficiencia de las EDARs y el coste de los mantenimientos preventivos, la muestra se divide en tres grupos de acuerdo con el porcentaje que este ítem representa dentro de los costes operativos (ver tabla 11):

- Grupo 1: incluye las EDARs cuyo coste de mantenimiento preventivo representa menos del 4% (16).
- ii) Grupo 2: consiste en un grupo de EDARs que gastan entre 4% y 8% en mantenimiento preventivo (19).
- iii) Grupo 3: EDARs cuyo coste de mantenimiento preventivo representa más del 8% (17).

Tabla 11 Descripción de la muestra en 3 grupos a partir del porcentaje de costes dedicado a los mantenimientos preventivos

| | Mantenimiento preventivo (%) | Caudal (m ³ /año) | Energía (%) | Personal (%) | Reparaciones (%) | Otros (%) | SS (kg/año) | DBO (Kg/año) |
|---------|------------------------------|------------------------------|-------------|--------------|------------------|-----------|-------------|--------------|
| Grupo 1 | < 4 | 587.240 | 30,07 | 37,35 | 9,12 | 22,28 | 127.718 | 328.417 |
| Grupo 2 | 4 - 8 | 3.148.253 | 22,44 | 31,36 | 7,77 | 34,97 | 710.297 | 1.607.470 |
| Grupo 3 | > 8 | 2.033.995 | 14,35 | 40,64 | 4,14 | 31,13 | 722.661 | 1.609.598 |

El índice de eficiencia para cada una de las EDARs se ha obtenido resolviendo la ecuación (6) y utilizando las variables descritas anteriormente. La tabla 12 contiene un resumen de los índices de eficiencia obtenidos para cada uno de los inputs y outputs no deseables de las instalaciones del estudio. Los resultados se presentan siguiendo los grupos mencionados con anterioridad.

Energía y personal son los inputs con mayor índice de eficiencia oscilando entre 0,71 y 0,79 para energía y 0,73 y 0,85 para personal. Los índices de energía aumentan gradualmente a medida que se incrementa el mantenimiento preventivo. El primer grupo, compuesto por aquellas EDARs que asignan menos del 4 % de los costes operativos a tareas de mantenimiento preventivo, obtienen un índice promedio de 0,71. El segundo grupo incluye aquellas plantas que dedican entre un 4 % y un 8 % a este tipo de tareas y obtienen un índice promedio de 0,73. Finalmente, el tercer grupo, que representa aquellas plantas que asignan más del 8% de sus costes operativos a tareas de mantenimiento preventivo, obtiene un índice promedio de 0,79.

Al analizar los índices de eficiencia de los inputs del proceso se puede observar que el índice de eficiencia asociado a los costes de reparación es significativamente menor para el Grupo 1 (0,41). Este resultado sugiere que se debe mejorar la gestión de activos de estas instalaciones. El segundo grupo de plantas alcanza un índice promedio más alto, situándose en 0,49. Finalmente, el Grupo 3 obtiene el más alto de los índices, 0,65. El índice obtenido para los costes de reparación sugiere que existe una cierta relación con el mantenimiento preventivo, es decir, aquellas infraestructuras que realizan una mayor inversión en mantenimiento preventivo obtienen una mayor eficiencia en términos de costes de reparación.

Tabla 12 índices de eficiencia para los tres grupos considerando los costes de los mantenimientos preventivos (promedio)

| | Mantenimiento preventivo (%) | Energía | Personal | Otros | Reparaciones | Global |
|---------|------------------------------|---------|----------|-------|--------------|--------|
| Grupo 1 | < 4 | 0,71 | 0,85 | 0,63 | 0,41 | 0,52 |
| Grupo 2 | 4 - 8 | 0,73 | 0,75 | 0,45 | 0,49 | 0,60 |
| Grupo 3 | > 8 | 0,79 | 0,73 | 0,55 | 0,65 | 0,68 |

El comportamiento de los costes de mantenimiento preventivo fluctúa entre un 1 % y un 15 % de los costes operativos totales (€/año) entre los diferentes grupos, de la misma manera, el coste de las reparaciones tiene una variación menor, situándose en un rango que oscila entre un 7 y un 12 % de los costes operativos totales (€/año). La distribución económica entre el mantenimiento preventivo y las reparaciones responde a diferentes variables que pueden estar relacionadas con el estado de la infraestructura y las estrategias de mantenimiento aplicadas por los operadores.

Los resultados obtenidos muestran que el índice global para el Grupo 1 se sitúa en 0,52. Mientras tanto, el Grupo 2 obtiene un índice de eficiencia promedio de 0,60, un poco más alto que el

Grupo 1. Finalmente, el Grupo 3 obtiene un índice de eficiencia más elevado, 0,68. En este sentido, los resultados indican que existe una relación entre las tareas de mantenimiento preventivo y la eficiencia de las plantas, es decir, a mayor mantenimiento preventivo, más eficientes son las plantas. Para confirmar esta vinculación se utiliza la prueba de Spearman, que es una medida de correlación de intervalo no paramétrica (Gauthier, 2001; et al., 2015). La prueba estadística demuestra que existe una correlación fuerte y positiva entre ambas variables con un valor obtenido de 0,634 (Tabla 13).

Tabla 13 Correlación del coste del mantenimiento preventivo y el índice de eficiencia (Spearman's test).

| | | Índice de Eficiencia |
|------------------------------------|-----------------------------|----------------------|
| Coste del mantenimiento preventivo | Coefficiente de correlación | 0,634** |
| | Sig. (2-colas) | 0,000 |
| | N | 52 |

** . La correlación es significativa en el nivel 0,01 (2-colas).

A continuación, se evalúa la existencia de diferencias significativas entre los índices de eficiencia obtenidos en los tres grupos. Con este propósito se usa el test de Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis, 1952; Troyanskaya et al., 2002), para un p-valor < 5 % permite rechazar la hipótesis nula, confirmando la existencia de diferencias significativas entre los índices de los diferentes grupos analizados. Una vez que se confirman las diferencias entre los índices de eficiencia global de los grupos, la misma relación entre el índice de eficiencia y el coste de mantenimiento preventivo se evalúa individualmente para cada uno de los grupos. Luego, se usa la prueba de Spearman para evaluar la correlación entre ambas variables. Como se puede observar en la Tabla 14, la prueba demuestra que con un p-valor < 5%, la hipótesis nula para la inexistencia de correlación entre los dos ítems puede ser rechazada.

Tabla 14 Correlación del índice de eficiencia y mantenimiento preventivo (según % sobre costes operativos)

| Grupos | Estadísticos | |
|-------------|-----------------------------|---------|
| 1 (< 4%) | Coefficiente de correlación | 0.571* |
| | Sig. (2-colas) | 0.021 |
| 2 (4 - 8 %) | Coefficiente de correlación | 0.811** |
| | Sig. (2-colas) | 0.000 |
| 3 (> 8 %) | Coefficiente de correlación | 0.589* |
| | Sig. (2-colas) | 0.013 |

*. La correlación es significativa en el nivel 0,05 level (2-colas).

** . La correlación es significativa en el nivel 0,01 level (2-colas).

Por lo tanto, se puede observar que existe una relación positiva y moderada entre la eficiencia global de las EDAR y los costes de mantenimiento preventivo de las instalaciones incluidas en el Grupo 1 y 3, cuyo coeficiente de correlación es 0,57 y 0,58 respectivamente. El grupo 2, con un coeficiente de correlación de 0,81, muestra una relación más fuerte entre ambos ítems. En resumen, hay evidencia de que existe una relación positiva entre el coste de los mantenimientos preventivos y la eficiencia de las plantas. Además, la existencia de una mayor correlación en el Grupo 2 sugiere que, dentro de los diferentes intervalos de costes de mantenimiento preventivo puede existir un nivel óptimo que garantice el correcto funcionamiento de las instalaciones.

Los resultados indican que la planificación adecuada del mantenimiento preventivo reduce el riesgo de averías. En este sentido, mayores inversiones en mantenimiento preventivo reducirían los costes dedicados a las reparaciones, dando como resultado una mayor eficiencia en las instalaciones.

Además, se analiza la relación entre los porcentajes del coste operativo dedicado al mantenimiento preventivo y las reparaciones. El mantenimiento preventivo tiene como objetivo mitigar el deterioro de la infraestructura, prevenir la rotura y extender su vida útil. La optimización de la gestión de activos de las instalaciones requiere la implementación de programas de mantenimiento preventivo que brinden un nivel aceptable de servicio y reduzcan el coste total de operación al minimizar la rotura del equipo. Para planificar el mantenimiento de la infraestructura, es necesario conocer las condiciones de los equipos, lo que permitirá a los operadores anticipar situaciones de riesgo de rotura y, en consecuencia, resolver el problema antes de que ocurra la avería. La prueba de correlación de Spearman se aplica para evaluar la relación entre el mantenimiento preventivo y los costes de reparación. Los resultados muestran que la hipótesis nula de la prueba puede ser rechazada en un nivel de significancia $< 5\%$, concluyendo que existe una correlación negativa entre el mantenimiento preventivo y el coste de las reparaciones en planta con un coeficiente de correlación de $-0,401$. Por lo tanto, el aumento en los costes de mantenimiento preventivo implica una disminución en los costes de reparación, y viceversa. Este hecho es relevante, ya que el mantenimiento planificado tiene un impacto positivo en la reducción de los costes de reparación en las plantas evaluadas.

Un aspecto que también debe mencionarse cuando se habla de trabajos de mantenimiento es el consumo de energía. Como señala Souris (1990), estos dos problemas están relacionados y la falta de tareas de mantenimiento preventivo conduce a un deterioro progresivo del equipo y, en consecuencia, a un aumento del coste de las reparaciones y el consumo de energía (Rojas & Zhelev, 2012). El tratamiento de aguas residuales es uno de los procesos del ciclo urbano del

agua con los requisitos energéticos más altos (Racoviceanu et al., 2007), en este sentido los costes de energía pueden representar entre el 25 % y el 56 % del coste total de operación de las instalaciones (Panepinto et al., 2016; Trapoteet al., 2014). Luego, llevar a cabo un mantenimiento preventivo adecuado podría reducir el consumo de energía de las instalaciones. Como se puede observar en la tabla 15, los grupos que invierten más en mantenimiento preventivo consumen menos energía.

Tabla 15 Consumo energético (promedio) por grupos, considerando % de mantenimiento preventivo realizado.

| Grupos | Consumo energético (Kwh/m ³) |
|---------------|--|
| 1 (< 4%) | 0,67 |
| 2 (4 % - 8 %) | 0,64 |
| 3 (> 8 %) | 0,62 |

El Grupo 1 que dedica en promedio menos del 4% de sus costes operativos a tareas de mantenimiento preventivo consume un promedio de 0,67 kwh/m³. Mientras tanto, el Grupo 2 que consiste en un conjunto de instalaciones cuyo coste de mantenimiento preventivo representa entre el 4 % y el 8 % de los costes operativos, logra un consumo de energía significativamente menor que el Grupo 1, situándose en 0,64 kwh/m³. Finalmente, el Grupo 3, con costes de mantenimiento preventivo > 8%, consume menos energía que cualquiera de los grupos anteriores, particularmente 0,62 kwh/m³, en promedio. En este sentido, es importante evaluar la existencia de diferencias significativas en el consumo de energía entre los tres grupos analizados. Para este propósito, utilizamos la prueba de Kruskal-Wallis (Kruskal y Wallis, 1952). Con un nivel de significancia menor al 5 %, podemos rechazar la hipótesis nula.

El resultado confirma la existencia de diferencias significativas en el consumo de energía de los grupos analizados. Estos resultados están en la misma línea de Castellet-Viciano et al. (2018) quienes destacan la importancia de las políticas de mantenimiento para reducir el consumo de energía y garantizar la eficiencia de los procesos de tratamiento de aguas residuales en su conjunto.

Conclusiones

La Directiva Europea 91/271 estableció la necesidad del tratamiento biológico de las aguas residuales e implicó un proceso intensivo de construcción de plantas de tratamiento de aguas residuales (EDAR) en varios países europeos. En la actualidad muchas de estas infraestructuras están próximas o superan la vida útil para la que fueron diseñadas, en consecuencia, presentan problemas importantes de deterioro. En este contexto, ha aumentado el interés por parte de operadores públicos y privados de entender las implicaciones económicas del proceso de deterioro y envejecimiento de los distintos activos que componen estas infraestructuras. Diseñar herramientas para monitorizar y proyectar los costes económicos asociados a los mantenimientos permite disminuir la incertidumbre ante la toma de decisiones por parte de los operadores, así como ayuda a desarrollar políticas orientadas a minimizar las consecuencias del deterioro, garantizando en última instancia la sostenibilidad de las instalaciones.

En el estudio llevado a cabo se modelizan los costes de mantenimiento asociados al envejecimiento de las EDARs. Se observa que los costes dedicados a los mantenimientos incrementan un 17 % a lo largo del periodo analizado. A partir de un total de 255 infraestructuras se obtiene una función de costes a lo largo de un periodo de 5 años, entre las variables explicativas del modelo encontramos que el transcurso del tiempo y las condiciones operacionales de la planta influyen de manera crucial en la formación de estos costes, concretamente, el volumen de agua tratada y la DQO retirada. Una mayor carga operacional puede repercutir en mayores averías y reparaciones en los equipos que forman estas infraestructuras, aumentando sensiblemente los costes anuales dedicados a este tipo de mantenimientos. Además, los efectos del deterioro causado por el transcurso del tiempo son muy negativos para los equipos aumentando sus probabilidades de rotura. Disponer de una función de costes permite a los operadores realizar ajustes en los mantenimientos preventivos con tal de disminuir los costes dedicados a averías.

Un mayor volumen de agua residual tratada puede afectar a unos mayores costes de mantenimiento, sin embargo, numerosos estudios señalan que los efectos de la presencia de economías de escala en el sector repercutirían en unos menores costes operacionales. En este sentido, unas mayores dimensiones de planta conseguirían menores costes en el proceso (€/m³). Si bien, existe una amplia discusión en la comunidad científica al respecto de descentralizar o centralizar el sector de la depuración de aguas residuales con tal de lograr mayores eficiencias. La presencia de economías de escala en el sector está directamente relacionada con la evaluación de la eficiencia. Analizar este factor desde la perspectiva económica del

mantenimiento puede resultar relevante para ayudar a los operadores a escoger el diseño óptimo de estas infraestructuras. Por este motivo, este estudio continúa con el análisis de los costes operacionales y su influencia en la eficiencia de las EDARs ante la presencia de economías de escala. A partir de una muestra de 217 EDARs que usan aireación prolongada en el proceso de depuración, se aplica un modelo radial con el objetivo de obtener índices de eficiencia globales para cada infraestructura. Los resultados revelan que los grupos de EDARs de mayores dimensiones ofrecen promedios de eficiencia más elevados.

Dividiendo la muestra en 3 grupos se obtiene que las EDARs que tratan más de 50.000 habitantes equivalentes obtienen un promedio de 0,9, las plantas que tratan entre 8.000 y 50.000 habitantes equivalentes, obtienen un promedio de 0,75. Finalmente, el grupo de plantas de reducidas dimensiones (entre 500 y 8.000 habitantes equivalentes) obtiene el menor de los resultados, 0,48. Esta tendencia es corroborada por un análisis de correlación, confirmando que existe una clara relación entre la eficiencia de las plantas analizadas y los costes operacionales por habitante equivalente tratado. Siguiendo con el análisis, con tal comprender el alcance de las economías de escala se realizan subgrupos según habitantes equivalentes tratados, además el comportamiento de cada uno de los costes puede resultar relevante, por lo cual se desagregan los distintos inputs que intervienen en el proceso.

Para obtener índices de eficiencia desagregados se aplica un modelo de eficiencia no radial. Los resultados muestran que las economías de escala están presentes en las EDARs que tratan a partir de 3.000 habitantes equivalentes. Esta referencia implicaría el límite de tamaño para la dimensión óptima de una planta de tratamiento de aguas residuales. Esto representa un cambio de enfoque para los sistemas de tratamiento en poblaciones pequeñas considerado en la Directiva 91/271/CEE. La recomendación sería que los asentamientos urbanos más pequeños deberían tener que crear comunidades para alcanzar un umbral mínimo para garantizar la eficiencia en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales. Además, se observa que la energía y el mantenimiento son dos aspectos importantes para considerar, si bien los índices obtenidos para los costes de mantenimiento para los tamaños que oscilan entre 3.000 y 8.000 habitantes equivalentes muestra cierta heterogeneidad.

Sabemos que las averías de los distintos activos que componen estas infraestructuras implican un aumento en los costes de reparación. En consecuencia, las políticas de mantenimiento preventivo pueden resultar las mejores estrategias para reducir las reparaciones y conseguir mayores eficiencias en las infraestructuras. En este sentido, entendemos el mantenimiento preventivo como el conjunto de tareas dedicadas a la conservación, revisión y limpieza de los

distintos activos. Su objetivo principal es garantizar el correcto funcionamiento de los equipos a la vez que disminuir la probabilidad de averías y, en consecuencia, los costes dedicados a las reparaciones.

A continuación, se estudia esta posible relación a partir de una muestra de 52 EDARs ubicadas en España. Para ello, se obtienen los costes de personal, consumos energéticos, y los costes desagregados de los mantenimientos correctivos y preventivos. Además, se tienen en cuenta los contaminantes que retiran las EDARs con el fin de calcular la eficiencia global de la planta. Tras dividir la muestra en grupos, según el porcentaje que dedican a los mantenimientos preventivos, los resultados muestran que aquellas EDARs que mayor coste dedican a los mantenimientos preventivos obtienen una mayor eficiencia global. En este caso, el grupo que gasta menos del 4 % de los costes operativos en mantenimiento preventivo, obtiene un índice de eficiencia de 0,52. Mientras tanto, el Grupo que dedica entre el 4 % y el 8 % de los costes operacionales al mantenimiento preventivo obtiene un índice de eficiencia promedio de 0,60. Finalmente, el grupo de EDARs que dedica más del 8 % de los costes operacionales al mantenimiento preventivo obtiene un índice de eficiencia más elevado, 0,68.

En este sentido, los resultados indican que existe una relación entre las tareas de mantenimiento preventivo y la eficiencia de las plantas. Cuanto mayor es el porcentaje dedicado al mantenimiento preventivo, más eficientes son las plantas. Estos resultados pueden venir explicados por el menor gasto en reparaciones y averías de estas infraestructuras. En este sentido, los resultados muestran una correlación negativa entre los costes del mantenimiento preventivo y los costes dedicados a las reparaciones, concretamente de -0,401. Por lo tanto, el aumento en los costes de mantenimiento preventivo implica una disminución en los costes de reparación, y viceversa. Este hecho es relevante, ya que el mantenimiento planificado tiene un impacto positivo en la reducción de los costes de reparación en las plantas evaluadas.

Además, otro aspecto a mencionar es la influencia de los mantenimientos preventivos en el consumo de energía, el deterioro progresivo de los equipos repercute en un mayor consumo de energía. Los resultados obtenidos muestran que las instalaciones que mayor gasto realizan en mantenimientos preventivos consiguen menores consumos energéticos. Este hallazgo es relevante debido a que los costes de energía en EDARs suponen entre un 25 % y 56 % de los costes operacionales y, además, pone de manifiesto la importancia de las políticas de mantenimiento para reducir el consumo de energía y garantizar la eficiencia de los procesos de tratamiento de aguas residuales en su conjunto.



Referencias

- Abbott, M., Cohen, B., 2009. Productivity and efficiency in the water industry. *Util. Pol.* 17, 233–244.
- AEAS. (2014). In Asociación Española de Abastecimiento de Agua y Saneamiento (Ed.), XIII encuesta de suministro de agua potable y saneamiento en España: El déficit de inversión provoca el deterioro de las infraestructuras del agua
- AEAS. (2016). In Asociación Española de Abastecimiento de Agua y Saneamiento (Ed.), XIV encuesta de suministro de agua potable y saneamiento en España: El envejecimiento de las infraestructuras de los servicios de agua potable y saneamiento apremia a realizar un esfuerzo inversor sostenido
- Alegre, H., Covas, D., Monteiro, A. J., & Duarte, P. Water infrastructure asset management: A methodology to define investment prioritization. *8th Annual Water Distribution Systems Analysis Symposium 2006*, pp. 29.
- Alegre, H., & do Ceu Almeida, M. (2009). *Strategic asset management of water supply and wastewater infrastructures* IWA Publishing.
- Allbee, S. (2005). America's pathway to sustainable water and wastewater systems. *Water Asset Management International*, 1(1), 9-14.
- Qasem, A., Zayed, T., & Chen, Z. (2010). A condition rating system for wastewater treatment plants infrastructures. *International Journal of Civil and Environmental Engineering*, 2(3), 155-160.
- Aristovnik, A. (2015). Regional performance measurement of healthcare systems in the EU: A non-parametric approach. *Lex Localis*, 13(3), 579-593.
- Asano, T., Smith, R. G., & Tchobanoglous, G. (1985). Municipal wastewater: Treatment and reclaimed water characteristics. In G. S. Pettygrove, & T. Asano (Eds.), *Irrigation with reclaimed municipal wastewater-A guidance manual* (pp. 1-25). Chelsea, Mississippi: Lewis Publishers Inc.
- Baeza, J. A., Gabriel, D., & Lafuente, J. (2004). Effect of internal recycle on the nitrogen removal efficiency of an anaerobic/anoxic/oxic (A2/O) wastewater treatment plant (WWTP). *Process Biochemistry*, 39(11), 1615-1624.
- Banker, R. D. (1984). Estimating most productive scale size using data envelopment analysis. *European Journal of Operational Research*, 17(1), 35-44.
- Benedetti, L., De Keyser, W., Nopens, I., & Vanrolleghem, P. A. (2010). Probabilistic modelling and evaluation of wastewater treatment plant upgrades in a water quality based evaluation context. *Journal of Hydroinformatics*, 12(4), 380-398.
- Berg, S. V. (2013). Advances in benchmarking to improve water utility operations: a review of six IWA books. *Water Policy*, 15(2), 325-333.

- Biehl, W. H., & Inman, J. A. (2010). Energy optimization for water systems. *Journal-American Water Works Association*, 102(6), 50-55.
- Blum, H. (2014). The economic efficiency of energy-consuming equipment: a DEA approach. *Energy Efficiency*, 8(2), 281-298.
- Breusch, T. S., & Pagan, A. R. (1979). A simple test for heteroscedasticity and random coefficient variation. *Econometrica: Journal of the Econometric Society*, 1287-1294.
- Brown, R. E., & Willis, H. L. (2006). The economics of aging infrastructure. *IEEE Power and Energy Magazine, IEEE*, 4(3), 36-43.
- Byrnes, J., Crase, L., Dollery, B., & Villano, R. (2010). The relative economic efficiency of urban water utilities in regional New South Wales and Victoria. *Resource and Energy Economics*, 32(3), 439-455.
- Carvalho, P., Pedro, I., & Marques, R. C. (2015). The most efficient clusters of Brazilian water companies. *Water Policy*, 17(5), 902-917.
- Carvalho, P., & Marques, R. C. (2014). Computing economies of vertical integration, economies of scope and economies of scale using partial frontier nonparametric methods. *European Journal of Operational Research*, 234(1), 292-307.
- Casey, R., Boulos, P. F., Orr, C. H., & Bros, C. M. (2008). Valve criticality modeling. In *Water Distribution Systems Analysis Symposium 2006* (pp. 1-8).
- Castellet Viciano, L. (2019). Evaluación del comportamiento energético de las estaciones depuradoras de aguas residuales: Una aproximación económica.
- Castellet-Viciano, L., Torregrossa, D., & Hernández-Sancho, F. (2018). The relevance of the design characteristics to the optimal operation of wastewater treatment plants: Energy cost assessment. *Journal of environmental management*, 222, 275-283.
- Castellet-Viciano, L., Hernández-Chover, V., & Hernández-Sancho, F. (2018). Modelling the energy costs of the wastewater treatment process: The influence of the aging factor. *Science of the Total Environment*, 625, 363-372.
- Cesaroni, G., & Giovannola, D. (2015). Average-cost efficiency and optimal scale sizes in non-parametric analysis. *European Journal of Operational Research*, 242(1), 121-133.
- Chakraborty, S. (2015). Evaluating the efficiency of the banks in India during the pre & post-recession period using DEA approach. *International Journal of Applied Engineering Research*, 10(14), 34919-34934.
- Charnes, A., Cooper, W. W., Lewin, A. Y. and Seiford, L. (1994) *Data Envelopment Analysis: Theory, Methodology, and Applications*, Springer Netherlands.
- Charnes, A., Cooper, W. W., & Rhodes, E. (1978). Measuring the efficiency of decision making units. *European Journal of Operational Research*, 2(6), 429-444.



- Chauhan, N. S., Mohapatra, P. K. J., & Pandey, K. P. (2006). Improving energy productivity in paddy production through benchmarking—An application of data envelopment analysis. *Energy Conversion and Management*, 47(9–10), 1063-1085.
- Christopoulos, A. G., Dokas, I. G., Katsimardou, S., & Vlachogiannatos, K. (2015). Investigation of the relative efficiency for the Greek listed firms of the construction sector based on two DEA approaches for the period 2006-2012. *Operational Research*, 1-22.
- Kleinbaum, D. G., Kupper, L. L., Nizam, A., & Rosenberg, E. S. (2013). Applied regression analysis and other multivariable methods. Nelson Education.
- Davis, P., Sullivan, E., Marlow, D., & Marney, D. (2013). A selection framework for infrastructure condition monitoring technologies in water and wastewater networks. *Expert Systems with Applications*, 40(6), 1947-1958.
- Dodge, Y. (2008). The concise encyclopedia of statistics. Springer Science & Business Media.
- Fabrizi, P., & Fraquelli, G. (2000). Costs and Structure of Technology in the Italian Water Industry. *Empirica*, 27(1), 65-82.
- Färe, R. and Lovell, C. A. K. (1978) Measuring the technical efficiency of production, *Journal of Economic Theory*, 19, 150-62.
- Foley, A. (2005). Benchmarking asset management. *Water Asset Management International*, 1, 1-22.
- Fonfría, R. S., Sans, R., & de Pablo Ribas, J. (1989). *Ingeniería ambiental: Contaminación y tratamientos* (Vol.28). Marcombo.
- Fraquelli, G. and Giandrone, R. (2003). Reforming the wastewater treatment sector in Italy: Implications of plant size, structure, and scale economies. *Water Resources Research*, 39
- Gauthier, T. D. (2001). Detecting trends using Spearman's rank correlation coefficient. *Environmental Forensics*, 2(4), 359-362.
- Greene, R. H., Casada, D. A., & Ayers, C. W. (1995). Detection of pump degradation (No. NUREG/CR--6089). Nuclear Regulatory Commission.
- Guerrini, A., Romano, G., Leardini, C., & Martini, M. (2015). Measuring the efficiency of wastewater services through data envelopment analysis. *Water Science and Technology*, 71(12), 1845-1851.
- Guo, T., Englehardt, J., & Wu, T. (2014). Review of cost versus scale: water and wastewater treatment and reuse processes. *Water Science and Technology*, 69(2), 223-234.
- Gupta, S., Kumar, S., & Sarangi, G. K. (2012). Measuring the performance of water service providers in urban India: implications for managing water utilities. *Water Policy*, 14(3), 391-408.
- Al-Barqawi, H., & Zayed, T. (2006). Condition rating model for underground infrastructure sustainable water mains. *Journal of Performance of Constructed Facilities*, 20(2), 126-135.

- Hendricks, M. D., Meyer, M. A., Gharaibeh, N. G., Van Zandt, S., Masterson, J., Cooper Jr, J. T., ... & Berke, P. (2018). The development of a participatory assessment technique for infrastructure: Neighborhood-level monitoring towards sustainable infrastructure systems. *Sustainable cities and society*, 38, 265-274.
- Hernández-Chover, V., Castellet-Viciano, L., & Hernández-Sancho, F. (2019). Cost analysis of the facilities deterioration in wastewater treatment plants: A dynamic approach. *Sustainable Cities and Society*, 49, 101613.
- Hernandez-Sancho, F., Molinos-Senante, M., & Sala-Garrido, R. (2011). Cost modelling for wastewater treatment processes. *Desalination*, 268(1-3), 1-5.
- Hernández-Sancho, F., & Sala-Garrido, R. (2009). Technical efficiency and cost analysis in wastewater treatment processes: A DEA approach. *Desalination*, 249(1), 230-234.
- Hollingsworth, B. (2008). The measurement of efficiency and productivity of health care delivery. *Health Economics*, 17(10), 1107-1128.
- Hu, J., Zhang, L., & Liang, W. (2012). Opportunistic predictive maintenance for complex multi-component systems based on DBN-HAZOP model. *Process Safety and Environmental Protection*, 90(5), 376-388.
- Hudson, W. R., Haas, R., & Uddin, W. (1997). *Infrastructure Management-Design, Construction, Maintenance, Rehabilitation, Renovation* (No. BOOK).
- Hukka, J. J., & Katko, T. S. (2015). Resilient asset management and governance for deteriorating water services infrastructure. *Procedia Economics and Finance*, 21, 112-119.
- Hwang, S., Chen, C., Chen, Y., Lee, H., & Shen, P. (2013). Sustainable design performance evaluation with applications in the automobile industry: Focusing on inefficiency by undesirable factors. *Omega*, 41(3), 553-558.
- Johnson, J. L. (2006, October). Our Infrastructure is Aging and Maintenance Costs are Rising-- Extending the Life Expectancy of Transmission Lines Through the Use of Data, Inspection and Planning. In *ESMO 2006-2006 IEEE 11th International Conference on Transmission & Distribution Construction, Operation and Live-Line Maintenance*. IEEE.
- Kacprzak, M., Neczaj, E., Fijałkowski, K., Grobelak, A., Grosser, A., Worwag, M., . . . Singh, B. R. (2017). Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. *Environmental Research*, 156, 39-46.
- Kleiner, Y. (2001). Optimal scheduling of rehabilitation and inspection/condition assessment in large buried pipes. In *Proceedings of the 4th International Conference on Water Pipeline Systems--Managing Pipeline Assets in an Evolving Market* (Vol. 181, p. 197).
- Kleiner, Y., & Rajani, B. (2002, November). Modeling the deterioration of water mains and planning their renewal. In *Infra 2002 Int. Conf. on Urban Infrastructure* (pp. 1-13).
- Koenker, R., & Bassett, G. (1982). Robust tests for heteroscedasticity based on regression quantiles. *Econometrica*, 50(1), 43-61.



- Kong, J. S., & Frangopol, D. M. (2005). Probabilistic optimization of aging structures considering maintenance and failure costs. *Journal of Structural Engineering*, 131(4), 600-616.
- Koppinen, T., & Rosqvist, T. Optimal and dynamic asset management in infrastructure sector. *CME 2007 Conference - Construction Management and Economics: 'Past, Present and Future'*, pp. 483-492.
- Kruskal, W. H., & Wallis, W. A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47(260), 583-621.
- Kulshrestha, M., & Vishwakarma, A. (2013). Efficiency evaluation of urban water supply services in an Indian state. *Water Policy*, 15(1), 134-152.
- Lee, B.L., Worthington, A.C., 2016. A network DEA quantity and quality-orientated production model: an application to Australian university research services. *Omega (United Kingdom)* 60, 26–33.
- Leemann, A., Lothenbach, B., Siegrist, H., & Hoffmann, C. (2010). Influence of water hardness on concrete surface deterioration caused by nitrifying biofilms in wastewater treatment plants. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 64(6), 489-498.
- Io Storto, C. (2013). Are Public-Private Partnerships a Source of Greater Efficiency in Water Supply? Results of a Non-Parametric Performance Analysis Relating to the Italian Industry. *Water*, 5(4), 2058-2079.
- Io Storto, C. (2015). The trade-off between cost efficiency and public service quality: A non-parametric frontier analysis of Italian major municipalities. *Cities*. 51, 52-63.
- Marlow, D. R. (2010). Sustainability-based asset management in the water sector. In J. E. Amadi-Echendu, K. Brown, R. Willett & J. Mathew (Eds.), *Definitions, concepts and scope of engineering asset management* (pp. 261-275). London: Springer London.
- Marques, R. C. (2008). Measuring the total factor productivity of the portuguese water and sewerage services. *Economia Aplicada*, 12(2), 215.
- Medal-Bartual, A., Garcia-Martin, C., & Sala-Garrido, R. (2012). Efficiency analysis of small franchise enterprises through a DEA metafrontier model. *Service Industries Journal*, 32(15), 2421-2434.
- Mohammadian, S. H., Aït-Kadi, D., & Routhier, F. (2010). Quantitative accelerated degradation testing: Practical approaches. *Reliability Engineering & System Safety*, 95(2), 149-159.
- Molinos-Senante, M., Gómez, T., Caballero, R., & Sala-Garrido, R. (2014). Assessment of the economic efficiency of wastewater treatment plants: A metafrontier approach. *Revista De Estudios Regionales*, (100), 83-100.
- Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F., & Sala-Garrido, R. (2013). Benchmarking in wastewater treatment plants: a tool to save operational costs. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 16(1), 149-161.

- Morales, M., & Heaney, J. (2015). Benchmarking Nonresidential Water Use Efficiency Using Parcel-Level Data. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 142(3), 04015064.
- Mufioz, I., Malato, S., Rodriguez, A., & Domenech, X. (2008). Integration of environmental and economic performance of processes. case study on advanced oxidation processes for wastewater treatment. *Journal of Advanced Oxidation Technologies*, 11(2), 270-275.
- Nauges, C., & Berg, C. (2008). Economies of density, scale and scope in the water supply and sewerage sector: a study of four developing and transition economies. *Journal of Regulatory Economics*, 34(2), 144-163.
- Njiraini, G. W., & Guthiga, P. M. (2013). Are Small-Scale Irrigators Water Use Efficient? Evidence from Lake Naivasha Basin, Kenya. *Environmental management*, 52, 1192-1201.
- Moreno, D. F. P., Moreno, V. E. L., & Burgos, M. R. (2009). Influencia de los ciclos hielo–deshielo en la resistencia del concreto (caso Tunja). *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8(15 Sup. 1), 95-110.
- Panepinto, D., Fiore, S., Zappone, M., Genon, G., & Meucci, L. (2016). Evaluation of the energy efficiency of a large wastewater treatment plant in Italy. *Applied Energy*, 161, 404-411.
- Piratla, K. R., Yerri, S. R., Yazdekhesti, S., Cho, J., Koo, D., & Matthews, J. C. (2015). Empirical analysis of water-main failure consequences. *Procedia Engineering*, 118, 727-734.
- Sulzer Pumps. (2013). *Sulzer centrifugal pump handbook*. Elsevier.
- Puth, M., Neuhäuser, M., & Ruxton, G. D. (2015). Effective use of spearman's and kendall's correlation coefficients for association between two measured traits. *Animal Behaviour*, 102, 77-84.
- Qasemi-Kordkheili, P., Asoodar, M. A., & Kazemi, N. (2014). Application of a non-parametric method to analyze energy consumption for orange production. *Agricultural Engineering International: CIGR Journal*, 16(1), 157-166.
- Racoviceanu, A. I., Karney, B. W., Kennedy, C. A., & Colombo, A. F. (2007). Life-cycle energy use and greenhouse gas emissions inventory for water treatment systems. *Journal of Infrastructure Systems*, 13(4), 261-270.
- Rącz, V. J., & Vestergaard, N. (2016). Productivity and efficiency measurement of the Danish centralized biogas power sector. *Renewable Energy*, 92, 397-404.
- Rahman, S., & Search for: Vanier, D. J. (2004). Life cycle cost analysis as a decision support tool for managing municipal infrastructure. 1–12.
- Ramalho, R. S. (1996). *Tratamiento de aguas residuales*. Reverté.
- Rogers, P. D., & Grigg, N. S. (2008). Failure assessment model to prioritize pipe replacement in water utility asset management. In *Water Distribution Systems Analysis Symposium 2006* (pp. 1-17).



- Rojas, J., & Zhelev, T. (2012). Energy efficiency optimisation of wastewater treatment: Study of ATAD. *Computers & Chemical Engineering*, 38, 52-63.
- Saal, D. S., Arocena, P., Maziotis, A., & Triebs, T. (2013). Scale and scope economies and the efficient vertical and horizontal configuration of the water industry: A survey of the literature. *Review of Network Economics*, 12(1), 93-129.
- Sala-Garrido, R., Hernández-Sancho, F., & Molinos-Senante, M. (2012). Assessing the efficiency of wastewater treatment plants in an uncertain context: A DEA with tolerances approach. *Environmental Science and Policy*, 18, 34-44.
- Salman, B. (2010). Infrastructure management and deterioration risk assessment of wastewater collection systems University of Cincinnati. (Doctoral dissertation, University of Cincinnati).
- Scheidegger, A., Hug, T., Rieckermann, J., & Maurer, M. (2011). Network condition simulator for benchmarking sewer deterioration models. *Water Research*, 45(16), 4983-4994.
- Souris, J. P. (1990). La maintenance, source de profits. Éd. d'Organisation.
- Speelman, S., D'Haese, M., Buysse, J., & D'Haese, L. (2008). A measure for the efficiency of water use and its determinants, a case study of small-scale irrigation schemes in North-West Province, South Africa. *Agricultural Systems*, 98(1), 31-39.
- Stapelberg, R. F. Infrastructure systems interdependencies and risk informed decision making (RIDM): Impact scenario analysis of infrastructure risks induced by natural, technological and intentional hazards. *WMSCI 2007 - the 11th World Multi-Conference on Systemics, Cybernetics and Informatics, Jointly with the 13th International Conference on Information Systems Analysis and Synthesis, ISAS 2007 - Proc.*, 4. pp. 281-287.
- Stewart, C., Matousek, R., & Nguyen, T. N. (2016). Efficiency in the vietnamese banking system: A DEA double bootstrap approach. *Research in International Business and Finance*, 36, 96-111.
- Sueyoshi, T., & Wang, D. (2014). Sustainability development for supply chain management in U.S. petroleum industry by DEA environmental assessment. *Energy Economics*, 46, 360-374.
- Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R., & Burton, F. (2013). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery* (5th ed.). New York: McGraw-Hill Education.
- Terrazas, E., Vázquez, A., Briones, R., Lázaro, I., & Rodríguez, I. (2010). EC treatment for reuse of tissue paper wastewater: Aspects that affect energy consumption. *Journal of Hazardous Materials*, 181(1-3), 809-816.
- Thanassoulis, E. (2000). The use of data envelopment analysis in the regulation of UK water utilities: Water distribution. *European Journal of Operational Research*, 126(2), 436-453.
- Trapote, A., Albaladejo, A., & Simón, P. (2014). Energy consumption in an urban wastewater treatment plant: The case of murcia region (spain). *Civil Engineering and Environmental Systems*, 31(4), 304-310.

- Tone, K. (2001). A slacks-based measure of efficiency in data envelopment analysis. *European Journal of Operational Research*, 130(3), 498-509.
- Torres, M., & Morrison Paul, C. J. (2006). Driving forces for consolidation or fragmentation of the US water utility industry: A cost function approach with endogenous output. *Journal of Urban Economics*, 59(1), 104-120.
- Troyanskaya, O. G., Garber, M. E., Brown, P. O., Botstein, D., & Altman, R. B. (2002). Nonparametric methods for identifying differentially expressed genes in microarray data. *Bioinformatics*, 18(11), 1454-1461.
- Tsagarakis, K. P., Mara, D. D., & Angelakis, A. N. (2003). Application of cost criteria for selection of municipal wastewater treatment systems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 142(1-4), 187-210.
- Turkmenler, H., & Aslan, M. (2017). An evaluation of operation and maintenance costs of wastewater treatment plants: Gebze wastewater treatment plant sample. *Desalination and Water Treatment*, 76, 382-388.
- Oa, S. W., Choi, E., Kim, S. W., Kwon, K. H., & Min, K. S. (2009). Economical and technical efficiencies evaluation of full scale piggery wastewater treatment BNR plants. *Water Science and Technology*, 59(11), 2159-2165.
- Okoh, P. (2015). Maintenance grouping optimization for the management of risk in offshore riser system. *Process Safety and Environmental Protection*, 98, 33-39.
- Osinski, I. C., & Costas, C. S. L. (2018). Análisis de datos en investigación. primeros pasos Universidad Miguel Hernández.
- Van der Lei, T., Herder, P., & Wijnia, Y. (2014). *Asset management: The state of the art in europe from a life cycle* Springer.
- Verbert, K., De Schutter, B., & Babuška, R. (2017). Timely condition-based maintenance planning for multi-component systems. *Reliability Engineering & System Safety*, 159, 310-321.
- Viton, P. A. (1986). The question of efficiency in urban bus transportation. *Journal of Regional Science*, 26(3), 499-513.
- Vitorino, D., Coelho, S. T., Santos, P., Sheets, S., Jurkovic, B., & Amado, C. (2014). A Random Forest algorithm applied to condition-based wastewater deterioration modeling and forecasting. *Procedia Engineering*, 89, 401-410.
- Wang, J., & Hu, H. (2006). Vibration-based fault diagnosis of pump using fuzzy technique. *Measurement*, 39(2), 176-185.
- Wang, Y., & Han, T. (2016). Applying non-radial DEA on undesirable outputs for sustainability. Paper presented at the *2016 12th International Conference on Natural Computation, Fuzzy Systems and Knowledge Discovery (ICNC-FSKD)*, pp. 757-761.
- Warne, R. T. (2016). Testing spearman's hypothesis with advanced placement examination data. *Intelligence*, 57, 87-95.



- Wendland, A., & Ozoguz, Y. (2005). Operation costs of wastewater treatment plants. *Ahrensburg, Germany*.
- Worthington, A. C., & Higgs, H. (2014). Economies of scale and scope in Australian urban water utilities. *Utilities Policy*, 31, 52-62.
- Yagi, M., Fujii, H., Hoang, V., & Managi, S. (2015). Environmental efficiency of energy, materials, and emissions. *Journal of Environmental Management*, 161, 206-218.
- Yerri, S. R., Piratla, K. R., Matthews, J. C., Yazdekhashti, S., Cho, J., & Koo, D. (2017). Empirical analysis of large diameter water main break consequences. *Resources, Conservation and Recycling*, 123, 242–248.
- Younis, R., & Knight, M. A. (2010). A probability model for investigating the trend of structural deterioration of wastewater pipelines. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 25, 670–680.
- Zhang Zhang, X., Cao, J., Li, J., Deng, S., Zhang, Y., & Wu, J. (2015). Influence of sewage treatment on China ' s energy consumption and economy and its performances. *Renewable and Sustainable Energy Review*, 49, 1009–1018.
- Zhong, W., Yuan, W., Li, S. X., & Huang, Z. (2011). The performance evaluation of regional R&D investments in China: An application of DEA based on the first official China economic census data. *Omega*, 39(4), 447-455.
- Zhou, P., Ang, B. W., & Poh, K. L. (2008). A survey of data envelopment analysis in energy and environmental studies. *European Journal of Operational Research*, 189(1), 1-18.

ANEXOS

Anexo A: Test estadísticos e hipótesis básicas del modelo de regresión

Tabla 16 Contraste de normalidad. Kolmogorov-Smirnov

| | | Costes de Mantenimiento |
|------------------------------------|---------------------|-------------------------|
| N | | 1275 |
| Parámetros normales ^{a,b} | Media | 0,1087 |
| | Desviación estándar | 0,12705 |
| Estadístico de prueba | | 0,211 |
| Sig. asintótica (bilateral) | | 0,000 ^c |

^a Hipótesis nula, los datos de la muestra tienen una distribución normal

Tabla 17 Test de correlación. Spearman

| | Costes de Mantenimiento | Edad |
|-----------------------------|-------------------------|---------|
| Coefficiente de correlación | 1 | 0,316** |
| Sig. (bilateral) | | 0,002 |
| N | 1275 | 1275 |

** Correlación es significativa al nivel 0,01 (2-colas).

Tabla 18 Test de normalidad y no correlación para los residuos. Kolmogorov-Smirnov y Durbin-Watson.

| Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra | |
|---|--------------------|
| N | 1275 |
| Sig. asintótica (bilateral) ^a | 0,192 ^c |
| Durbin-Watson | 1,8601 |

^a Hipótesis nula, los residuos tienen una distribución normal

Tabla 19 Diagnóstico de multicolinealidad

| | Tolerancia | VIF |
|-----------------|------------|--------|
| Caudal (m3/año) | 0,5130 | 1,9489 |
| DQO (Kg/año) | 0,5133 | 1,9478 |
| Edad | 0,9988 | 1,0011 |

Tabla 20 Test de Homocedasticidad

| Prueba de Breusch-Pagan | |
|-------------------------|--------------------|
| Chi-cuadrado | 0,692 ^c |
| p-valor ^a | 0,374 |

^a Hipótesis nula, la varianza de los residuos es constante

Figura 10 Diagrama de residuos estandarizados. Año 2008

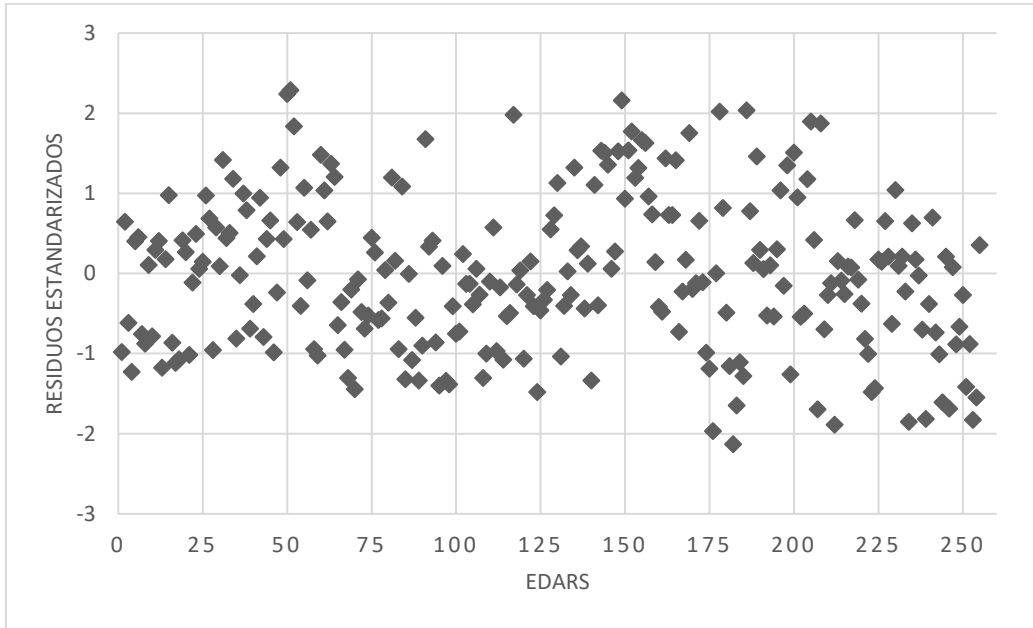


Figura 11 Diagrama de residuos (%) año 2009

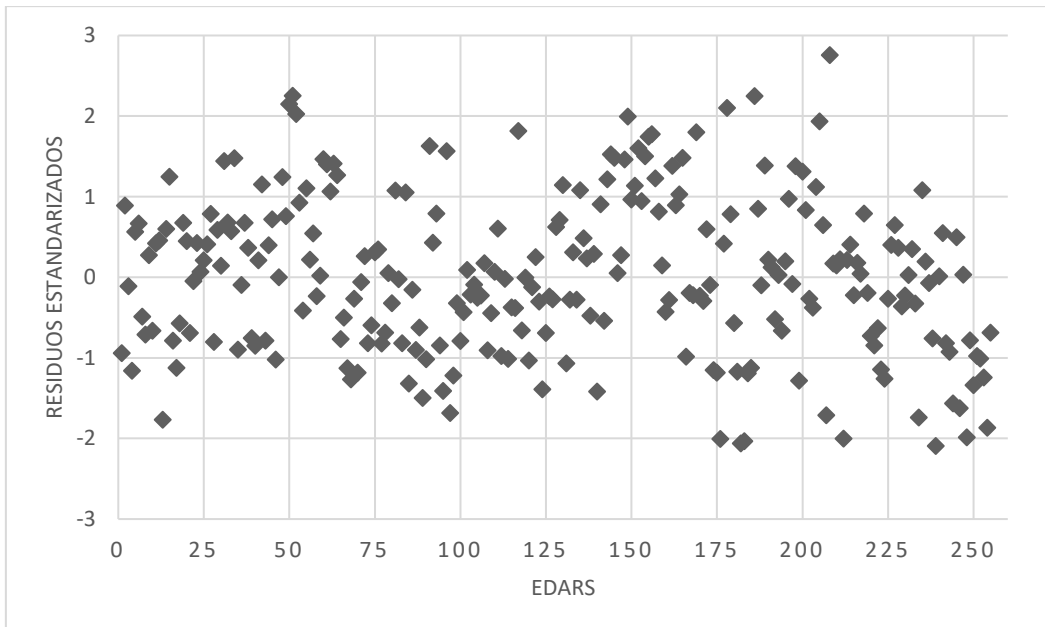


Figura 12 Diagrama de residuos (%) año 2010

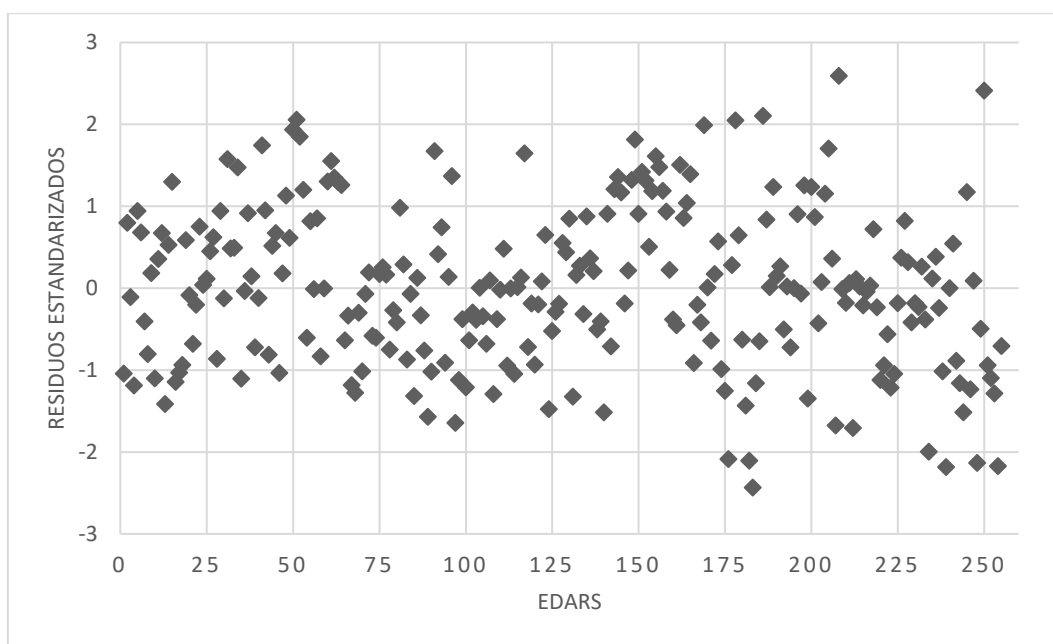


Figura 13 Diagrama de residuos (%) año 2011

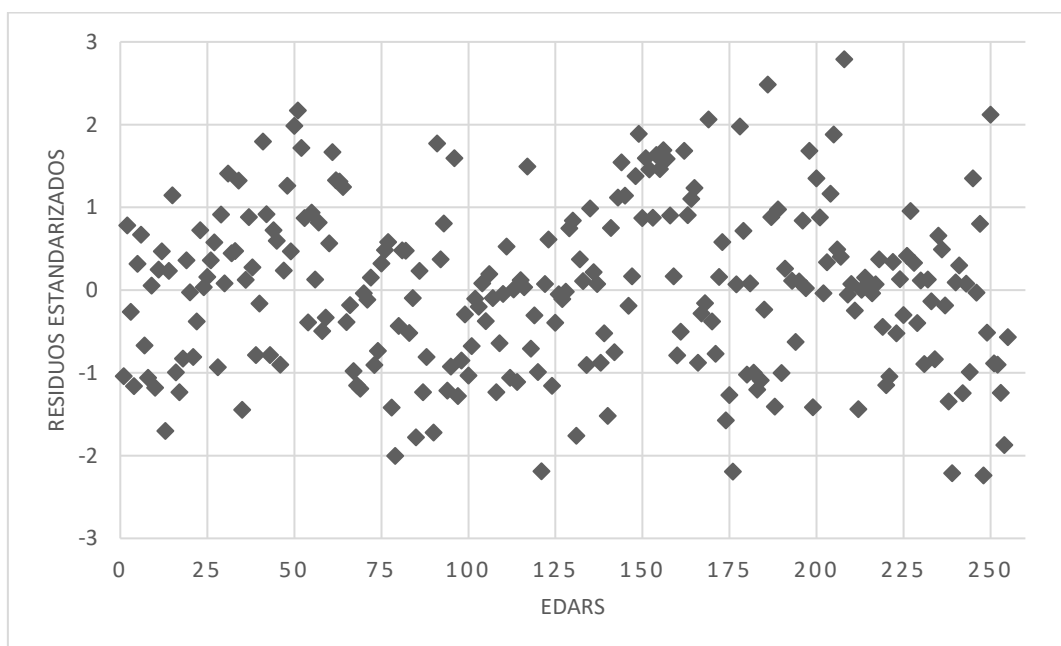


Figura 14 Diagrama de residuos (%) año 2012

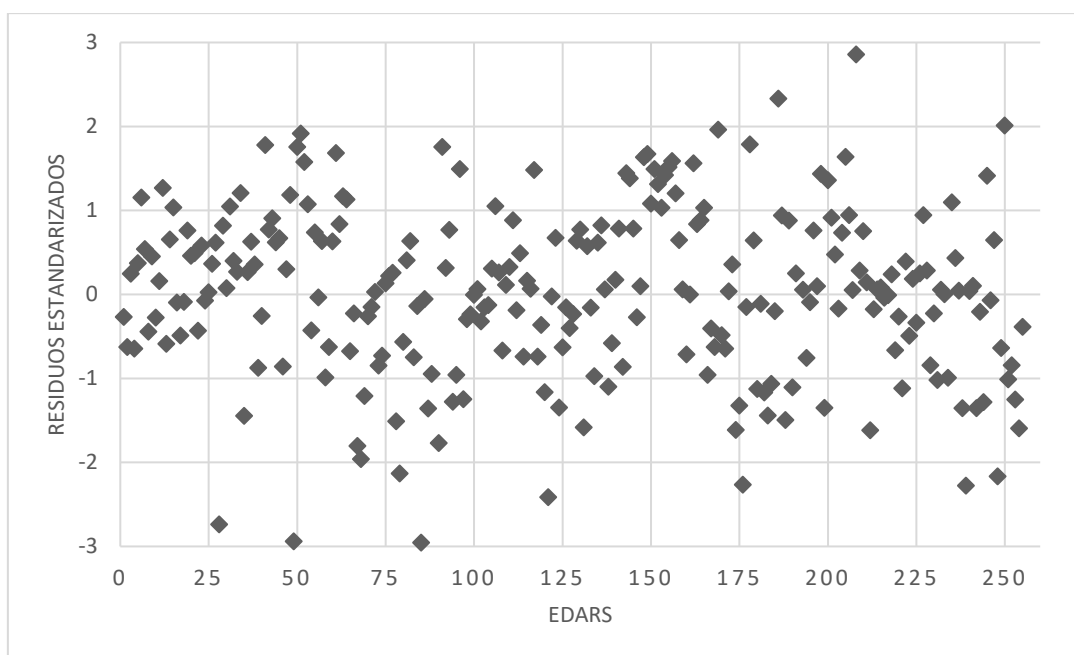


Tabla 21 Características técnicas de las EDARs proyectadas

| Id | Caudal tratado (m3/año) | DQO (Kg/año) | SS (Kg/año) | h.e | Tecnología | Línea de agua | Línea de fangos | Shape | Proyección |
|-----------|-------------------------|--------------|-------------|------|------------|---------------|-----------------|-------|-------------|
| EDAR 1211 | 310.244 | 242.301 | 111.998 | 117 | Soplantes | AP | ER | ⊗ | 1 - 30 años |
| EDAR36 | 18.618 | 12.083 | 5.176 | 242 | Aireadores | AP | ER | ● | |
| EDAR 268 | 62.449 | 22.107 | 8.368 | 433 | Soplantes | AP | ER | ▲ | |
| EDAR 17 | 103.561 | 116.920 | 72.286 | 1608 | Soplantes | AP | ER | ■ | |
| EDAR 193 | 556.647 | 234.348 | 111.886 | 5844 | Soplantes | AP | SM | ◆ | |

Anexo B: Test estadísticos aplicados en economías de escala

Tabla 22 Resultado Kruskal-Wallis para los grupos (según h.e); 1, 2 y 3.

| Rangos | | | |
|---------------------------------------|--------|----------------|--------|
| Grupo | N | Rango promedio | |
| BCC-I | 1 | 182 | 98,51 |
| | 2 | 29 | 159,76 |
| | 3 | 6 | 182,00 |
| | Total | 217 | |
| Estadísticos de prueba ^{a,b} | | | |
| BCC-I | | | |
| Chi-cuadrado | 32,296 | | |
| gl | 2 | | |
| Sig. asintótica | 0,000 | | |
| a. Prueba de Kruskal Wallis | | | |
| b. Variable de agrupación: Grupo | | | |

Tabla 23 Resultado Kruskal-Wallis para grupos 1A - 1B - 1C

| Rangos | | | |
|---|-------|--------|----------------|
| Grupo | | N | Rango promedio |
| RM | 1 | 147 | 85,90 |
| | 2 | 20 | 103,88 |
| | 3 | 15 | 129,83 |
| | Total | 182 | |
| Estadísticos de prueba^{a,b} | | | |
| RM | | | |
| Chi-cuadrado | | 10,713 | |
| gl | | 2 | |
| Sig. asintótica | | 0,005 | |
| a. Prueba de Kruskal Wallis | | | |
| b. Variable de agrupación: Grupo | | | |

Tabla 24 Resultado Kruskal-Wallis para grupo 1A1 - 1B1 - 1C1

| Rangos | | | |
|---|-------|-------|----------------|
| GRUPO | | N | Rango promedio |
| RM | 1 | 121 | 74,01 |
| | 2 | 15 | 76,47 |
| | 3 | 11 | 70,55 |
| | Total | 147 | |
| Estadísticos de prueba^{a,b} | | | |
| RM | | | |
| Chi-cuadrado | | 0,123 | |
| gl | | 2 | |
| Sig. asintótica | | 0,940 | |
| a. Prueba de Kruskal Wallis | | | |
| b. Variable de agrupación: GRUPO | | | |

Anexo B: Test estadísticos aplicados en costes de averías y mantenimientos preventivos

Tabla 25 Test de Kruskal-Wallis para grupos (según % mantenimiento preventivo)

| Grupos | | N | Rango promedio | Índice de eficiencia | |
|-----------------------|---|----|----------------|----------------------|--------|
| Índices de eficiencia | 1 | 16 | 8,50 | 45,261 | |
| | 2 | 19 | 26,00 | | |
| | 3 | 17 | 44,00 | | |
| Total | | 52 | | | |
| | | | | Chi-cuadrado | 45,261 |
| | | | | gl | 2 |
| | | | | Sig. asintótica | 0,000 |

Tabla 26 Correlación entre costes de mantenimientos preventivos y coste de averías (Spearman's rho)

| % Mantenimientos correctivos | | |
|------------------------------|-----------------------------|----------|
| % Mantenimientos preventivos | Coefficiente de correlación | -0,401** |
| | Sig. (2-colas) | 0,003 |
| | N | 52 |

** . Correlación es significativa al nivel 0,01 (2-colas).

Anexo C: Publicaciones originales

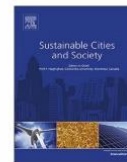
1. Cost analysis of the facilities deterioration in wastewater treatment plants: A dynamic approach

Sustainable Cities and Society 49 (2019) 101613



Contents lists available at ScienceDirect

Sustainable Cities and Society

journal homepage: www.elsevier.com/locate/scs

Cost analysis of the facilities deterioration in wastewater treatment plants: A dynamic approach



Vicent Hernández-Chover*, Lledó Castellet-Viciano, Francesc Hernández-Sancho

Water Economics Group, University of Valencia, Avda. Tarongers S/N, 46022 Valencia, Spain

ARTICLE INFO

Keywords:

Asset deterioration
Facilities management
Wastewater treatment plants
Repairs and corrective maintenance cost

ABSTRACT

The implementation of the Directive 91/271 / CEE resulted in the proliferation of new Wastewater Treatment Plants (WWTPs) all around Europe. These facilities, which are compound by a wide range of assets (civil works, electromechanical equipment, pipelines, etc.), are ageing and deteriorating having an impact on the efficiency of the process. It is founded that repairs and corrective maintenance costs have increased in the last years, due to the deterioration process. Therefore, the aim of the present study is to focus on the cost effects of the deterioration process of the facilities in different wastewater treatment technologies. The analysis of these impacts will allow the operators to make decisions on the convenience of applying a preventive maintenance program as well as the selection of the best time for the replacement of the equipment. These results will contribute to the technical and economic optimization of the wastewater treatment process, reducing, also its environmental effects. In order to achieve this purpose a model of the repairs and corrective maintenance cost will be developed for a group of WWTPs with extended aeration and activated sludge technologies, offering valuable results for the managers of the WWTPs in the decision making process.

1. Introduction

Many water and sewage systems were installed in Europe after the Second World War (Scheidegger, Hug, Rieckermann, & Maurer, 2011). However, it was not until the implementation of the application of the Directive 91/271/CEE regarding wastewater treatment that the number of wastewater treatment plants (WWTPs) rose dramatically, becoming a valuable component of the European urban water infrastructure. Due to the fact that WWTPs are composed of a wide range of physical assets, which require large investments, the capital needed for their maintenance is a critical issue (Marlow, 2010). Indeed, WWTPs maintenance work can be nearly as substantial as the initial construction investment (Hukka & Katko, 2015).

Given the age of wastewater treatment plants all around the world is a serious challenge. An increasing number of studies are showing that lack of maintenance leads to progressive deterioration of equipment and, ultimately, failure (Souris, 1992). With further aging, risk of events that disrupt plant operations and can lead to failure increases, while the feasibility of maintaining the infrastructure decreases (Yerri et al., 2017). As equipment ages, repair and maintenance costs rise (Younis & Knight, 2010) and energy consumption increases (Rojas & Zhelev, 2012). Several authors (Castellet-Viciano, Hernández-Chover, & Hernández-Sancho, 2018; Hernández-Sancho, Molinos-Senante, & Sala-

Garrido, 2011; Rojas & Zhelev, 2012; Terrazas, Vázquez, Briones, Lázaro, & Rodríguez, 2010; Zhang et al., 2015) have underscored the issue of WWTPs age increase the energy consumption of equipment, thus hindering efficiency. Not only does infrastructure deterioration increase maintenance costs, it also involves environmental and social impact concerns (Kong & Frangopol, 2005).

Concerns about infrastructure deterioration are widespread in developed countries. For instance, the American Society of Civil Engineers, in its latest infrastructure bulletin (ASCE, 2017), gave an almost unacceptable "D" rating for drinking water infrastructure in the USA. Meanwhile, the Spanish Association of Water Supply and Sanitation (AEAS, 2016) has highlighted the need for investment into the renewal of existing water facilities. Moreover, the assignment of human and economic resources to maintenance management has been reported to be sometimes inadequate, resulting in negative consequences on asset management. For this reason, attention to maintenance and rehabilitation management has been growing in recent years, leading authors like Piratla et al. (2015) to suggest implementing maintenance policies that enable operators to prevent and correct unjustified failures.

Reducing the costs associated with equipment wearing will require changes in the maintenance policies carried out by the operators of this type of infrastructure. In order to reduce uncertainty, optimise decision-

* Corresponding author.

E-mail addresses: vicent.hernandez@uv.es (V. Hernández-Chover), lledo.castellet@uv.es (L. Castellet-Viciano), francesc.hernandez@uv.es (F. Hernández-Sancho).<https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101613>

Received 6 January 2019; Received in revised form 13 April 2019; Accepted 17 May 2019

Available online 21 May 2019

2210-6707/ © 2019 Elsevier Ltd. All rights reserved.

making, and minimise the costs associated with failures, predicting the condition of the assets of WWTP should be prioritised. Preventive maintenance policies, rather than corrective ones, can avoid unjustified failures, enabling facilities to be maintained in optimum conditions.

For this reason, awareness of the maintenance needs of existing facilities with the aim of preserving their condition is important. With this aim in mind, authors like Hosseini Firouz and Ghadimi (2016) and Mahmoudi, Barkany, and Khalfi (2014)) have developed strategies based on multi-criteria and fuzzy logic methods to assess the condition of assets. Zoeteman (2003) and Shenton and Tunna (1991) concluded that use intensity and the age of transport infrastructure increases maintenance costs. Trask and Fraticelli (1991) propose using a model for planning of infrastructure maintenance and renovation using the variable of time to understand service life. Crow (1975); Härtler (1989), and Thompson (1981) relate the number of breakdowns of equipment as a function of time, demonstrating an increase in failures and consequently an increase in costs over the useful life of equipment. Meanwhile, Wang and Zhang (2008), who quantify the residual useful life of equipment based on expert opinions, suggest that obtaining this value information should be a prerequisite to improving maintenance management from an economic point of view (minimising cost). They suggest that it is possible to detect potential equipment failures by considering variables such repair costs, shutdown times, and specific operating parameters.

The objective of this paper is to analyse WWPT asset deterioration from an economic perspective to demonstrate the structural deterioration exhibited by WWPT infrastructure over time. Although numerous studies have pointed out that the worsening physical conditions of infrastructure would naturally be associated with increased maintenance needs, there is little empirical data characterising this expected association. The present work goes beyond commenting on the relevance of this issue by providing a quantitative analysis of this relationship. To this end, changes in repair and corrective maintenance costs are modelled over time in this study. The equation obtained includes the effect of the passage of time (in years) and technical variables related to the wastewater treatment process, such as the volume of wastewater treated ($m^3/year$), and chemical oxygen demand (COD) removal ($kg/year$). Modelling the economic impact of facilities deterioration will be very useful for WWTP managers as a tool to support decision-making about preventive maintenance and replacement strategies. Such indicated interventions can be prioritised to optimise facility conditions, including the minimisation of WWTP deterioration-associated risks.

2. Methodology

The hypothesis examined in this work is that facility aging has negative economic effects since an increase of the age of the plant yields greater costs due to deterioration of the installed equipment. To test the validity of this putative relationship, we use Spearman's correlation coefficient, a non-parametric inter-variable correlation measure similar to the Pearson correlation coefficient used in parametric analyses (Warne, 2016).

Additionally, this work addresses the question of whether differences in repair and corrective maintenance costs change significantly over time. For this purpose, the Mann-Whitney test or Kruskal-Wallis test is appropriate (Kruskal & Wallis, 1952; Troyanskaya, Garber, Brown, Botstein, & Altman, 2002). Both have been widely used to confirm the existence of differences. The non-normality of the distribution was examined previously.

Subsequently, the connection between the costs of repairs and corrective maintenance and other variables representative of the wastewater treatment process will be analysed. Specifically, we consider the following variables: the year of facility construction, the year of potential remodelling, wastewater treated flow ($m^3/year$), mass of suspended solids (SS) removed ($kg/year$), mass of COD removed ($kg/year$), and equivalent inhabitants (p.e.).

Table 1
Statistical models.

| Dependent Variable | | Independent Variable | Model |
|--------------------|---|----------------------|-------------------------|
| Quantitative | + | Quantitative | Regression, Correlation |
| Quantitative | + | Qualitative | Logit, Discrimination |
| Qualitative | + | Quantitative | Anova, Mean difference |
| Qualitative | + | Qualitative | Logit, Crosses table |

In all modelling processes, it is important to evaluate the correlation between the variable to be explained (cost of repairs and corrective maintenance) and technical variables inputted as independent variables or regressors. The model developed is dependent on whether the variables are quantitative or qualitative (Wooldridge, 2006), as shown in Table 1.

Because all of the variables in the current analysis are quantitative, a multiple regression model is used. Hernandez-Sancho, Molinos-Senante, and Sala-Garrido (2011)) applied a similar approach to modelling WWTP operation and maintenance costs based on the technology used in the process. Accordingly, a major part of WWTP operational costs can be attributed to technology used in the process. In addition, Hernandez-Sancho et al.'s (2011) formulation accounts for the influence of plant size. We have chosen an analogous cost-function construction because we determined that it is the most adequate approach to explain repair and corrective maintenance costs. The expression for the adopted function is as follows:

$$C = A \cdot Z^b \cdot e^{\sum \alpha_i x_i} \quad (1)$$

or in logarithmic terms:

$$\ln C = \ln A \cdot b \cdot \ln Z + \sum \alpha_i x_i \quad (2)$$

where A , b , and α are parameters, C is the cost of repairs and corrective maintenance ($\text{€}/year$), and Z and x_i are different groups of variables representative of the process.

In selecting the best cost function formulation, there are two important considerations: (1) the significance level for the correlation analysis; and (2) the Pearson correlation coefficient. Regarding significance value, we will apply a 95% confidence interval to obtain adequate results. The Pearson correlation measures the relationship between variables, with values ranging from 1 and -1. If an independent and dependent variable-comparison yields a Pearson coefficient close to unity, the independent variable is considered suitable for explaining the behaviour of the dependent variable (cost of repairs and corrective maintenance in our case). At the same time, correlations between the independent variables should be close to 0 to avoid multicollinearity problems.

After establishing the relationship between the variables, the statistical software can be used to run the best model according to: (1) the significance of the explanatory variables; (2) the adjusted R^2 value; and (3) the standard error of the estimations. The significance of the variables should be less than 0.05 (1 tile) to remain within a 95% confidence interval. Secondly, the adjusted R^2 , known as the coefficient of determination for the best fit, should be maximized. Mathematically, R^2 is defined as:

$$R^2 = 1 - \frac{N-1}{N-k-1} [1 - R^2] \quad (3)$$

where N is the size of the sample and k reflects the number of variables.

According to the literature, after the model is estimated, it is important to submit it to a process of validation and contrast. To do this, we analyse several statistical basics, such as normality of the residuals (Koenker & Bassett, 1982). To verify that there is no autocorrelation among the residuals, we apply Durbin-Watson's test (Durbin & Watson, 1971). Because our analysis involves temporal data, we apply a heterocedasticity test (Breusch & Pagan, 1979) to exclude

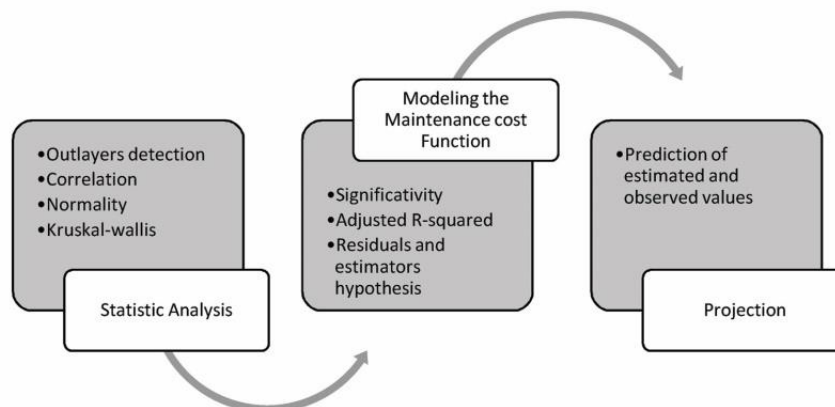


Fig. 1. Methodological flow diagram.

heterocedasticity problems and ensure that the cost function variables are linearly independent. The methodology process followed in this research can be seen in Fig. 1

3. Sample description

The study sample includes 255 WWTPs of the Valencia region of eastern Spain employing secondary treatment based on extended aeration and activated sludge processes. The sample is heterogeneous regarding facility age, with the included WWTPs having been constructed between 1972 and 2000. Data corresponding to a five-year period, from 2008 to 2012, were provided by the Regional Wastewater Treatment Authority (*Entitat Publica de Sanejament d'Aigües Residuals*) of Valencia, Spain. As shown in Table 2, the amount of wastewater treated in this period varied between 541,700 and 614,334 m³/year and the repairs and corrective maintenance costs were in the range of 21,000–23,000 €/year. In addition to facility maintenance costs, additional performance variables are considered, including the volume of wastewater treated (m³/year), levels of SS and COD pollutants removed from wastewater (kg/year), design flow (m³/day), and p.e..

4. Results and discussion

Calculated annual repair and corrective maintenance cost ratios of 255 WWTPs for the period of 2008–2012, expressed in €/m³, are reported in Table 3.

Over the study period, there was a continuous increase in costs dedicated to repairs and corrective maintenance. According to Chan and Shaw (1993), Kong and Frangopol (2005); Marlow (2010), and Brown and Willis (2006), repair and corrective maintenance costs are positively related to infrastructure equipment age, due mainly to wear

Table 2
Sample description, data average.

| | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 |
|------------------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|
| e.p. | 8,064 | 8,064 | 8,064 | 8,064 | 8,064 |
| Flow (m ³ /year) | 614,334 | 591,789 | 588,313 | 553,044 | 541,730 |
| Cost (€/year) | | | | | |
| Energy | 49,283 | 55,161 | 56,763 | 55,072 | 52,632 |
| Staff | 79,352 | 84,022 | 84,953 | 84,597 | 81,553 |
| Repairs and Corrective Maintenance | 21,251 | 22,387 | 22,893 | 22,511 | 22,037 |
| Wastes | 25,687 | 25,024 | 22,832 | 19,020 | 16,287 |
| Others | 28,322 | 28,644 | 27,823 | 26,586 | 24,254 |
| Outputs (kg/year) | | | | | |
| SS | 178,518 | 163,476 | 165,126 | 144,832 | 135,31 |
| COD | 364,006 | 350,061 | 333,942 | 329,004 | 311,864 |

Table 3
Annual cost of repairs and corrective maintenance (average).

| | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 |
|-------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|
| €/m ³ /Flow (year) | 0.0346 | 0.0378 | 0.0389 | 0.0407 | 0.0407 |

and tear. Thus, the number of failures tends to increase over time.

The first stage of the study shows that 70% of the examined WWTPs had increases in their repair and corrective maintenance costs per m³ of wastewater treated between 2008 and 2012, assuming costs exceeding the 17% of costs related to WWTP maintenance, which suggests that the increasing costs may be due to infrastructure deterioration over the 5-year study period. From 2008 to 2009, repair and corrective maintenance costs, in €/m³, increased by 9.35%. The subsequent year-over-year increases were 2.86% from 2009 to 2010 and 4.60% from 2010 to 2011. Spearman coefficients used to evaluate the relationship of repair and corrective maintenance cost changes to the passage of time indicate that, with a significance value less than 0.01, we can reject the null hypothesis, and attribute the increases in WWTP maintenance/repair costs to facility aging. These results are consistent with those obtained by Zoeteman (2003) and by Shenton and Tunna (1991), which show positive correlations between infrastructure age and maintenance needs. Degradation of the structural condition of infrastructure over time has been attributed mainly to operational and physical factors (Bischof, Höfken, & Durst, 1996; Andoh & Smisson, 1996). Moreover, the age of electromechanical equipment may influence wastewater processing by reducing efficiency and thus increasing operating costs.

Upon confirming annual increases in repair and corrective maintenance costs, we examined the statistical significance of the observed changes with non-parametric Kruskal-Wallis tests (Kruskal & Wallis, 1952; Troyanskaya et al., 2002). Comparing the costs of the five-period year a p-value lower than 0.01 is obtained, indicating that the null hypothesis can be rejected and thus that inter-group value differences should be considered significant. This result confirms that the values obtained for the repairs and corrective maintenance costs of the 255 WWTPs analysed differed over the five successive years in the study period.

4.1. Modelling costs of repairs and corrective maintenance

Following the process described above, the analysis of the econometric model defining the relationships among the variables show that the model has a high explanatory capacity (R² = 0.768). Thus, the repairs and corrective maintenance cost function is expressed as:

$$MC = 2.827 \cdot V^{0.5204} \cdot e^{2.78268e-07 \cdot M + 0.03732 \cdot I} \quad (4)$$

where

MC = repairs and corrective maintenance cost (€ / year)

V = volume of treated wastewater (m^3 / year)

M = COD removed (kg / year)

J = aging (years elapsed)

As it can be observed, the equation obtained shows that the volume of wastewater treated (m^3 /year) and aging (years passed from a reference year) contribute to costs of repairs and corrective maintenance with coefficients of 0.5204 and 0.0373, respectively. While the COD removal variable is less important. The aging variable has a p-value less than 1%. Thus, it can be said that the influence of aging on repair and corrective maintenance costs is due to deterioration of the assets that constitute the infrastructure. In order to ensure the reliability and robustness of the model we prove several hypotheses. First, we evaluate multicollinearity such that lower variance inflation factor (VIF) for each independent variable confirm that the model does not present multicollinearity. Homoscedasticity testing is also important for cost model suitability given the use of temporal data. Accordingly, the Breusch-Pagan test, which assumes normality of the residuals, yielded a p-value of 0.1221, which means that the null hypothesis cannot be rejected within a 95% confidence level. Moreover, the randomness and independence of the residuals increases the robustness of the model (Durbin-Watson statistic of 1.470).

Following the corroboration of the model's hypotheses, results for the total sample were obtained. Data for each of the years examined in the study (2008, 2009, 2010, 2011, and 2012) are shown in Figs. 2–6. The cost function accuracy data for the current study in these figures show the real and projected costs of 255 WWTPs with representations of how the real and projected costs of repairs and corrective maintenance for the WWTPs increased year over year. Note that most of the projected costs are close to the real ones, which means that the projections fit reality well.

To show the adjustments between projected and observed data for

the 255 WWTPs, the differences are expressed as standardised residuals in Figs. 7–11 for the years 2008–2012, respectively.

Note the high homogeneity throughout the period analysed in the standardised residual dispersion graphs. The function obtained minimises the bias between the real costs and estimates for the plants. Some atypical cases with major deviations are found due to exceptional repairs. The magnitude of repairs and corrective maintenance needed is augmented due to deterioration related to much of the infrastructure components at many of the facilities being close to the end of their useful lives (Table 4).

It should be taken into account that the maintenance operations of most of the WWTPs are based on corrective rather than preventive actions due to conditions established in contracts between the administration (facility owner in Spain) and private entities operating the facilities that define WWTP operations. Factors such as a lack of awareness of operating contract renewal processes, obtaining lower revenues than those initially estimated, and the condition of operational assets can discourage operators from implementing a preventive maintenance policy. Table 5 shows the average cost of repair and corrective maintenance for each year analysed together with key representative variables of the wastewater treatment process.

Estimated WWTP repairs and corrective maintenance costs increase with the passage of time while the volume of wastewater treated (m^3) decreases, which may impede extraction of the pollutant load (kg of COD). This phenomenon is explained by the impact of facility use on deterioration. This positive relationship between the passage of time and infrastructure deterioration fits with the work of Zoeteman (2003) and of Shenton and Tunna (1991). However, efforts to ensure the optimal infrastructure functioning to accommodate an increase in productive capacity (treated water volume) can increase repairs and corrective maintenance costs. This effect is explained by diminishment of structural conditions, mainly due to operational factors (Andoh & Smisson, 1996; Bischof et al., 1996). Obtaining a function that relates

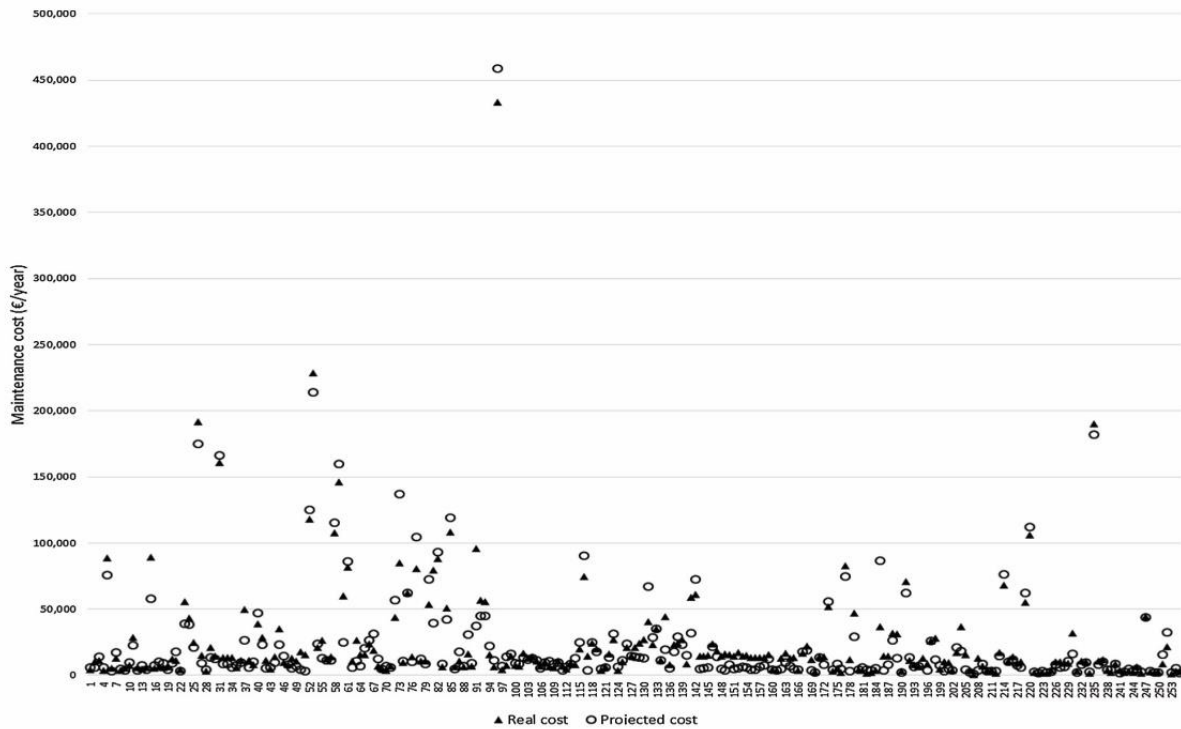


Fig. 2. Real and projected cost for aeration technology (2008).

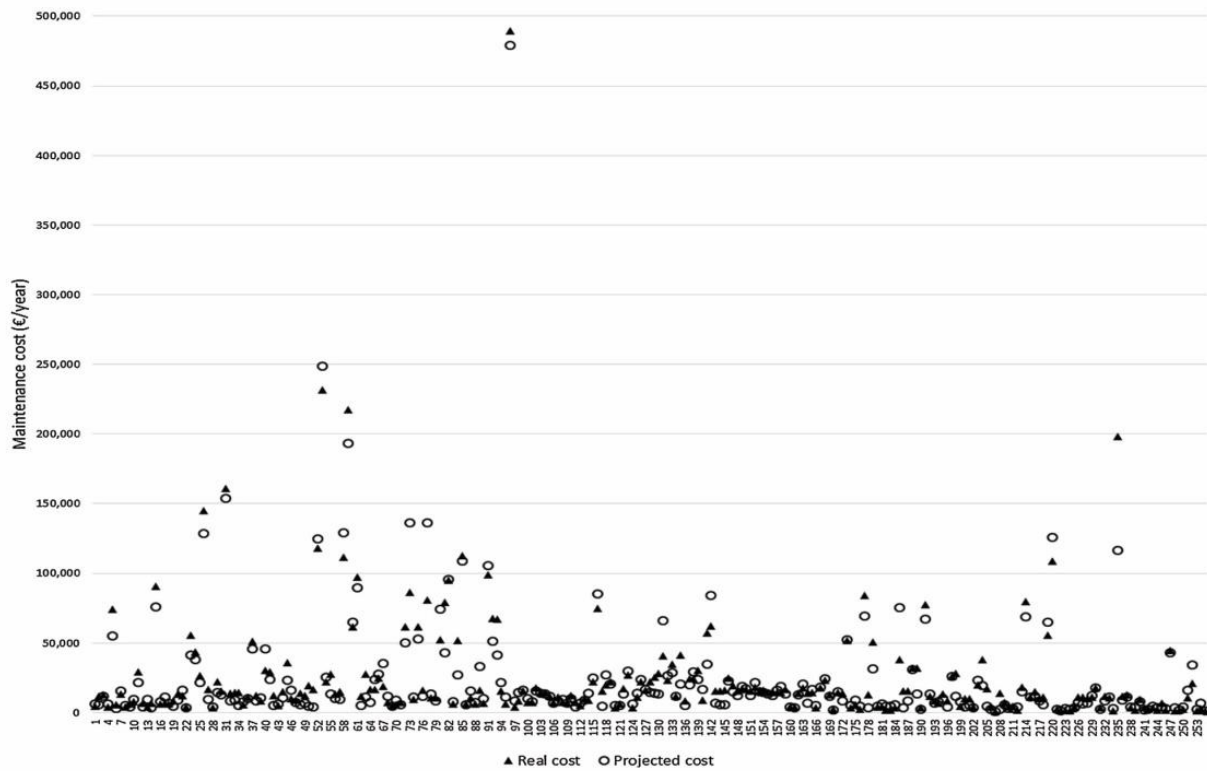


Fig. 3. Real and projected cost for aeration technology (2009).

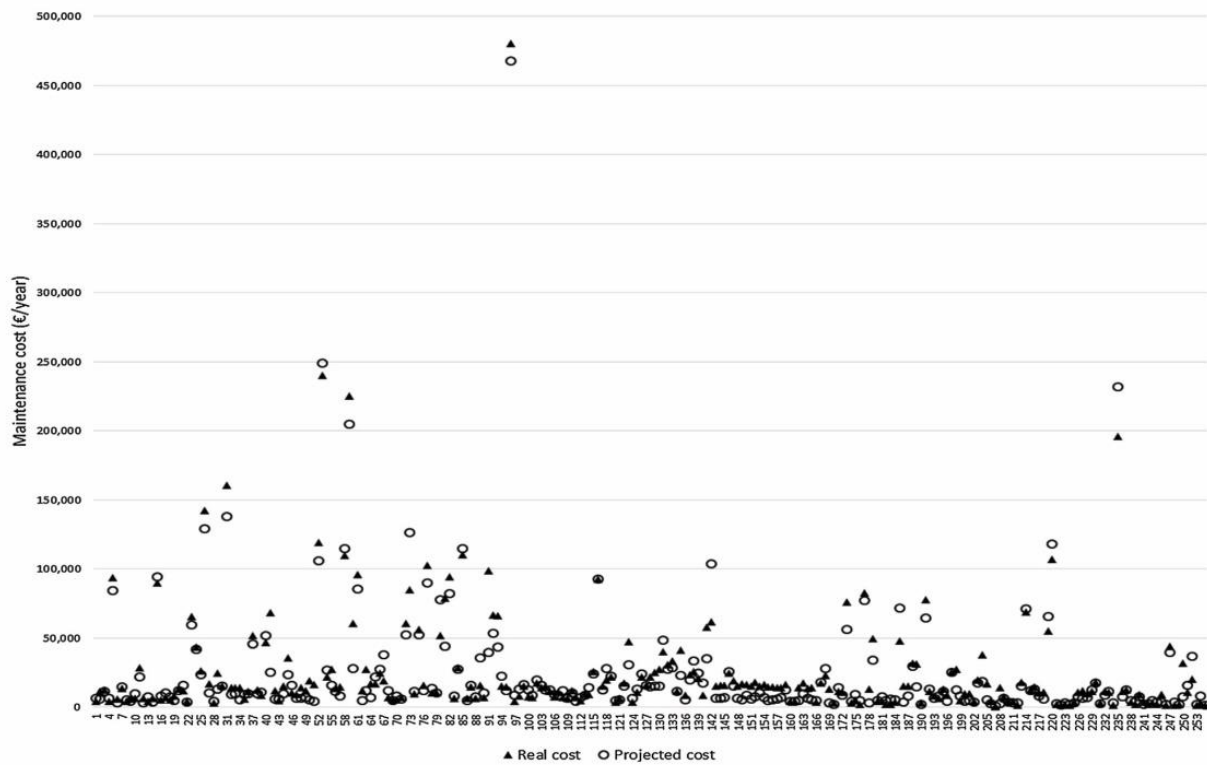


Fig. 4. Real and projected cost for aeration technology (2010).

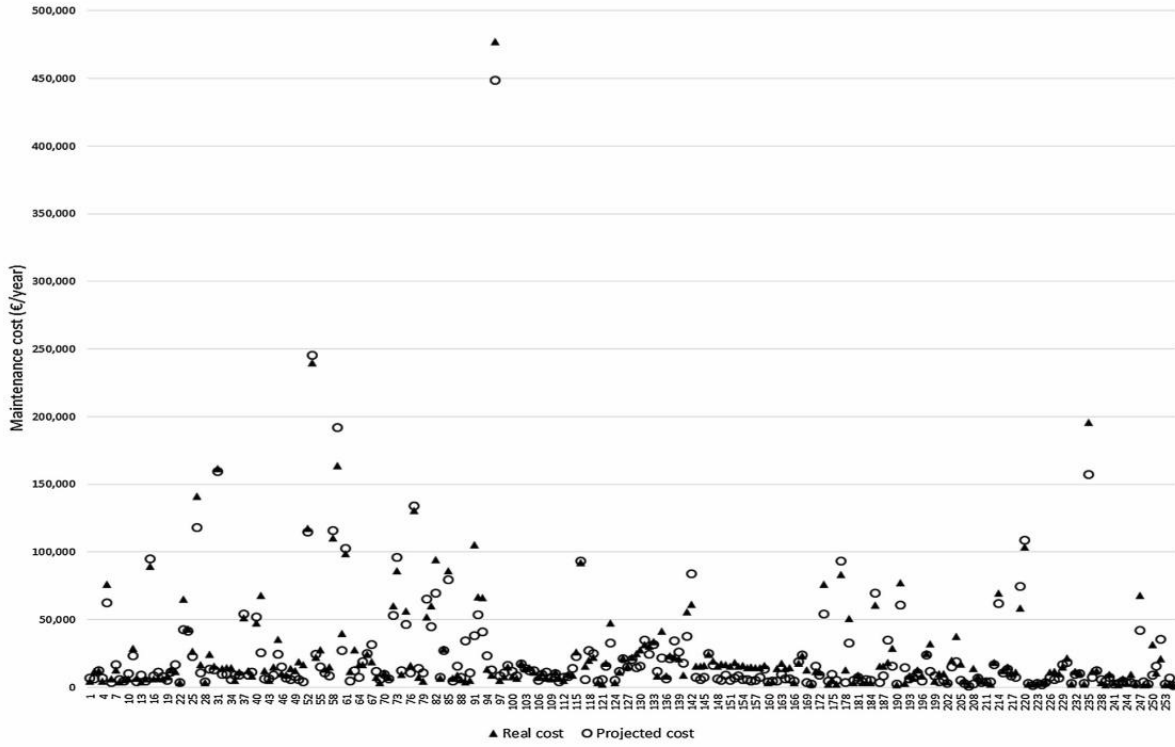


Fig. 5. Real and projected cost for aeration technology (2011).

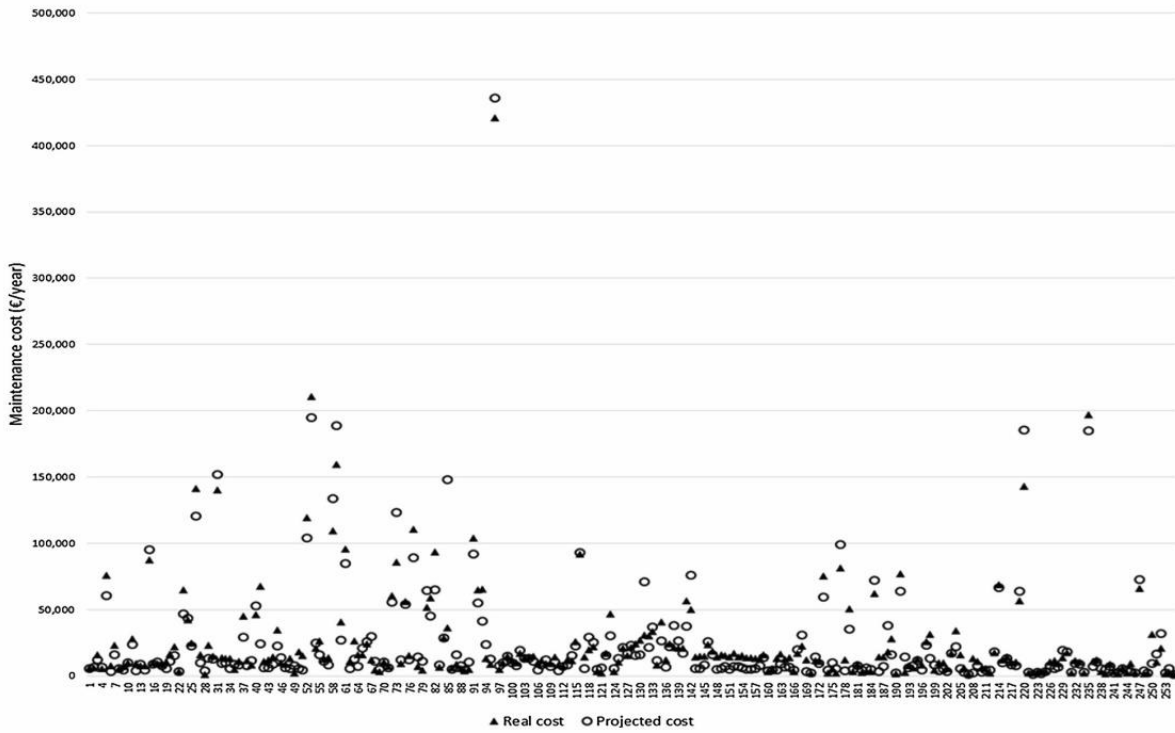


Fig. 6. Real and projected cost for aeration technology (2012).

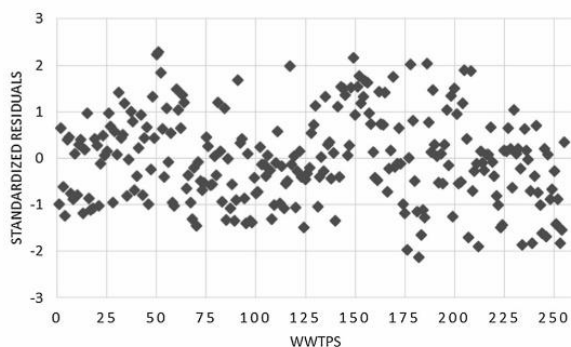


Fig. 7. Diagram standardized residual. Year 2008.

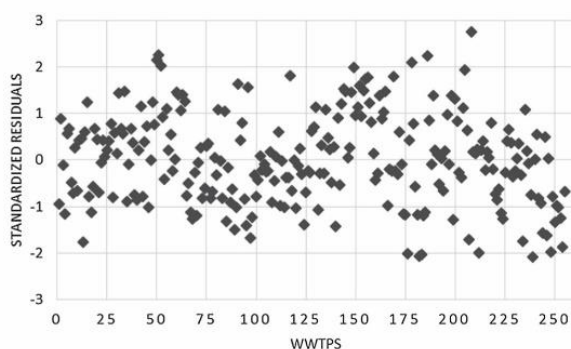


Fig. 8. Diagram standardized residual. Year 2009.

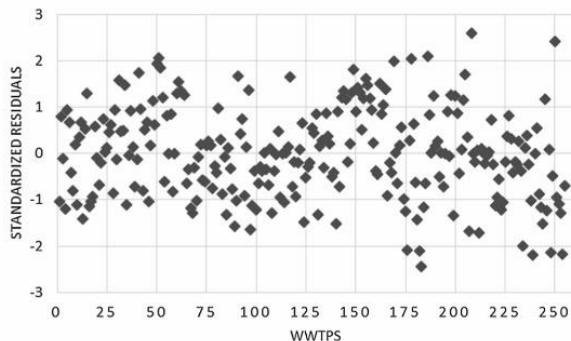


Fig. 9. Diagram standardized residual. Year 2010.

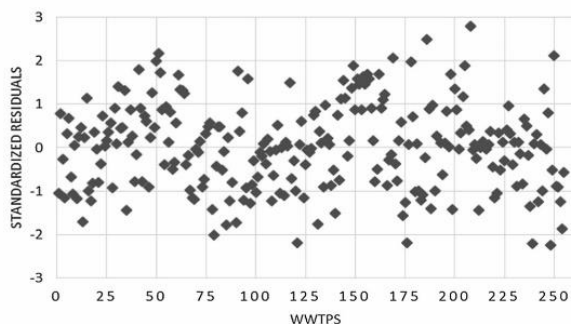


Fig. 10. Diagram standardized residual. Year 2011.

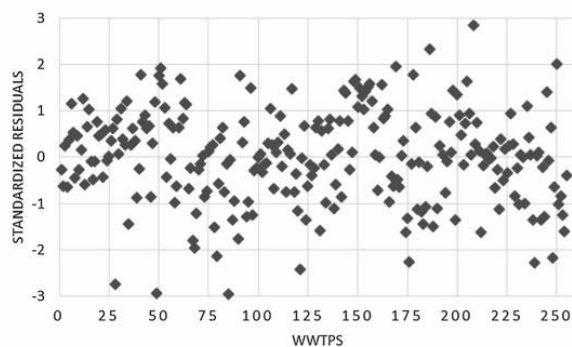


Fig. 11. Diagram standardized residual. Year 2012.

Table 4

Parameters of the cost function.

| | Coefficient | Standard error | t | p-value |
|--|-------------|----------------|-------|---------|
| Constant | 2.8276 | 0.1471 | 19.21 | < 0.01 |
| Volume of wastewater (m ³) | 0.5204 | 0.0115 | 45.00 | < 0.01 |
| COD (Kg/year) | 2.7826e-7 | 2.2344e-8 | 12.45 | < 0.01 |
| Aging (years elapsed) | 0.0373 | 0.0105 | 3.54 | < 0.01 |

Table 5

Average cost of repairs and corrective maintenance by year.

| Aging (years elapsed) | Volume of wastewater (m ³) | COD (Kg) | Repairs and Corrective Maintenance cost/volume (m ³) |
|-----------------------|--|----------|--|
| 1 | 693,657 | 411,611 | 0.103 |
| 2 | 668,209 | 395,447 | 0.110 |
| 3 | 664,360 | 379,179 | 0.112 |
| 4 | 625,117 | 372,989 | 0.128 |
| 5 | 613,593 | 355,735 | 0.136 |

the cost of repairs and corrective maintenance, in €, with time, in years, is very useful for facility operators. For instance, information from five WWTPs employing similar technologies, equivalent population that range from 240 to 5800 and wastewater treatment flows oscillating in the range of 18,000–556,000 m³/year has been used to project repair and corrective maintenance costs for a thirty-year period. As can be seen in Fig. 12, the WWTPs exhibit exponential increases in their repair and corrective maintenance costs over time.

Projections for repairs and corrective maintenance costs proposed with assessments of the condition of equipment and infrastructure provides operators substantial information applicable to maintenance policy review and can be used for establishing criteria for replacement equipment and facilities. Moreover, determination of equipment or infrastructure construction and acquisition costs based on cost functions specific to each type of asset enables one to justify asset rehabilitation or replacement with the aim of minimising costs to operators.

Like other types of water infrastructure, WWTPs become more vulnerable to failure over time. WWTPs failure exhibit decreased reliability and process disruptions, and can have various other economic and environmental impacts. Existing infrastructure must be rehabilitated to adapt them to current environmental and health regulations and thus maintain service quality into the future. Promoting a preventive asset maintenance program would thus contribute to the minimisation of the total operating costs while ensuring ongoing service. The use of the cost function methodology will allow the convenience and profitability of preventive maintenance policies in WWTPs to be demonstrated.

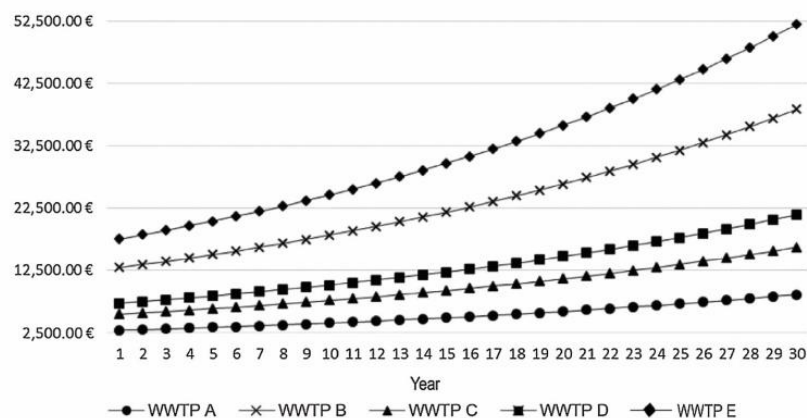


Fig. 12. WWTP Repairs and corrective maintenance cost projection (€/year).

5. Conclusions

There have been substantial increases in the number of WWTPs in recent decades favoured by environmental protective regulations that have increased water treatment demand. Currently, the vast majority of WWTPs in Spain are over 30 years old. This fact together with a corrective and inadequate maintenance policy can lead to economic losses in both environmental and social risk situations. The present analysis demonstrates empirically that the costs of repairs and corrective maintenance has been increasing in recent years for most WWTP facilities. To minimise the impact of these factors, more attention should be paid to preventive maintenance plans.

Modelling the costs of repairs and corrective maintenance using variables related to wastewater treatment processes and the passage of time allows WWTP asset management policy to be evaluated. From a wide sample of WWTPs operating from 2008 to 2012, and taking into account explanatory values of the treatment process, such as wastewater treated flow, COD removed, and time elapsed, it is possible to obtain a cost function capable of projecting the variation of repair and corrective maintenance costs over the passage of years. This cost function allows the operator to anticipate annual costs and to use this information to optimise economic planning of maintenance and conservation operations.

The cost function facilitates understanding of the explanatory variables of the model, and also provides a detailed and rigorous approach to accounting for the various relationships and weighting of variables contributing to repair and corrective maintenance costs. The present data show that treated flow rate and WWTP age exhibit greater influences on such costs than the quantities of COD extracted. The results of this work can contribute to decision-making aimed at improving the economic feasibility of wastewater treatment processes. With respect to WWTP technologies, this study focuses on activated sludge and extended aeration facilities.

The results obtained in the current work offer WWTP managers valuable information for facility management. Moreover, the present modelling approach can serve as a useful tool for decision making by providing estimates of future costs and thus reducing uncertainty. Additionally, it can be used to analyse the potential convenience of applying a preventive maintenance policy at facilities. From a financial point of view, the use of this cost function can help managers assess the feasibility of investment projects, including equipment repair or replacement.

Declarations of interest

None.

References

- AEAS (2016). *XIV Survey on the supply of drinking water and sanitation in Spain: The aging of the infrastructures of drinking water and sanitation services calls for a sustained investment effort (in Spanish)*.
- Andoh, R. Y. G., & Smisson, R. P. M. (1996). The practical use of wastewater characterisation in design. *Water Science and Technology*, 33(9), 127–134. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00378-2](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00378-2).
- ASCE (2017). *Report Card for America's infrastructure*.
- Bischof, F., Höfken, M., & Durst, F. (1996). Design and construction of aeration systems for optimum operation of large wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 33(12), 189–198. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00473-8](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00473-8).
- Breusch, T. S., & Pagan, A. R. (1979). A simple test for heteroscedasticity and random coefficient variation. *Econometrica*, 1287–1294.
- Brown, R. E., & Willis, H. L. (2006). The economics of aging infrastructure. *IEEE Power and Energy Magazine*, 4(3), 36–43. <https://doi.org/10.1109/MPAE.2006.1632452>.
- Castellet-Viciano, L., Hernández-Chover, V., & Hernández-Sancho, F. (2018). Modelling the energy costs of the wastewater treatment process: The influence of the aging factor. *The Science of the Total Environment*, 625, 363–372. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.304>.
- Chan, J. K., & Shaw, L. (1993). Modeling repairable systems with failure rates that depend on age and maintenance. *IEEE Transactions on Reliability*, 42(4), 566–571.
- Crow, L. H. (1975). *Reliability analysis for complex, repairable systems (No. AMSAA-TR-138)*. Army Matrial Systems Analysis Activity Aberdeen Proving Ground MD.
- Durbin, J., & Watson, G. S. (1971). Testing for serial correlation in least squares regression. *Biometrika*, 58(1), 1–19. <https://doi.org/10.1093/biomet/58.1.1>.
- Härtler, G. (1989). The nonhomogeneous poisson process – A model for the reliability of complex repairable systems. *Microelectronics and Reliability*, 29(3), 381–386.
- Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., & Sala-Garrido, R. (2011). Cost modelling for wastewater treatment processes. *Desalination*, 268(1–3), 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.09.042>.
- Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., & Sala-Garrido, R. (2011). Energy efficiency in Spanish wastewater treatment plants: A non-radial DEA approach. *The Science of the Total Environment*, 409(14), 2693–2699. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.018>.
- Hosseini Firouz, M., & Ghadimi, N. (2016). Optimal preventive maintenance policy for electric power distribution systems based on the fuzzy AHP methods. *Complexity*, 21(6), 70–88. <https://doi.org/10.1002/cplx.21668>.
- Hukka, J. J., & Katko, T. S. (2015). Resilient asset management and governance for deteriorating water services infrastructure. *Procedia Economics and Finance*, 21, 112–119.
- Koenker, R., & Bassett, G. (1982). Robust tests for heteroscedasticity based on regression quantiles. *Econometrica*, 50(1), 43–61. <https://doi.org/10.2307/1912528>.
- Kong, J. S., & Frangopol, D. M. (2005). Probabilistic optimization of aging structures considering maintenance and failure costs. *Journal of Structural Engineering*, 131(4), 600–616. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9445\(2005\)131:4\(600\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9445(2005)131:4(600)).
- Kruskal, W. H., & Wallis, W. A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47(260), 583–621. <https://doi.org/10.1080/01621459.1952.10483441>.
- Mahmoudi, M., Barkany, A., & Khalfi, A. (2014). A maintenance optimization policy for an electric power distribution system: Case of the HV/MV substations. *Engineering*, 6, 236–253. <https://doi.org/10.4236/eng.2014.65028>.
- Marlow, D. R. (2010). Sustainability-based asset management in the water sector. In J. E. Amadi-Echendu, K. Brown, R. Willett, & J. Mathew (Eds.), *Definitions, concepts and scope of engineering asset management* (pp. 261–275). London: Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-84996-178-3_13.
- Piratla, K. R., Yerrri, S. R., Yazdekhasti, S., Cho, J., Koo, D., & Matthews, J. C. (2015). Empirical analysis of water-main failure consequences. Paper presented at the *Procedia Engineering*, 118, 727–734. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.08.507>.
- Rojas, J., & Zhelev, T. (2012). Energy efficiency optimisation of wastewater treatment:



- Study of ATAD. *Computers and Chemical Engineering*, 38, 52–63. <https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2011.11.016>.
- Scheidegger, A., Hug, T., Rieckermann, J., & Maurer, M. (2011). Network condition simulator for benchmarking sewer deterioration models. *Water Research*, 45(16), 4983–4994. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.07.008>.
- Shenton, M., & Tunna, J. (1991). Planning track maintenance and renewal for the business manager and civil engineering. *International Heavy Haul Railway Conference*, 258–266.
- Souris, J. P. (1992). In s.a. Díaz de Santos (Ed.). *Maintenance, source of benefits* Les Editions d'organisation (In Spanish).
- Terrazas, E., Vázquez, A., Briones, R., Lázaro, I., & Rodríguez, I. (2010). EC treatment for reuse of tissue paper wastewater: Aspects that affect energy consumption. *Journal of Hazardous Materials*, 181(1–3), 809–816. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.086>.
- Thompson, W. A. (1981). On the foundations of reliability. *Technometrics*, 23(1), 1–13.
- Trask, E., & Fraticelli, C. (1991). The track degradation model. *International Heavy Haul Railway Conference*, 54–60.
- Troyanskaya, O. G., Garber, M. E., Brown, P. O., Botstein, D., & Altman, R. B. (2002). Nonparametric methods for identifying differentially expressed genes in microarray data. *Bioinformatics*, 18(11), 1454–1461. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/18.11.1454>.
- Wang, W., & Zhang, W. (2008). An asset residual life prediction model based on expert judgments. *European Journal of Operational Research*, 188(2), 496–505. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2007.03.044>.
- Warne, R. T. (2016). Testing spearman's hypothesis with advanced placement examination data. *Intelligence*, 57, 87–95. <https://doi.org/10.1016/j.intell.2016.05.002>.
- Wooldridge, J. M. (2006). *Introduction to econometrics: A modern approach*. Paraninfo. (In Spanish).
- Yerri, S. R., Piratla, K. R., Matthews, J. C., Yazdekhashti, S., Cho, J., & Koo, D. (2017). Empirical analysis of large diameter water main break consequences. *Resources, Conservation and Recycling*, 123, 242–248. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.03.015>.
- Younis, R., & Knight, M. A. (2010). A probability model for investigating the trend of structural deterioration of wastewater pipelines. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 25, 670–680. <https://doi.org/10.1016/j.tust.2010.05.007>.
- Zhang, X., Cao, J., Li, J., Deng, S., Zhang, Y., & Wu, J. (2015). Influence of sewage treatment on China's energy consumption and economy and its performances. *Renewable and Sustainable Energy Review*, 49, 1009–1018.
- Zoeteman, A. (2003). Whole life costing: The dutch experience. *Journal and Report of Proceedings - Permanent Way Institution*, 121(4), 355–370.

2. Efficiency of wastewater treatment facilities: The influence of scale economies

Journal of Environmental Management 228 (2018) 77–84



Contents lists available at ScienceDirect

Journal of Environmental Management

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jenvman



Research article

Efficiency of wastewater treatment facilities: The influence of scale economies



Vicent Hernández-Chover*, Águeda Bellver-Domingo, Francesc Hernández-Sancho

Water Economics Group, Department of Applied Economics II, University of Valencia, Avda. Tarongers S/N, 46022, Valencia, Spain

ARTICLE INFO

Keywords:
Scale economies
Efficiency
Data envelopment analysis (DEA)
Energy
Population equivalent
Wastewater treatment plant (WWTP)

ABSTRACT

The water cycle, from catchment to discharge, is a sector that involves an important investment and operation and maintenance costs. In particular, sewage treatment is a challenge for governments because they are having to consider economic, environmental, and social aspects. Within the European Union, implementation of Directive 91/271/EEC is responsible for the location of wastewater treatment facilities in the territory, due to the requirement that all urban areas must have this infrastructure to reduce the environmental impact of treated water in water bodies. Different sizes of municipalities affect the design of each wastewater treatment plant (WWTP) and cause variations in the operation process. The presence of scale economies in this sector has a significant influence on the efficiency of the wastewater treatment process and has a direct impact on the operational costs. Based on the pursuit of economic and environmental efficiency, this analysis extends the scope of the current literature because it recommends a specific, population equivalent (p.e.) range for which it would be suitable to achieve efficiency in wastewater treatment facilities—shedding light on the open debate about scale economies in WWTPs.

1. Introduction

The growth of world population is associated with an increase in water demand. The consequences of this increase are twofold: on the one hand it endangers the ecosystem water balance, and on the other hand the volume of resultant wastewater is high. This situation forces authorities to monitor and improve wastewater treatment processes to minimize the environmental impact and ensure the good ecological status of water bodies. Wastewater treatment processes are regulated by law, which establishes the criteria and environmental standards that must be achieved. Achieving these criteria involves carrying out efficient management of WWTPs. The efficiency of WWTPs not only presumes the removal of all pollutants included in the regulations, but it also means that adopting an approach that minimizes inputs is necessary to prevent overruns in the wastewater treatment process (Molinosa-Senante et al., 2013).

Under this approach WWTPs become a productive unit, where the main input is wastewater and the desired output is treated water, suitable for other uses (Sala-Garrido et al., 2011). The European Union

environmental standards are being implemented to protect all stages of the water cycle, due to the sensitivity of the resource and the pressure to which it is subjected by urban agglomerations. Among the most important of these regulations are Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban wastewater treatment and Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy (EUR-Lex, 2016). Directive 91/271/EEC aims to standardize the management of urban wastewater to ensure adequate environmental protection through improving the quality of WWTP effluent. The Directive requires that all urban agglomerations must have collectors and WWTPs. In the case of those urban agglomerations in sensitive areas (wetlands or lakes), effluent quality standards must become more restrictive (protecting the ecosystem against eutrophication). The most visible result of the implementation of Directive 91/271/EEC is an increase in the number of small WWTPs operating in the EU¹ (Fraquelli and Giandrone, 2003); all agglomerations of less than 2000 population equivalent² (p.e.) must have a WWTP, and urban agglomerations between 2000 and 10,000 p.e. must install collectors and WWTPs with

* Corresponding author.

E-mail address: vicent.hernandez@uv.es (V. Hernández-Chover).

¹ For example, in Spain there are 3450 municipalities with fewer than 2000 p.e. that directly affect protected natural areas (Ministry of Agriculture, Food and Environment, 2015).

² One population equivalent (p.e.) is defined as “the organic biodegradable load having a five-day biochemical oxygen demand (BOD₅) of 60 g of oxygen per day” by the Council Directive 91/271/ECC of 21 May concerning urban wastewater treatment.

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.014>

Received 20 January 2018; Received in revised form 30 August 2018; Accepted 3 September 2018

Available online 11 September 2018

0301-4797/ © 2018 Elsevier Ltd. All rights reserved.

secondary treatment. Before the Directive, WWTPs were built only in large urban centres (Molinos-Senante et al., 2012).

Directive 2000/60/EC, better known as the Water Framework Directive (WFD), profoundly changed the existing water policy because its goals of preventing water deterioration, improving the ecological status of water bodies, and adhering to the sustainable use of water are responsible for the legal and structural reform that European States Members must have in their water policies. The WFD takes a multi-disciplinary approach: it includes the economy as an assessment mechanism to reach its goals. The environmental and economic dimensions are integrated to form an important part of the designing process for the implementation and regulation of water policy.

The search for means to properly maintain the ecological status of water bodies (surface water and underground) has caused a substantial increase in the number of WWTPs managed by European States Members. To this increase in WWTPs is joined the environmental and economic standards compliance included in the WFD and, hence, an uncertainty scenario has been created due to the high volume of new responsibilities. The challenges for the authorities on wastewater treatment are twofold: to ensure the suitable quality of treated water while the operational costs are being reduced (Molinos-Senante et al., 2013). It is necessary to assess the efficiency of WWTPs to identify potential improvements in economic and environmental issues (Berg, 2013). Public management of the water cycle implies that managers and governments must search for efficiency at all stages to ensure service quality, savings in operating costs, and suitable environmental management of the water resource (Io Storto, 2015; Marques, 2008).

The use of a benchmarking approach is the best way for both the managers of the WWTPs and the authorities to achieve the efficient performance of the different facilities. This methodology allows us to know how the system works and what inputs and outputs are affecting the efficiency or inefficiency. In addition, we can identify the influence of scale economies on the WWTPs located in different places. The results could help in planning future actions, such as considering the optimal size of the facilities to ensure suitable wastewater treatment.

The methodology used for efficiency analysis is a nonparametric method called Data Envelopment Analysis (DEA) and developed by Charnes et al. (1978). The main advantage of this approach is the high degree of flexibility, which makes it unnecessary to define a specific functional form (Medal-Bartual et al., 2012). The DEA is a decision support tool that can be implemented in a wide range of sectors, such as energy, industry, universities, airlines, and banking (Rácz and Vestergaard, 2016; Lee and Worthington, 2016; Stewart et al., 2016; Io Storto, 2015; Christopoulos et al., 2015; Sueyoshi and Wang, 2014). It is a reliable tool to evaluate the efficiency of different production units, allowing the introduction into the analysis of multiple inputs and outputs of the production process (Chakraborty, 2015; Aristovnik, 2015; Qasemi-Kordkheili et al., 2014; Blum, 2014; Zhong et al., 2011; Hollingsworth, 2008; Chauhan et al., 2006; Viton, 1986).

The tightening of environmental legislation has promoted the use of DEA to calculate the environmental efficiency of production processes (Zha et al., 2016; Halkos and Papageorgiou, 2016; Cruz et al., 2013; Rogge and De Jaeger, 2012; Carvalho and Marques, 2011; De Witte and Marques, 2009; Zhou et al., 2006; Hernández-Sancho et al., 2000). The drinking water supply and water sanitation services are also amenable to the DEA methodology because they are considered as productive processes; they use inputs to obtain the desirable output expressed as drinking water or treated water (Hernández-Sancho et al., 2010). Thus the methodology sheds light on the operation and it informs the need to implement technological improvements to meet environmental quality objectives and cost-recovery parameters established by the WFD (Marques, 2008; García-Valiñas and Muñoz, 2007). There is a wide variety of studies that have used DEA methodology to determine the efficiency of water use and management (Morales and Heaney, 2015; Carvalho et al., 2015; Njiraini and Guthiga, 2013; Kulshrestha and Vishwakarma, 2013; Io Storto, 2013; Gupta et al., 2012; Byrnes et al.,

2010; Abbott and Cohen, 2009; Speelman et al., 2008; Marques, 2008; Díaz et al., 2004; Thanassoulis, 2000). The specific case of wastewater treatment efficiency has been evaluated considering the maximization of pollutants removed (better effluent quality) according to the technology used (Benedetti et al., 2010; Oa et al., 2009; Muñoz et al., 2008; Baeza et al., 2004). This is because there are studies that justify the importance of pollutant removal in the treatment process as a relevant factor for knowing the efficiency of WWTPs (Molinos-Senante et al., 2014).

The water sector—from drinking water to wastewater treatment—is influenced by the existence of scale economies. The analysis of García and Thomas (2001) shows the existence of scale economies in the French drinking water network. Their study concludes that supply network size influences scale economies. This study is not alone, as there is a wide variety of authors who have analysed the relationship between water management and scale economies (Worthington and Higgs, 2014; Carvalho and Marques, 2014; Guo et al., 2014; Molinos-Senante et al., 2013; Saal et al., 2013; Abbott and Cohen, 2009; Nauges and Berg, 2008; Nauges and van den Berg, 2007; Torres and Morrison Paul, 2006; Fabbri and Fraquelli, 2000). These studies highlight the existence of scale economies in the water sector, and their findings aim to improve municipal management and decision-making processes. Given this evidence it is reasonable to think that wastewater treatment will exhibit the same pattern; i.e., there will be a reduction in the unitary cost of wastewater treatment as the size of WWTP increases (Fraquelli and Giandrone, 2003). Thus, the increased number of WWTPs caused by Directive 91/271/EEC may be responsible for variations in wastewater treatment efficiency (Molinos-Senante et al., 2012). We must ask ourselves if WWTPs' size (in terms of the number of p.e. they are designed for) influences their ability to remove pollutants as well as the economic costs associated with treatment (Cesaroni and Giovannola, 2015; Hernández-Sancho et al., 2011a).

Analysis of this issue is important because the dilemma is important. Is it better to construct many small WWTPs or a larger WWTP for multiple urban agglomerations? That is, to what extent does size affect WWTP effluent quality and the efficiency of the treatment process (Guerrini et al., 2015; Worthington and Higgs, 2014)? There is an open debate about this, which affects the construction of new WWTPs, because there is no consensus about optimal size. Studies in the literature analyse the scale economies, but results are inconclusive because the water sector is affected by diseconomies of scale (Berg and Marques, 2011; Carvalho et al., 2012). Taking into account both approaches, the search for an optimal facility size is a challenge for any investigation (Kim and Clark, 1988; Bhattacharyya et al., 1995; Fabbri and Fraquelli, 2000). This dilemma affects economic efficiency (when efficiency is lower, operational costs will increase) and environmental efficiency (because the sewage treatment plant has to be designed in accordance with the number of p.e. to be connected to the sanitation network; thus imbalances in pollution loads affect the effluent quality). This leads us to think that the influence of scale economies in WWTPs is high. A detailed analysis leading to identification of the causes responsible for previous imbalances is necessary, because there is no consensus in the literature about the optimal size for WWTPs (Carvalho and Marques, 2014).

Based on the assumptions above, this study aims to evaluate efficiency and scale economies in a sample of WWTPs located in the Valencian Region, under an economic and environmental point of view. This approach serves as a starting point to learn the influence of scale economies in wastewater treatment processes. The influence of scale economies in the performance of WWTPs enables to identify the optimal size of WWTPs. The sample under analysis represents the dilemma between small and big WWTPs, because in the Valencian Region there are many small municipalities that have an obligation to provide wastewater treatment. The contribution of this study is to suggest the optimal size for future WWTPs to achieve maximum efficiency. Through the methodology proposed in our work, it has been possible to

propose a specific size (represented as population equivalent) for WWTPs—the first time that such a size has been proposed. The result of this analysis shows the potential for minimizing the economic cost of wastewater treatment and, by extension, it allows decision makers to design changes in WWTP networks to take maximum advantage of the existence of scale economies.

2. Methodology

Usually the term “efficiency” is applied to describe the optimal use of all the production factors in a production process, in accordance with the existing technology. Farrell (1957) was the pioneer in the research of frontier functions used as references to obtain efficiency measurements for each productive unit. The model proposed by Farrell constructs a frontier or benchmark of the best practice made up of the most efficient units in the sample. Therefore, when a firm obtains maximum output given a certain input vector, or uses minimum inputs to produce a certain output, it will be on the so-called production frontier. In this case, the technical efficiency of a firm can be measured by calculating the maximum possible proportional reduction in the use of factors that are compatible with its output level.

The efficiency assessment is performed in most productive sectors (Coelli et al., 2005). We can identify two main approaches to calculate efficiency indicators: (i) the parametric approach, represented by stochastic frontier (SF) methodology as an example (Oliver, 2015; Nauges and Berg, 2008), and (ii) the nonparametric approach, with data envelopment analysis (DEA) as an example (Hernández-Sancho et al., 2011b). Both the parametric and nonparametric methods are widely applied in the assessment of scale economies. The literature survey by Berg and Marques (2011), for water and sanitation utilities, highlights that about 58% of studies have used parametric methods, whereas about 34% have used nonparametric methods. Specifically, the SF approach is used to analyse the difference between inefficiency and the heterogeneity that influences costs (Battese and Coelli, 1995; Hernández-Sancho and Bellver-Domingo, 2017). Within the water sector there are authors that have used the SF model in their studies (Horn, 2011; Mande Baufua, 2015; Mugisha, 2014). However, taking into account the wastewater treatment processes, nonparametric methods are more appropriate to assess their efficiency. The nonparametric approach allows us to perform a benchmarking assessment for which it is not necessary to define the behaviour of WWTPs (Carvalho and Marques, 2011), unlike the SF model. Specifically, the nonparametric approach does not define the functional form of the frontier, and it does not define specific values for the weight given for decision units identified as inside the frontier—compared with the least squares criterion (Cubbin and Tzanidakis, 1998). This is a key aspect for the use of a nonparametric approach to assess the efficiency in WWTPs, because WWTPs are facilities that exhibit completely divergent behaviour from one another (Hernández-Sancho and Bellver-Domingo, 2017). These benefits of a nonparametric approach are responsible for the increase in benchmarking studies published about the water and wastewater sector, as indicated in the work of Carvalho et al. (2012). This is because DEA is a linear programming technique that obtains efficiency through comparing the sample units based on the inputs and outputs of each one. DEA methods allow us to analyse the existence of scale economies by estimating the efficiency of each of the units. The implementation of this approach towards assessing scale economies involves determining the optimal size of the infrastructure as well as the parts of the process that can be improved (Marques et al., 2015).

In DEA there are two measures of efficiency with different characteristics: radial and non-radial. The first approach is represented historically by the CCR model (Charnes et al., 1978), which measures global efficiency for each productive unit studied. With a non-radial DEA an efficiency index for each variable in the analysed process is obtained. The non-radial model has the advantage of identifying the specific inputs whose change would increase the efficiency of the

analysed unit (Hernández-Sancho et al., 2011). The radial model measures the maximum radial (proportional) reduction in all inputs that would raise the unit efficiency to the level of the most efficient units in the study set (Sueyoshi and Goto, 2011; Odeck and Alkadi, 2001). For example, if a productive unit has two inputs, this model aims to obtain the maximum rate of reduction with the same proportion, i.e., a radial contraction in the two inputs that can produce the current outputs.

To calculate the efficiency of the wastewater treatment plants, this study applies a DEA model using variable returns to scale ((Banker, 1984), which allow comparing each unit analysed with units having a similar size (Equation (3)). In this methodology the inputs are minimized, holding the outputs constant (lo Storto, 2015). The implementation of this model corresponds to the first stage of analysis, which seeks to identify the presence of economies of scale in the global sample.

We assume a production process in which from a vector of inputs $x \in \mathfrak{R}_+^N$ a vector of outputs $y \in \mathfrak{R}_+^M$ is obtained by using technology T , in such a way that

$$T = \{(x, y); x \text{ can produce } y\} \quad (1)$$

The technology T can also be expressed in identical fashion from an input point of view, that is to say,

$$(x, y) \in T \Leftrightarrow x \in L(y) \quad (2)$$

where $L(y)$ represents the set of input vectors x that enable at least one output vector y to be reached.

Given that $K = 1, 2, \dots, k, \dots, K$, productive units of each of them uses a vector $x^k = (x_1^k, x_2^k, \dots, x_N^k)_{(N \times 1)}$ of inputs to carry out the production of a vector of outputs $y^k = (y_1^k, y_2^k, \dots, y_M^k)_{(M \times 1)}$, where z is a vector of variable intensity $(K \times 1)$. A measure of input efficiency $E_i(x^k, y^k)$ can be obtained for each facility k , which is widely used in the literature (Charnes et al., 1994) and which requires the following optimization problem to be solved by means of linear programming.

$$E_i(x^k, y^k) = \text{Min } \theta$$

$$\text{s. t.}$$

$$\sum_{k=1}^K z_k y_{km} \geq y_{k'm} \quad m = 1, \dots, M$$

$$\sum_{k=1}^K z_k x_{kn} \leq \theta x_{k'n} \quad n = 1, \dots, N$$

$$z_k \geq 0, \quad k = 1, \dots, K$$

$$\sum_{k=1}^K z_k = 1, \quad k = 1, \dots, K$$

$$0 \leq \theta \leq 1 \quad (3)$$

Given $K = 1, 2, \dots, k, \dots, K$ productive units, each one utilizes a vector of inputs $x^k = (x_1^k, x_2^k, \dots, x_N^k)$ to produce a vector of outputs $y^k = (y_1^k, y_2^k, \dots, y_M^k)$, being $z_k = (z_1, z_2, \dots, z_K)$, a vector of variable intensity.

From this model only the global efficiency for each unit is measured, and therefore it does not provide information on the efficiency of specific inputs that participate in the treatment process. To solve this limitation, Färe and Lovell (1978) introduced the Russell measure (RM), which is a non-radial model that provides an efficiency indicator for each of the variables in the process. The most relevant advantage of RM is that it allows for identifying the specific inputs on which to act in order to increase the efficiency of the productive unit being studied (Deng et al., 2016; Chen, 2015; Zhang et al., 2015; Sueyoshi and Wang, 2014). Since its introduction, several contributions have been developed to adapt the RM to different sectors or activities. Based on previous contributions (Sala-Garrido et al., 2012; Hernández-Sancho et al., 2011a, 2011b; Hernandez-Sancho et al., 2009), we estimate the efficiency of the WWTPs assuming variable returns to scale.

A specific plant of the sample is represented as k' . We can define a measure of input efficiency $E_i(x^{k'}, y^{k'})$ as the capacity of plant k' to achieve an established output (contaminants removed) using the minimum of inputs (cost of energy, labour, maintenance, etc.). The

global efficiency index (RM) is calculated with the following expression, where the mean of the efficiency indices of each input is minimized:

$$RM(y, x) = \min \left\{ \sum_{n=1}^N \theta_n / N : (\theta_1 x_1, \theta_2 x_2, \dots, \theta_N x_N) \in L(y), 0 \leq \theta_n \leq 1 \right\} \quad (4)$$

According to Eq (4), the various inputs are minimized by different proportions, contrary to the radial measure, where all inputs are minimized by the same proportion. For each WWTP k' , we can obtain values for the previous RM by solving the following linear programming optimization:

$$RM(y^{k'}, x^{k'}) = \frac{1}{N} \min \sum_{n=1}^N \theta_n$$

s. t.

$$\sum_{k=1}^K z_k y_{km} \geq y_{k'm} \quad m = 1, \dots, M$$

$$\sum_{k=1}^K z_k x_{kn} \leq \theta_n x_{k'n} \quad n = 1, \dots, N$$

$$\sum_{k=1}^K z_k = 1, \quad k = 1, \dots, K$$

$$z_k \geq 0, \quad k = 1, \dots, K$$

$$0 \leq \theta_n \leq 1, \quad n = 1, \dots, N \quad (5)$$

where RM is the Russell measure while each θ_n obtained provides an efficiency indicator for each of the inputs considered. The objective of this problem is to minimize the inputs needed to produce a given level of outputs. Both the RM and the efficiency scores for each input θ_n are bounded between 0 and 1. A WWTP is efficient only if $RM = 1$, i.e., if all θ_n are equal to 1. In contrast, a WWTP is inefficient if $0 \leq RM < 1$. In the case that one of the scores of inputs θ_n is different from the unity, it is considered inefficient.

From the results obtained by applying these models we will study the influence of scale economies in WWTPs' efficiency. The plants under study will be distributed in several groups based on p.e., and the efficiency obtained will be compared by groups using a nonparametric test known as Kruskal-Wallis³ (Kruskal and Wallis, 1952), an extension of the Mann-Whitney test for three or more groups.

3. Sample description

The sample used in the study consists of 217 WWTPs located in the Valencia Region (Spanish Mediterranean coast). In this sense, the proportionality of the sample and its division into sizes corresponds to the territorial characteristics of the region. The high number of existing municipalities generates a high percentage of small treatment plants (up to 8000 p.e.). The treatment technology used is extended aeration. Average water volume treated is 426,651 m³/year. The statistical information is described in Table 1 and comes from the Valencian Wastewater Treatment Agency (EPSAR). The variables considered for analysis are divided into two groups. The first group focuses on the operation and management costs of WWTPs (€/year): energy (including the cost of the fixed part, power, and the variable part, energy consumed; staff (defined by salaries, fees, taxes, and social insurance); reagents (chemicals needed to treat wastewater and sludge); and maintenance (revision of machinery and infrastructure of the process, parts replacement, and repair of failures); waste (expenses associated with WWTP management); and others (consumables). The second group refers the information on the amount of pollutants removed in the process (kg/year): suspended solids (SS) and chemical oxygen demand (COD).

Considering the large sample size, it has been divided into three

³ The Kruskal-Wallis test is a nonparametric test, necessary to validate whether the observed differences between the efficiency scores are statistically significant. The results are considered significant if the p value is equal or smaller than 0.05 (Kruskal and Wallis, 1952).

Table 1
Sample description.

| | | Average |
|-----------------------------|-------------------------|-----------|
| p.e. | | 5725 |
| Flow (m ³ /year) | | 426,651 |
| Inputs (€/year) | Energy | 31,506 |
| | Staff | 54,229 |
| | Reagent and Maintenance | 21,420 |
| | Wastes | 15,636 |
| | Others | 10,672 |
| Outputs (kg/year) | SS | 119,485.2 |
| | COD | 123,841.4 |

groups, depending on the number of p.e. (Table 2). The mean values of the variables considered for these three groups are summarized in Table 3. The sample includes plants of different sizes (wide range of p.e.) because they were considered total WWTPs in the Valencian Region. We understand that in the design of a WWTP various factors such as the type of climate, average and peak flows it receives, p.e., and pollutant loads are involved (Bartroli et al., 2007). The geographical distribution of the population is also worth noting; this influence is significant as it is generally disaggregated geographically due to the structure of the sewerage network and the influence of Directive 91/271/EEC. The sample shows that the smallest group of WWTPs dominates the sample (182 WWTPs, representing 84% of the total sample). This group, defined as Group 1, is formed by those WWTPs that are designed to treat wastewater from municipalities between 500 and 8000 p.e.

4. Results and discussion

This section is structured in two parts: Section 4.1 presents the results of the radial and non-radial models for the entire sample (divided in three groups), and Section 4.2 presents the results of individualized analysis for different groups of WWTPs in regard to existing scale economies. Efficiency rates according to the methodology previously explained range between 0 and 1; the value 1 represents the efficient WWTPs, which constitute the efficient production frontier.

4.1. Efficiency analysis of the global sample with radial and non-radial approach

First the efficiency scores for 217 WWTPs were calculated following the DEA model using variable returns to scale (Banker, 1984), which allow comparison of each unit analysed with units having a similar size (see Table 4).

The DEA model results show an average efficiency score of 0.90 for Group 3 (six WWTPs that treat wastewater above 50,000 p.e.). Group 2 consists of 29 WWTPs (treated wastewater between 8000 and 50,000 p.e.) with an average efficiency score of 0.75. Group 1 consists of 182 WWTPs (largest group), which treat wastewater between 500 and 8000 p.e. with an average efficiency score of 0.48. With these results we can demonstrate that the increase in the efficiency of WWTPs is directly linked to the number of p.e. that WWTPs treat. Therefore, with a larger number of p.e. the WWTP requires lower unitary economic costs to treat wastewater.

Although correlation analysis has demonstrated that a clear relationship exists between the efficiency score of WWTPs' groups and costs per p.e., it is suitable to verify that differences between them are statistically significant. The results of the Kruskal-Wallis test are shown in Table 5. With 5% significance the null hypothesis can be rejected. Thus, we can accept that differences among the three groups are significant. At this point we can identify the presence of scale economies in our WWTPs sample.

The difference between scores can be associated with the existence

Table 2
Sample groups taking into account p.e.

| Group | p.e. | Number of WWTPs | % |
|-------|-------------|-----------------|----|
| 1 | 500–8000 | 182 | 84 |
| 2 | 8000–50,000 | 29 | 13 |
| 3 | > 50,000 | 6 | 3 |

Table 3
WWTPs description for the three groups (average values).

| | Energy | Staff | Reagent and Mainten | Wastes | Others | Volume | SS | COD |
|---------|---------|---------|---------------------|---------|--------|-----------|-------------|-------------|
| Group 1 | 12,339 | 32,794 | 10,325 | 5748 | 6548 | 167,573 | 37,271.1 | 41,302.3 |
| Group 2 | 91,303 | 133,630 | 56,428 | 48,266 | 26,857 | 1,316,258 | 380,053.2 | 393,767.1 |
| Group 3 | 323,877 | 320,635 | 188,763 | 157,861 | 57,532 | 3,985,557 | 1,353,901.4 | 1,322,885.6 |

Table 4
Average efficiency scores for the three groups with variable returns to scale model.

| Group | WWTPs with efficiency < 0.5 | WWTPs with efficiency > 0.5 | Total | Average efficiency score |
|-------|-----------------------------|-----------------------------|-------|--------------------------|
| 1 | 126 | 56 | 182 | 0.48 |
| 2 | 7 | 22 | 29 | 0.75 |
| 3 | 0 | 6 | 6 | 0.90 |
| Total | 133 | 84 | 217 | |

Table 5
Kruskal-Wallis test results for the three groups.

| Ranges | Statisticals | | | | |
|--------|--------------|-----|----------------|-------------|--------|
| | Groups | N | Average scores | Score | |
| Score | 1 | 182 | 0.48 | Chi-square | 32.296 |
| | 2 | 29 | 0.75 | df | 2.0000 |
| | 3 | 6 | 0.90 | Asymp. Sig. | 0.0000 |
| | Total | 217 | | | |

of scale economies because an increase in WWTP size means that the unitary production costs will be lower. Thus, considering the three groups in which the sample has been divided, it can be demonstrated that an increase in p.e. means a reduction in process costs (€/m³). This study has used the average of the efficiency scores to analyse the efficiency within each group. In view of our results, the wastewater treatment process presents a savings opportunity by reducing the average cost (€/p.e.). This information can be very useful to design more efficient WWTPs in terms of reducing costs and obtaining suitable treated water quality. Our results agree with those of Fraquelli and Giandrone (2003), Tsagarakis et al. (2003), Hernández-Sancho and Sala-Garrido (2009), and Molinos-Senante et al. (2013), in that bigger WWTPs work more efficiently than smaller ones.

To verify what inputs are responsible for changes in efficiency scores between groups, we have implemented a non-radial model. The results are presented in Table 6. These results allow for the identification of specific inputs on which to act to increase the efficiency of the

Table 6
Russell model results for three sample groups.

| | Energy | Staff | Reagent and Mainten | Wastes | Others |
|---------|--------|-------|---------------------|--------|--------|
| | score | score | score | score | score |
| Group 1 | 0.41 | 0.36 | 0.35 | 0.46 | 0.35 |
| Group 2 | 0.71 | 0.60 | 0.52 | 0.69 | 0.49 |
| Group 3 | 0.73 | 0.80 | 0.78 | 0.87 | 0.82 |

WWTPs analysed. In this way, Table 6 includes the results of the efficiency indicator for each group of WWTPs and for each input analysed (energy, staff, maintenance, wastes, and others). This indicator (column “score” in Table 6) is between 0 and 1, where 1 means that inputs are being used efficiently. Values close to 0 imply the inefficiency of the wastewater treatment process. To achieve efficiency, the WWTPs belonging to Group 1 need an average reduction in their energy and waste

management costs of 61% and 55%, respectively. These percentages are given by the difference between 1 and the “score” values for each input. These results are relevant for Group 1 because it is composed of 182 small WWTPs (between 500 and 8000 p.e.; see Table 2). From the manager’s point of view, knowing exactly which inputs are having a negative impact in the wastewater treatment process is important for improvement of both the overall management of WWTPs and cost savings. The WWTPs with > 50,000 p.e. (Group 3) show the highest values for the index (in all of the inputs the values range between 0.73 and 0.87), and the percentage of cost reduction is less than Group 1. Hence, the WWTPs belonging to Group 3 are more efficient and the cost savings become less important than for smaller ones. With these results we can confirm the existence of a direct relation between the size of the facilities and the efficient performance of the inputs in the wastewater treatment processes. In other words, bigger WWTPs show better efficiency indicators in the use of the inputs. Due to their relevance for the operation costs, energy management and staff are the most representative cases, in line with the literature (Guo et al., 2016; Trapote et al., 2014; Rodriguez-Garcia et al., 2011; Molinos-Senante et al., 2010). In this sense, the results obtained by Lorenzo-Toja et al. (2015) show a cost inefficiency associated with the use of energy in plants < 20,000 p.e.

As reflected in the study of Hernández-Sancho and Sala-Garrido (2009), WWTPs with secondary treatment are influenced by scale economies, so that smaller WWTPs are less efficient. Other work (Hernández-Sancho et al. (2011b) shows that only 3% of small WWTPs analysed operate efficiently while the remaining percentage of WWTPs show far from efficient performance. The overlap of the results with those obtained in our study demonstrate that scale economies have to be considered and that energy use becomes a key factor in the efficient operation of WWTPs. If energy consumption is considered a sustainable development indicator, the next step is to relate, firstly, this energy consumption with the size of WWTPs. Currently there are studies demonstrating proper operation when renewable energy provides 6.5% of self-sufficient energy for the wastewater treatment process (Singh et al., 2016; Chae and Kang, 2013; Rodriguez-Garcia et al., 2011).

4.2. Individualized efficiency analysis

From the results obtained in the non-radial analysis (Table 6), the sample has been subdivided into different smaller groups to analyse if the presence of economies of scale follows some type of pattern (see Fig. 1). The mean values of the inputs of each of the subgroups are shown in Table 7.

The results of the non-radial analysis for each of the subgroups are shown in Table 8. In the case of the first block (Groups 1.A; 1.B; 1.C), the presence of economies of scale is confirmed, because the average efficiency increases as the size of the WWTP is higher. It is corroborated by the Kruskal-Wallis test that the differences between scores are

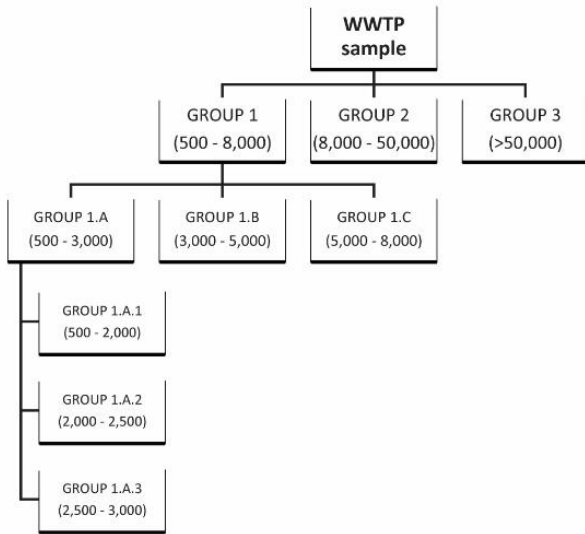


Fig. 1. Sample divisions for efficiency analysis. Source: own elaboration.

significant. For this reason, the null hypothesis is rejected, and the existence of economies of scale for the group between 500 and 8000 p.e. is demonstrated. The pattern of economies of scale is met, and for bigger WWTP, the efficiency increases (results are shown in Table 9 and follow the same trend as the results reported in Table 5). However, for the WWTPs of Group 1.A.a; 1.A.b; 1.A.c the scores behave differently.

The score does not tend to increase as the size of the WWTP increases. Thus, for Group 1.A.c (2500–3000 p.e.) the score is lower (0.29) than for the smaller group (0.39). For this reason the efficiency analysis shows that for the subgroup of 500–3000 p.e. economies of scale are not identified. The Kruskal-Wallis test (Table 10) corroborates the result because, with a significance of 0.940, the null hypothesis is accepted. This implies accepting that there are no significant differences between Groups 1.A.a, 1.A.b, and 1.A.c, i.e., for smaller WWTPs, the pattern of economies of scale is not met and, therefore, there is no clear relationship between the size of the WWTP and their efficiency. From this result it could be deduced that 3000 p.e. is the minimum size that WWTPs should have in order to be efficient.

The efficiency indicators disaggregated by inputs are shown in Table 11. In Group 1.A; 1.B; 1.C, for all inputs the same trend as that presented in the overall analysis is followed (Table 6). This situation assumes that the use of all inputs becomes more efficient as the size of the WWTP increases. It is corroborated that the smaller size of the WWTPs implies an inefficiency in the use of the inputs and a negative impact on the operational costs. Energy consumption repeats this trend and is reaffirmed as the most relevant input when considering the efficiency of the process. However, for the case of Group 1.A.a; 1.A.b; 1.A.c, the same trend is not repeated. As shown in the results of the Kruskal-Wallis test (Table 10) within this group, the presence of economies of scale is not identified. In fact, the performance of the

Table 7
Average input values of each subdivision of Group 1.

| Group | p.e. | Energy | Staff | Reagent and Mainten | Wastes | Others | Volume | SS | COD |
|-------------------|------|--------|--------|---------------------|--------|--------|---------|-----------|-----------|
| 1.A (500–3000) | 1304 | 9169 | 28,049 | 7966 | 3879 | 5599 | 115,154 | 24,317.8 | 27,500.4 |
| 1.B (3000–5000) | 3700 | 22,817 | 49,013 | 12,786 | 11,845 | 8434 | 324,111 | 74,495.7 | 78,847.3 |
| 1.C (5000–8000) | 5973 | 29,443 | 57,670 | 14,151 | 15,941 | 13,333 | 472,572 | 114,580.8 | 126,500.9 |
| 1.A.1 (500–2000) | 1065 | 7438 | 25,895 | 7130 | 3061 | 5328 | 90,756 | 19,624.9 | 22,437.9 |
| 1.A.2 (2000–2500) | 2189 | 16,526 | 40,719 | 11,602 | 9540 | 5703 | 259,123 | 47,798.5 | 45,870.4 |
| 1.A.3 (2500–3000) | 2732 | 18,175 | 34,467 | 12,204 | 5154 | 8442 | 187,206 | 43,921.2 | 58,136.7 |

Table 8
Average Russell results for each subdivided group.

| p.e | Number of WWTPs | Average score |
|-------------------------|-----------------|---------------|
| Group 1.A (500–3000) | 147 | 0.38 |
| Group 1.B (3000–5000) | 20 | 0.40 |
| Group 1.C (5000–8000) | 15 | 0.47 |
| Total | 182 | |
| Group 1.A.1 (500–2000) | 121 | 0.39 |
| Group 1.A.2 (2000–2500) | 15 | 0.35 |
| Group 1.A.3 (2500–3000) | 11 | 0.29 |
| Total | 147 | |

Table 9
Results of Kruskal-Wallis test for Group 1.A, 1.B and 1.C sample.

| Ranges | | Statisticals | | | |
|--------|--------|--------------|----------------|-------------|--------|
| | Groups | N | Average scores | | Score |
| Score | 1.A | 147 | 0.38 | Chi-square | 10.713 |
| | 1.B | 20 | 0.40 | df | 2.0000 |
| | 1.C | 15 | 0.47 | Asymp. Sig. | 0.005 |
| | Total | 182 | | | |

Table 10
Results of Kruskal-Wallis test for Group 1.A.1, 1.A.2 and 1.A.3 sample.

| Ranges | | Statisticals | | | |
|--------|--------|--------------|----------------|-------------|--------|
| | Groups | N | Average scores | | Score |
| Score | 1.A.1 | 121 | 0.39 | Chi-square | 0.123 |
| | 1.A.2 | 15 | 0.35 | df | 2.0000 |
| | 1.A.3 | 11 | 0.29 | Asymp. Sig. | 0.940 |
| | Total | 182 | | | |

Table 11
Russell model results for two subdivision groups.

| | Energy | Staff | Reagent and Mainten | Wastes | Others |
|-------------------------|--------|-------|---------------------|--------|--------|
| | score | score | score | score | score |
| Group 1.A (500–3000) | 0.38 | 0.35 | 0.36 | 0.44 | 0.35 |
| Group 1.B (3000–5000) | 0.45 | 0.40 | 0.28 | 0.48 | 0.37 |
| Group 1.C (5000–8000) | 0.60 | 0.45 | 0.37 | 0.57 | 0.38 |
| Group 1.A.1 (500–2000) | 0.40 | 0.35 | 0.41 | 0.43 | 0.35 |
| Group 1.A.2 (2000–2500) | 0.33 | 0.33 | 0.18 | 0.54 | 0.36 |
| Group 1.A.3 (2500–3000) | 0.22 | 0.32 | 0.12 | 0.46 | 0.31 |

WWTPs that form this group does not coincide with that presented for the WWTPs of Group 1.A; 1.B; 1.C. This anomaly in the performance pattern could be the proof that 3000 p.e. is the size limit for efficient operation of a WWTP. In fact, plants of a smaller size usually show strong inefficiencies in the process with a high impact on operating

costs. The results obtained highlight the importance of analysing the efficiency of WWTPs before their construction, mainly in small populations. It is clear that the WWTPs already in use cannot be changed in the short term. Hence, smaller urban settlements could create community associations to reach a minimum threshold to guarantee efficiency in wastewater treatment facilities, for example, carrying out a sludge centralized management. Of course, the joint management will need a detailed analysis to assess its pros and cons. This situation opens new lines of future research.

5. Conclusions

The presence of scale economies in the wastewater treatment sector is directly related to the efficiency assessment. Our study analyses 217 WWTPs of the Valencian Region to understand their efficiency in relation to their size (p.e.). The implementation of radial DEA models allows us to obtain efficiency indices for each plant. This methodology allows us to confirm that the bigger plants are more efficient than smaller ones in terms of p.e. This result is in line with existing studies in the literature, which have showed a strong dependence between efficiency and WWTP size.

The implementation of Directive 91/271/EEC is partly responsible for this situation due to the water quality criteria established by law, which require that all small towns have some kind of wastewater treatment system. The efficiency analysis shows that the installation of a single WWTP for each municipality is not the best option to reduce operational costs. Energy costs associated with the wastewater treatment process present a significant impact on the total operational costs.

The efficiency analysis shows that economies of scale are present significantly in the larger WWTPs (Group 1-2-3 and Group 1.A; 1.B; 1.C). The non-radial analysis reveals the potential for improvement of the inputs used, with energy being the main aspect to be considered. For these sizes of WWTPs, the inclusion of renewable energy should be considered to achieve a greater degree of energy self-sufficiency in the facilities. For Group 1.A.a; 1.A.b; 1.A.c, the efficiency analysis shows that economies of scale are no longer relevant, so the score does not increase with higher p.e. Taking this disaggregation into account, we conclude that from 3000 p.e. the WWTPs lose the size-efficiency correlation. This result presents a significant contribution to the literature because the pattern of economies of scale had never before been confirmed with this level of detail. That reference of 3000 p.e. would imply the optimal size limit for a wastewater treatment plant.

This represents a change of approach for treatment systems in small populations considered in Directive 91/271/EEC. The recommendation would be that smaller urban settlements should create combined communities to reach a minimum threshold to guarantee efficiency in wastewater treatment facilities. It is true that the current small WWTPs cannot be changed, but it would be possible to implement strategies for sustainable energy management (renewable energy) to reduce energy consumption and operational costs. This analysis represents a benchmarking approach for future construction of WWTPs in areas with a high number of small municipalities seeking environmental and economic efficiency in the wastewater treatment process—shedding light on the open debate about the scale economies in WWTPs.

References

Abbott, M., Cohen, B., 2009. Productivity and efficiency in the water industry. *Util. Pol.* 17, 233–244.

Aristovnik, A., 2015. Regional performance measurement of healthcare systems in the EU: a non-parametric approach. *Lex Localis* 13, 579–593.

Baeza, J.A., Gabriel, D., Lafuente, J., 2004. Effect of internal recycle on the nitrogen removal efficiency of an anaerobic/anoxic/oxic (A₂/O) wastewater treatment plant (WWTP). *Process Biochem.* 39, 1615–1624.

Banker, R.D., 1984. Estimating most productive scale size using data envelopment analysis. *Eur. J. Oper. Res.* 17, 35–44.

Bartrolí, A., Canudas, A.G., Rey, A.F., Ramírez, J.C., Lafuente, F.J., 2007. Rediseño óptimo de una EDAR. *Ingen. Quim.* 104–119 (In Spanish).

Battese, G., Coelli, T., 1995. A model for technical inefficiency effects in a stochastic frontier production for panel data. *Empir. Econ.* 20, 325–332.

Benedetti, L., Keyser, W.D., Nopens, L., Vanrolleghem, P.A., 2010. Probabilistic modelling and evaluation of wastewater treatment plant upgrades in a water quality based evaluation context. *J. Hydroinf.* 12, 380–398.

Berg, S.V., 2013. Advances in benchmarking to improve water utility operations: a review of six IWA books. *Water Pol.* 15, 325–333.

Berg, S., Marques, R., 2011. Quantitative studies of water and sanitation utilities: a benchmarking literature survey. *Water Policy* 13 (5), 591–606. <https://doi.org/10.2166/wp.2011.041>.

Bhattacharyya, A., Harris, T., Narayanan, R., Raffiee, K., 1995. Specification and estimation of the effect of ownership on the economic efficiency of the water utilities. *Reg. Sci. Urban Econ.* 25, 759–784.

Blum, H., 2014. The economic efficiency of energy-consuming equipment: a DEA approach. *Energy Effic.* 8, 281–298.

Byrnes, J., Crase, L., Dollery, B., Villano, R., 2010. The relative economic efficiency of urban water utilities in regional New South Wales and Victoria. *Resour. Energy Econ.* 32, 439–455.

Carvalho, P., Pedro, I., Marques, R.C., 2015. The most efficient clusters of Brazilian water companies. *Water Pol.* 17, 902–917.

Carvalho, P., Marques, R.C., 2014. Computing economies of vertical integration, economies of scope and economies of scale using partial frontier nonparametric methods. *Eur. J. Oper. Res.* 234, 292–307.

Carvalho, P., Marques, R.C., Berg, S., 2012. A meta-regression analysis of benchmarking studies on water utilities market structure. *Util. Pol.* 21, 40–49.

Carvalho, P., Marques, R.C., 2011. The influence of the operational environment on the efficiency of water utilities. *J. Environ. Manag.* 92, 2698–2707.

Cesaroni, G., Giovannola, D., 2015. Average-cost efficiency and optimal scale sizes in non-parametric analysis. *Eur. J. Oper. Res.* 242, 121–133.

Chae, K., Kang, J., 2013. Estimating the energy independence of a municipal wastewater treatment plant incorporating green energy resources. *Energy Convers. Manag.* 75, 664–672.

Chakraborty, S., 2015. Evaluating the efficiency of the banks in India during the pre & post recession period using DEA approach. *Int. J. Appl. Eng. Res.* 10, 34919–34934.

Charnes, A., Cooper, W.W., Lewin, A.Y., Seiford, L., 1994. *Data Envelopment Analysis: Theory, Methodology, and Applications*. Springer Netherlands.

Charnes, A., Cooper, W.W., Rhodes, E., 1978. Measuring the efficiency of decision making units. *Eur. J. Oper. Res.* 2, 429–444.

Chauhan, N.S., Mohapatra, P.K.J., Pandey, K.P., 2006. Improving energy productivity in paddy production through benchmarking—an application of data envelopment analysis. *Energy Convers. Manag.* 47, 1063–1085.

Chen, S., 2015. The evaluation indicator of ecological development transition in China's regional economy. *Ecol. Indic.* 51, 42–52.

Christopoulos, A.G., Dokas, I.G., Katsimardou, S., Vlachogiannatos, K., 2015. Investigation of the relative efficiency for the Greek listed firms of the construction sector based on two DEA approaches for the period 2006–2012. *Oper. Res.* 1–22.

Coelli, T.J., Rao, D.S.P., O'Donnell, C.J., Battese, G.E., 2005. *An Introduction to Efficiency and Productivity Analysis*, second ed. Springer, pp. 1–349.

Cruz, N., F.d., Carvalho, P., Marques, R.C., 2013. Disentangling the cost efficiency of jointly provided water and wastewater services. *Util. Pol.* 24, 70–77.

Cubbin, J., Tzanidakis, G., 1998. Regression versus data envelopment analysis for efficiency measurement: an application to the England and Wales regulated water industry. *Util. Pol.* 7, 75–85.

De Witte, K., Marques, R.C., 2009. Designing performance incentives, an international benchmark study in the water sector. *Cent. Eur. J. Oper. Res.* 18, 189–220.

Deng, G., Li, L., Song, Y., 2016. Provincial water use efficiency measurement and factor analysis in China: based on SBM-DEA model. *Ecol. Indic.* 69, 12–18.

Díaz, J.A.R., Poyato, E.C., Luque, R.L., 2004. Applying benchmarking and data envelopment analysis (DEA) techniques to irrigation districts in Spain. *Irrigat. Drain.* 53, 135–143.

EUR-Lex, 2016. Access to European Union Law. Available at: <http://eur-lex.europa.eu/homepage.html?locale=en>, Accessed date: 28 January 2016.

Fabbri, P., Fraquelli, G., 2000. Costs and structure of technology in the Italian water industry. *Empirica* 27, 65–82.

Färe, R., Lovell, C.A.K., 1978. Measuring the technical efficiency of production. *J. Econ. Theor.* 19, 150–162.

Farrell, M.J., 1957. The measurement of productive efficiency. *J. Roy. Stat. Soc.* 120, 253–290.

Fraquelli, G., Giandrone, R., 2003. Reforming the wastewater treatment sector in Italy: implications of plant size, structure, and scale economies. *Water Resour. Res.* 39.

García-Valiñas, M.A., Muñiz, M.A., 2007. Is DEA useful in the regulation of water utilities? A dynamic efficiency evaluation (a dynamic efficiency evaluation of water utilities). *Appl. Econ.* 39, 245–252.

García, S., Thomas, A., 2001. The structure of municipal water supply costs: application to a panel of French local communities. *J. Prod. Anal.* 16, 5–29.

Guerrini, A., Romano, G., Leardini, C., Martini, M., 2015. Measuring the efficiency of wastewater services through data envelopment analysis. *Water Sci. Technol.* 71, 1845–1851.

Guo, J., Fu, X., Andrés Baquero, G., Sobhani, R., Nolasco, D.A., Rosso, D., 2016. Trade-off between carbon emission and effluent quality of activated sludge processes under seasonal variations of wastewater temperature and mean cell retention time. *Sci. Total Environ.* 547, 331–344.

Guo, T., Englehardt, J., Wu, T., 2014. Review of cost versus scale: water and wastewater treatment and reuse processes. *Water Sci. Technol.* 69, 223–234.

Gupta, S., Kumbar, S., Sarangic, G.K., 2012. Measuring the performance of water service providers in urban India: implications for managing water utilities. *Water Pol.* 14,

- 391–408.
- Halkos, G., Papageorgiou, G., 2016. Spatial environmental efficiency indicators in regional waste generation: a nonparametric approach. *J. Environ. Plann. Manag.* 59, 62–78.
- Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., Sala-Garrido, R., 2011. Energy efficiency in Spanish wastewater treatment plants: a non-radial DEA approach. *Sci. Total Environ.* 409 (14), 2693–2699. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.018>.
- Hernández-Sancho, F., Bellver-Domingo, A., 2017. Environmentally adjusted efficiency of municipal water suppliers. In: *Environmentally Adjusted Efficiency of Municipal Water Suppliers*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., Sala-Garrido, R., 2011a. Cost modelling for wastewater treatment processes. *Desalination* 268, 1–5.
- Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., Sala-Garrido, R., 2011b. Energy efficiency in Spanish wastewater treatment plants: a non-radial DEA approach. *Sci. Total Environ.* 409, 2693–2699.
- Hernández-Sancho, F., Picazo-Tadeo, A., Reig-Martínez, E., 2000. Efficiency and environmental regulation. *Environ. Resour. Econ.* 15, 365–378.
- Hernández-Sancho, F., Saz-Salazar, S.D., Sala-Garrido, R., 2009. Economic and technical efficiency of drinking water systems: an empirical approach for Spain. In: Hlavinek, P., Popovska, C., Marsalek, J., Mahrikova, I., Kukharchyk, T. (Eds.), *Risk Management of Water Supply and Sanitation Systems*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 115–124.
- Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., Sala-Garrido, R., 2010. Economic valuation of environmental benefits from wastewater treatment processes: an empirical approach for Spain. *Sci. Total Environ.* 408, 953–957.
- Hernández-Sancho, F., Sala-Garrido, R., 2009. Technical efficiency and cost analysis in wastewater treatment processes: a DEA approach. *Desalination* 249, 230–234.
- Hollingsworth, B., 2008. The measurement of efficiency and productivity of health care delivery. *Health Econ.* 17, 1107–1128.
- Horn, T., 2011. Incorporating water purification in efficiency evaluation: evidence from Japanese water utilities. *Appl. Econ. Lett.* 18, 1789–1794. <https://doi.org/10.1080/13504851.2011.564119>.
- Kruskal, W.H., Wallis, W.A., 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *J. Am. Stat. Assoc.* 47, 583–621.
- Kulshrestha, M., Vishwakarma, A., 2013. Efficiency evaluation of urban water supply services in an Indian state. *Water Pol.* 15, 134–152.
- Lee, B.L., Worthington, A.C., 2016. A network DEA quantity and quality-orientated production model: an application to Australian university research services. *Omega (United Kingdom)* 60, 26–33.
- lo Storto, C., 2013. Are public-private partnerships a source of greater efficiency in water supply? Results of a non-parametric performance analysis relating to the Italian industry. *Water* 5, 2058–2079. <https://doi.org/10.3390/w5042058>.
- lo Storto, C., 2015. The trade-off between cost efficiency and public service quality: a non-parametric frontier analysis of Italian major municipalities. *Cities*.
- Lorenzo-Toja, Y., Vázquez-Rowe, I., Chenel, S., Marín-Navarro, D., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2015. Eco-efficiency analysis of Spanish WWTPs using the LCA + DEA method. *Water Res.* 68, 651–666.
- Mande Buafua, P., 2015. Efficiency of urban water supply in Sub-Saharan Africa: do organization and regulation matter? *Util. Pol.* 37, 13–22. <https://doi.org/10.1016/j.jup.2015.06.010>.
- Marques, R.C., 2008. Measuring the total factor productivity of the Portuguese water and sewerage services. *Econ. Apl.* 12, 215.
- Marques, R.C., Kortt, M.A., Dollery, B., 2015. Determining the optimal size of local government: the case of Tasmanian councils. *Aust. J. Publ. Adm.* 74, 212–226.
- Medal-Bartual, A., García-Martin, C., Sala-Garrido, R., 2012. Efficiency analysis of small franchise enterprises through a DEA metafrontier model. *Serv. Ind. J.* 32, 2421–2434.
- Ministry of Agriculture, Food and Environment, 2015. *Plan Nacional de calidad de aguas: saneamiento y depuración 2007-2015 (In Spanish)*. Available at: <http://www.magrama.gob.es/es/agua/planes-y-estrategias/>, Accessed date: 22 January 2016.
- Molinos-Senante, M., Garrido-Baserba, M., Reif, R., Hernández-Sancho, F., Poch, M., 2012. Assessment of wastewater treatment plant design for small communities: environmental and economic aspects. *Sci. Total Environ.* 427–428, 11–18.
- Molinos-Senante, M., Gómez, T., Caballero, R., Sala-Garrido, R., 2014. Assessment of the economic efficiency of wastewater treatment plants: a metafrontier approach. *Rev. Estud. Reg.* 83–100.
- Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F., Sala-Garrido, R., 2013. Benchmarking in wastewater treatment plants: a tool to save operational costs. *Clean Technol. Environ. Policy* 16, 149–161.
- Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F., Sala-Garrido, R., 2010. Economic feasibility study for wastewater treatment: a cost-benefit analysis. *Sci. Total Environ.* 408, 4396–4402.
- Morales, M., Heaney, J., 2015. Benchmarking nonresidential water use efficiency using parcel-level data. *J. Water Resour. Plann. Manag.*
- Muñoz, I., Malato, S., Rodríguez, A., Domenech, X., 2008. Integration of environmental and economic performance of processes. Case study on advanced oxidation processes for wastewater treatment. *J. Adv. Oxid. Technol.* 11, 270–275.
- Mugisha, S., 2014. Frontier distance function analysis for water supply systems. *Proc. Inst. Civ. Eng. Munic. Eng.* 167, 11–21. <https://doi.org/10.1680/muen.13.00005>.
- Nauges, C., van den Berg, C., 2007. How “natural” are natural monopolies. In: *The Water Supply and Sewerage Sector? Case Studies from Developing and Transition Economies*, Policy Research Working Papers.
- Nauges, C., Berg, C., 2008. Economies of density, scale and scope in the water supply and sewerage sector: a study of four developing and transition economies. *J. Regul. Econ.* 34, 144–163.
- Njiraini, G.W., Guthiga, P.M., 2013. Are small-scale irrigators water use efficient? Evidence from lake naivasha basin, Kenya. *Environ. Manag.* 52, 1192–1201.
- Oa, S.W., Choi, E., Kim, S.W., Kwon, K.H., Min, K.S., 2009. Economical and technical efficiencies evaluation of full scale piggery wastewater treatment BNR plants. *Water Sci. Technol.* 59, 2159–2165.
- Odeck, J., Alkadi, A., 2001. Evaluating efficiency in the Norwegian bus industry using data envelopment analysis. *Transportation* 28, 211–232.
- Oliver, M.E., 2015. Economies of scale and scope in expansion of the U.S. natural gas pipeline network. *Energy Econ.* 52 (Part B), 265–276.
- Qasemi-Kordkheili, P., Asoodar, M.A., Kazemi, N., 2014. Application of a non-parametric method to analyze energy consumption for orange production. *Agric. Eng. Int. CIGR J.* 16, 157–166.
- Rác, V.J., Vestergaard, N., 2016. Productivity and efficiency measurement of the Danish centralized biogas power sector. *Renew. Energy* 92, 397–404.
- Rodríguez-García, G., Molinos-Senante, M., Hospido, A., Hernández-Sancho, F., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2011. Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants. *Water Res.* 45, 5997–6010.
- Rogge, N., De Jaeger, S., 2012. Evaluating the efficiency of municipalities in collecting and processing municipal solid waste: a shared input DEA-model. *Waste Manag.* 32, 1968–1978.
- Saal, D.S., Arocena, P., Maziotis, A., Trieb, T., 2013. Scale and scope economies and the efficient vertical and horizontal configuration of the water industry: a survey of the literature. *Rev. Netw. Econ.* 12, 93–129.
- Sala-Garrido, R., Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F., 2011. Comparing the efficiency of wastewater treatment technologies through a DEA metafrontier model. *Chem. Eng. J.* 173, 766–772.
- Sala-Garrido, R., Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., 2012. Assessing the efficiency of wastewater treatment plants in an uncertain context: a DEA with tolerances approach. *Environ. Sci. Pol.* 18, 34–44.
- Singh, P., Kansal, A., Carliell-Marquet, C., 2016. Energy and carbon footprints of sewage treatment methods. *J. Environ. Manag.* 165, 22–30.
- Speelman, S., D’Haese, M., Buysse, J., D’Haese, L., 2008. A measure for the efficiency of water use and its determinants, a case study of small-scale irrigation schemes in North-West Province, South Africa. *Agric. Syst.* 98, 31–39.
- Stewart, C., Matousek, R., Nguyen, T.N., 2016. Efficiency in the Vietnamese banking system: a DEA double bootstrap approach. *Res. Int. Bus. Finance* 36, 96–111.
- Sueyoshi, T., Goto, M., 2011. DEA approach for unified efficiency measurement: assessment of Japanese fossil fuel power generation. *Energy Econ.* 33, 292–303.
- Sueyoshi, T., Wang, D., 2014. Sustainability development for supply chain management in U.S. petroleum industry by DEA environmental assessment. *Energy Econ.* 46, 360–374.
- Thanassoulis, E., 2000. The use of data envelopment analysis in the regulation of UK water utilities: water distribution. *Eur. J. Oper. Res.* 126, 436–453.
- Torres, M., Morrison Paul, C.J., 2006. Driving forces for consolidation or fragmentation of the US water utility industry: a cost function approach with endogenous output. *J. Urban Econ.* 59, 104–120.
- Trapote, A., Albaladejo, A., Simón, P., 2014. Energy consumption in an urban wastewater treatment plant: the case of Murcia Region (Spain). *Civ. Eng. Environ. Syst.* 31, 304–310.
- Tsagarakis, K.P., Mara, D.D., Angelakis, A.N., 2003. Application of cost criteria for selection of municipal wastewater treatment systems. *Water Air Soil Pollut.* 142, 187–210.
- Viton, P.A., 1986. The question of efficiency in urban bus transportation. *J. Reg. Sci.* 26, 499–513.
- Worthington, A.C., Higgs, H., 2014. Economies of scale and scope in Australian urban water utilities. *Util. Pol.* 31, 52–62.
- Youn Kim, H., Clark, R.M., 1988. *Economies of Scale and Scope in Water Supply*. [https://doi.org/10.1016/0166-0462\(88\)90022-1](https://doi.org/10.1016/0166-0462(88)90022-1).
- Zha, Y., Zhao, L., Bian, Y., 2016. Measuring regional efficiency of energy and carbon dioxide emissions in China: a chance constrained DEA approach. *Comput. Oper. Res.* 66, 351–361.
- Zhang, N., Kong, F., Yu, Y., 2015. Measuring ecological total-factor energy efficiency incorporating regional heterogeneities in China. *Ecol. Indic.* 51, 165–172.
- Zhong, W., Yuan, W., Li, S.X., Huang, Z., 2011. The performance evaluation of regional R & D investments in China: an application of DEA based on the first official China economic census data. *Omega* 39, 447–455.
- Zhou, P., Ang, B.W., Poh, K.L., 2006. Slacks-based efficiency measures for modeling environmental performance. *Ecol. Econ.* 60, 111–118.

3. Preventive maintenance versus cost of repairs in asset management: An efficiency analysis in wastewater treatment plants

Process Safety and Environmental Protection 141 (2020) 215–221



Contents lists available at ScienceDirect

Process Safety and Environmental Protection

journal homepage: www.elsevier.com/locate/psep

Preventive maintenance versus cost of repairs in asset management: An efficiency analysis in wastewater treatment plants



Vicent Hernández-Chover*, Lledó Castellet-Viciano, Francesc Hernández-Sancho

Institute of Local Development (ILD-WATER), Water Economics Group, University of Valencia, Avda. Tarongers S/N, Valencia, 46022, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 15 February 2020

Received in revised form 23 April 2020

Accepted 25 April 2020

Available online 28 April 2020

Keywords:

Infrastructure management

Preventive maintenance

Repairs

Efficiency

Risk management

Operating costs

Energy consumption

ABSTRACT

The operation and management of Wastewater Treatment Plants (WWTPs) is of paramount importance to guarantee the sustainability of water resources. Just like any other production process, wastewater treatment process involves different costs, such as: energy, personnel, maintenance and reagents. Regarding maintenance costs, they have become an issue of great concern to many operators in the last years. Maintaining the facilities in good condition ensures the proper performance of these infrastructures and reduces the risk of failures. It should be known that equipment breakdowns imply an increase in operating costs, with a high risk of generating an environmental damage due to the malfunction or the stoppage of the process. To address this situation, preventive maintenance policies are portrayed as the best strategies to reduce equipment breakdowns and repairs. Although maintenance costs are a relevant issue for wastewater treatment plant operators, there are not many studies that assess the influence of maintenance on the efficiency of the facilities. In order to fill this gap an empirical study is proposed for a sample of wastewater treatment plants facilities.

© 2020 Published by Elsevier B.V. on behalf of Institution of Chemical Engineers.

1. Introduction

Wastewater treatment is essential to protect human health and ensure environmental sustainability (COI/UNESCO, 2011), as it has been established in several regulations implemented in the European Union Member States. Among them, it should be highlighted the Directive 91/271/EEC, about the wastewater treatment, which has settled the obligation that all urban agglomerations should be equipped with a collector system to transport the wastewater from the households to Wastewater Treatment Plants (WWTPs), where it will be treated according to a quality criteria established in the Directive before being discharged back to the environment.

Like any other production process, the wastewater treatment sector must optimize the use of the resources necessary to carry out the service (energy, personnel, reagents, maintenance ...). Achieving these criteria implies an efficient management of WWTPs. Not only should WWTP be efficient in terms of contaminant removal, but also in the use of the resources used to achieve this purpose (Ostrom and Wilhelmssen, 2012).

Therefore, both public and private managers and operators of WWTPs should seek the efficiency of the process at all levels to ensure the quality of the service, the optimisation of operational costs and an appropriate environmental management of water resources (Hernández-Chover et al., 2018; lo Storto, 2013; Molinos-Senante et al., 2010). In order to identify potential improvements, numerous studies evaluate the efficiency of these infrastructures from an economic and environmental point of view. To this end, the use of benchmarking techniques has been suitable to evaluate the performance of wastewater treatment processes (Molinos-Senante et al., 2014; Longo et al., 2016). Particularly, Data Envelopment Analysis (DEA), developed by Charnes et al. (1978) is the most common method applied. Its main advantage is that a definition of a specific functional form is not needed (Medal-Bartual et al., 2012). This methodology has not only been used in the water sector (Abbott and Cohen, 2009; Carvalho et al., 2012; Kulshrestha and Vishwakarma, 2013) but also in other fields such as energy, industry, education, airlines and banking (Christopoulos et al., 2015; Sueyoshi and Goto, 2012).

In recent times, there has been a growing interest in the analysis of different variables that may affect the efficiency of WWTPs (Guerrini et al., 2017). Some authors as Fraquelli and Giandrone (2003); Hernández-Chover et al. (2018); Lorenzo-Toja et al. (2018) analyse the influence of the size of WWTPs concluding that larger infrastructures obtain better results due to economies of scale. In

* Corresponding author.

E-mail addresses: vicent.hernandez@uv.es (V. Hernández-Chover), lledo.castellet@uv.es (L. Castellet-Viciano), francesc.hernandez@uv.es (F. Hernández-Sancho).<https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.04.035>

0957-5820/© 2020 Published by Elsevier B.V. on behalf of Institution of Chemical Engineers.

other studies, Gómez et al. (2017); Guerrini et al. (2015); Panepinto et al. (2016) identify that factors such as population density and pollutant load directly affect the productivity of the WWTPs.

Many developed countries have shown an increasing concern about the condition of urban water infrastructures, and particularly wastewater treatment facilities. It has been observed that a large number of them exceed their useful life (Hernández-Chover et al., 2019), and as time goes by maintenance costs and energy consumption increase (Castellet-Viciano et al., 2018; Rojas, Jaime & Zhelev, 2012; Terrazas et al., 2010). It is known that maintenance costs of WWTPs can reach up to 25 % of total operational costs. For example, in United States, Biehl and Inman (2010) point out that this percentage could represent the 15 %. In Turkey, the study of Turkmenler and Aslan (2017) indicate that maintenance costs represent approximately the 10 % of total operational costs. In some European countries similar values are found, for instance, in Germany, these costs can range between 15 % and 25 % (Wendland and Ozoguz, 2005). Similarly, in Spain, Hernandez-Chover et al. (2019), find out that the maintenance costs represents on average the 11 % of the total operational costs and, in Greece, Tsagarakis et al. (2003) has compared the maintenance costs of different activated sludge wastewater treatment technologies reporting mean values that range from 6 to 9% of the overall annual O&M costs.

Preventive maintenance tasks are necessary to ensure that the equipment is operating properly and minimize the risks inherent to possible breakages and downtime (Verbert et al., 2017; Marlow, 2010; Okoh, 2015). The lack of optimal preventive maintenance tends to increase the costs dedicated to repairs as it has been reported by managers of different kinds of infrastructure such as bridges, roads, rail networks or water facilities, who have to face a constant challenge (Hukka and Katko, 2015; Johnson, 2006; Brown and Willis, 2006). The rising costs dedicated to repairs and breakdowns (Alegre and do Ceu Almeida, 2009; Piratla et al., 2015; Vanier and Rahman, 2004) may decrease their productivity as well as entail environmental and social risks. In this sense, preventive maintenance, tasks planned to keep the equipment in optimal conditions, is needed to reduce unexpected breakages and consequently, reduce the cost of repairs (Van der Lei et al., 2014; Hendricks et al., 2018; Hu et al., 2012).

The current research is carried out in two stages. The first one consists in the efficiency assessment of the wastewater treatment process considering the cost of breakdowns and repairs of these infrastructures. And the second, is based on the analysis of possible relationship between the efficiency indices obtained and the costs dedicated to preventive maintenance in infrastructures, allowing us to understand their possible implications. For this purpose, a sample of WWTPs located in Spain has been used. The results obtained offer a more complete picture of the wastewater treatment process. In this sense, the efficiency of the plants can be affected by higher costs from tasks related to the different repairs.

2. Methodology

The term *efficiency* can have different interpretations depending on the context. In economics, it usually refers to the use of the resources used in a production process. Therefore, the lower the use of resources and the greater the product are, the more efficient the process will be. There exist different methodologies to evaluate the efficiency, which can be divided into two large groups: parametric and non-parametric methods. The first requires establishing the production frontier before the evaluation of the behaviour of the units studied. On the contrary, non-parametric models do not require defining the function of the production frontier, being more flexible in terms of the variables used. In the light of this, the non-

parametric method called Data Envelopment Analysis (DEA) has been widely used to assess the efficiency of a set of units.

The DEA methodology was developed by Charnes et al. (1978) and consists on the empirical estimation of the production frontier. This methodology has been used in different fields (Christopoulos et al., 2015; Stewart et al., 2016; Sueyoshi and Goto, 2012), including the wastewater treatment sector. Regarding the application of this methodology, numerous studies have been carried out in different countries such as Spain (García-Valiñas and Muñiz, 2007; Hernandez-Sancho and Sala-Garrido, 2006), Portugal (Carvalho and Marques, 2011; Cruz et al., 2013; Romano and Guerrini, 2011), Italy (Fraquelli and Giandrone, 2003; Panepinto et al., 2016), and United Kingdom (Abbott and Cohen, 2009; Molinos-Senante et al., 2014; Portela et al., 2011).

DEA classic models assume the minimization of inputs (resources used in the process), while maximizing the outputs (products). However, production processes can generate undesirable outputs that should be minimized (Scheel, 2001). Consequently, Färe et al. (1989) introduced environmental impact into the analysis of efficiency as undesirable outputs produced in the process. Accordingly, numerous models have been developed in order to assess the efficiency of a process taking into account the environmental damages occurred during the process (Rashidi and Farzipoor Saen, 2015; Ray et al., 2018; Wang et al., 2011). However, undesirable outputs are not only related to environmental impacts and they could be of different nature, for instance, the number of medical complications in the health sector (Bloomrosen et al., 2011), bad loads in the banking sector (Glass et al., 2010; Park and Weber, 2006), poverty and social inequality in social studies to measure well-being (Giménez et al., 2017), or the number of delayed flights in aviation to assess the efficiency of airlines (Coli et al., 2011). However, there are not too many studies that assess the efficiency of industrial processes considering repairs and their possible relationship with the preventive maintenance performed. From this perspective, assessing the efficiency of facilities can help decision makers optimize asset management. Based on Hwang et al. (2013) model and Tone's SBM model (Tone, 2001), Wang and Han (2016) had developed the following linear DEA model for the inefficiency measurement considering undesirable outputs. The model is expressed below.

$$\min \rho' = \frac{1 - \left(\frac{1}{m}\right) \sum_{i=1}^m \left(\frac{z_i^-}{x_{ik}}\right)}{1 + \left(\frac{1}{s}\right) \sum_{r=1}^s \frac{z_r^+}{y_{rk}^d} + \left(\frac{1}{s'}\right) \sum_{r=1}^s \frac{z_r^+}{y_{rk}^u}} \quad (1)$$

s.t.

$$\sum_{j=1}^n \lambda_j x_{ij} \leq x_{ik} - z_i^-, \quad i = 1, 2, \dots, m$$

$$\sum_{j=1}^n \lambda_j y_{rj}^d \geq y_{rk}^d + z_r^+, \quad i = 1, 2, \dots, s$$

$$\sum_{j=1}^n \lambda_j y_{rj}^u \leq y_{rk}^u - z_r^+, \quad i = 1, 2, \dots, s'$$

$$\lambda_j \geq 0, \quad j = 1, 2, \dots, n$$

$$z_i^- \geq 0, \quad i = 1, 2, \dots, m$$

Table 1
Sample description.

| | Average | Std. Deviation | Minimum | Maximum | Sum |
|---------------------------------|-----------|----------------|---------|------------|-------------|
| p.e | 33,943 | 73,237 | 79 | 363,834 | 1,765,027 |
| Flow (m ³ /year) | 1,995,973 | 4,040,214 | 9299 | 18,038,505 | 103,790,581 |
| Energy (€/year) | 70,898 | 111,643 | 1876 | 510,273 | 3,686,698 |
| Staff (€/year) | 121,135 | 213,744 | 3030 | 954,083 | 6,299,037 |
| Repairs (€/year) | 23,008 | 38,819 | 956 | 206,492 | 1,196,396 |
| Preventive maintenance (€/year) | 18,263 | 34,323 | 141 | 206,255 | 949,699 |
| Others (€/year) | 110,179 | 225,696 | 2622 | 982,762 | 5,729,309 |
| SS (kg/year) | 535,085 | 1,117,894 | 962 | 5,997,959 | 27,824,408 |
| COD (kg/year) | 1,214,611 | 2,571,677 | 3040 | 14,085,175 | 63,159,784 |

Table 2
WWTPs description for the three groups taking into account % of preventive maintenance.

| | Preventive maintenance (%) | Flow (m ³ /year) | Energy cost (%) | Staff (%) | Repairs (%) | Others (%) | SS (kg/year) | COD (Kg/year) |
|---------|----------------------------|-----------------------------|-----------------|-----------|-------------|------------|--------------|---------------|
| Group 1 | < 4 | 587,240 | 30.07 | 37.35 | 9.12 | 22.28 | 127,718 | 328,417 |
| Group 2 | 4 - 8 | 3,148,253 | 22.44 | 31.36 | 7.77 | 34.97 | 710,297 | 1,607,470 |
| Group 3 | > 8 | 2,033,995 | 14.35 | 40.64 | 4.14 | 31.13 | 722,661 | 1,609,598 |

$$z_r^+ \geq 0, r = 1, 2, \dots, s$$

$$z_{r'}^+ \geq 0, r' = 1, 2, \dots, s'$$

Where

$j = 1, 2, \dots, n$ index of WWTP

$i = 1, 2, \dots, m$ index of inputs

$r = 1, 2, \dots, d$ index of desirable outputs

$r' = 1, 2, \dots, u$ index of undesirable outputs

0 index of specification wastewater whose efficiency is being assessed

x_{ik} observed amount of inputs i of WWTP k

y_{rk} observed amount of desirable output r of WWTP k

$y_{r'k}$ observed amount of undesirable output r' of WWTP k

Variables

$(\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_n)$ non-negative multipliers used for computing a

linear combination of the wastewater in the data sample

z_i^- Slack (i.e., potential decrease) of input i of WWTP k

z_r^+ Slack (i.e., potential increase) of desirable output r of WWTP

k

$z_{r'}^+$ Slack (i.e., potential reduction) of undesirable output r' of

WWTP k

α auxiliary variable due to joint weak disposability of desirable and undesirable outputs

Non-radial DEA models offer an index of efficiency for each input and/or output (Yagi et al., 2015). In this way an efficiency index is obtained for each input and output in addition to the global index. Like any other DEA model, the index obtained ranges between 0 and 1. A DMU (WWTP in our case) is efficient if its index is equal to 1 and its slacks are 0. If its index is less than 1, the DMU is considered inefficient because it could reduce the use of inputs (costs) and/or the index of the undesirable outputs.

Once the mathematical model is applied and an efficiency index is obtained for each one of the facilities of the sample, the influence of preventive maintenance on the efficiency of the WWTPs will be analysed. With this purpose the plants will be grouped according with the percentage of preventive maintenance cost. Different statistical such as correlation tests (Gauthier, 2001) and non-parametric tests (Kruskal and Wallis, 1952) will be used in order to identify possible differences among the groups.

3. Sample description

The data used in this research were collected from 52 WWTPs, located in Spain for 2017, which employ different modes of acti-

vated sludge systems. The facilities of the sample treat on average 1,995,973 m³ and serve 33,943 population equivalent (p.e) annually. Regarding the inputs of the wastewater treatment process, they are broken down in: personnel costs, energy consumption, and others (Tsagarakis et al., 2003). While as desirable outputs are considered the amount of contaminants removed from the wastewater and the cost of repairs represents undesirable output (Molinos-Senante et al., 2010). The main characteristics of the sample are presented in Table 1. There, it can also be observed the average of the variables considered for the analysis, which are divided into:

- Inputs: i) personnel costs (€/year), ii) energy consumption (kWh/year), and iii) Others (€/year)
- Desirable Outputs: the amount of contaminants removed from wastewater such as: i) Suspended Solids (SS), and ii) Chemical Oxygen Demand (COD); both pollutants expressed in Kg/year.
- Undesirable Outputs: costs of repairs and/or breakdowns (€/year).

In order to evaluate the relation between the efficiency of the WWTPs and preventive maintenance cost, the sample is divided into three groups according to the percentage that this cost item represents of the operational costs (see Table 2): i) Group 1: include these WWTPs whose preventive maintenance cost represent less than 4% (16 WWTPs); ii) Group 2: consists of a group of WWTPs that expend between 4–8 % in preventive maintenance (19 WWTPs); and iii) Group 3: involve these WWTPs whose preventive maintenance cost represent more than the 8% (17 WWTPs).

As it can be observed in Table 2, Group 1, which include these facilities with a less percentage of preventive maintenance cost, are the ones that allocate the greater percentage, 9.12 % of their operational costs, to repairs. Similarly, these facilities are the ones with the highest percentage of costs dedicated to energy consumption, approximately 30 % of the operational costs. On the other hand, Group 2 consists of these infrastructures that annually allocate between 4–8 % of the operational costs to preventive maintenance, this increase leads to a decrease in repair costs by almost 1.5 %. In this case, the average energy cost is lower, standing at approximately 22 % of the total operating costs, which implies a decrease of almost 8% compared to the first group. Finally, the facilities that belong to Group 3 expend more than an 8% to preventive maintenance. With respect to energy consumption, they dedicate approximately 14 % of annual operating costs. The costs dedicated to repairs decrease to approximately 4%, implying a decrease of approximately 3% compared to Group 2.

Table 3
Average efficiency indices for the three groups considering % of preventive maintenance.

| | Preventive maintenance (%) | Energy index | Staff index | Others index | Repairs index | Global index |
|---------|----------------------------|--------------|-------------|--------------|---------------|--------------|
| Group 1 | < 4 | 0.71 | 0.85 | 0.63 | 0.41 | 0.52 |
| Group 2 | 4 - 8 | 0.73 | 0.75 | 0.45 | 0.49 | 0.60 |
| Group 3 | > 8 | 0.79 | 0.73 | 0.55 | 0.65 | 0.68 |

4. Results and discussion

The efficiency index for each one of the WWTPs has been obtained solving Eq. (1) and using the variables described previously. Table 3 contains a summary of the efficiency indices obtained for each one of the inputs and undesirable outputs of the facilities under study. The results are presented following the groups mentioned above. Energy and personnel are the inputs with a greater index of efficiency, the indices obtained range between 0.71 and 0.79 for energy and 0.73 and 0.85 for personnel. Energy indices gradually increase as preventive maintenance raise. The first group, which is compounded by those infrastructures that allocate less than 4% of preventive maintenance tasks, obtain an average index of 0.71. The second group includes those plants that dedicate between 4 and 8% to this type of tasks and obtain an average index of 0.73. Finally, the third group, which include those plants that allocate more than 8% of their operational costs to preventive maintenance tasks obtain an average index of 0.79.

Analysing the efficiency indices of the inputs, it can be observed that the index of repair costs is significantly lower for Group 1 (0.41). This result suggests that the asset management of these facilities should be improved. The second group of plants achieves a higher average index, standing at 0.49. Finally, Group 3 obtains the highest of the indices, 0.65. The index obtained for repair costs suggest that there exists a certain relationship with preventive maintenance, that is, those infrastructures that make a greater investment in preventive maintenance obtain greater efficiency in terms of repair costs.

The behaviour of preventive maintenance costs fluctuates between 1 and 15 % of the total operating costs (€ / year) between the different groups, in the same way, the cost of repairs has a minor variation, being in a range that oscillates between 7 and 12 % of total operating costs (€ / year). The economic distribution between preventive maintenance and repairs responds to different variables that may be related to the condition of the infrastructure and the maintenance strategies applied by operators.

The results obtained show that the Global index for Group 1 (less than 4% of preventive maintenance) stands at 0.52. Meanwhile, Group 2 (between 4–8 % of preventive maintenance) obtains an average efficiency index of 0.60, slightly higher than Group 1. Finally, Group 3 (more than 8% of preventive maintenance) obtains a higher efficiency index, 0.68. In the light of this, results point out that there is a relation between preventive maintenance tasks and the efficiency of the plants. The higher the percentage of preventive maintenance is, more efficient are the plants. In order to confirm this relationship Spearman's test, which is a non-parametric interval correlation measure is used (Gauthier, 2001; Puth et al., 2015). The statistical test proves that there exist a strong and positive correlation between both variables, the value obtained is 0.634 (Table 4).

Moreover, it has also been proved that there are significant differences in the Global efficiency index obtained for the three groups. With this purpose, the Kruskal-Wallis test, which is widely used to confirm the potential existence of differences between the groups analysed (Kruskal and Wallis, 1952; Troyanskaya et al., 2002) proves that with a significance level less than 5% we can reject the null hypothesis, confirming that there are differences between the indexes of the different groups analysed.

Table 4
Correlations preventive maintenance cost and index (Spearman's test).

| | Correlation Coefficient | Efficiency Index |
|-----------------------------|-------------------------|------------------|
| Preventive maintenance cost | 0.634** | 0.634** |
| | Sig. (2-tailed) | 0.000 |
| | N | 52 |

** Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

Table 5
WWTPs correlation by groups into account % of preventive maintenance and Global efficiency.

| Groups | Correlation Coefficient | Statisticals |
|-----------|-------------------------|--------------|
| 1 (< 4%) | 0.571* | 0.021 |
| | Sig. (2-tailed) | 0.811** |
| 2 (4–8 %) | 0.811** | 0.000 |
| | Sig. (2-tailed) | 0.589* |
| 3 (> 8 %) | 0.589* | 0.013 |
| | Sig. (2-tailed) | |

* Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

** Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

Once differences between the Global efficiency indices of the groups have been confirmed, the same relationship between the efficiency index and preventive maintenance cost is assessed individually for each one of the groups. Then, Spearman's test (Gauthier, 2001; Puth et al., 2015) is used to assess the correlation between both variables. As it can be observed in Table 5, the test proves that with a significance value less than 5% the null hypothesis for the non-existence of correlation between the two items can be rejected.

Therefore, it can be observed that there is a positive and moderate relationship between the Global efficiency of the WWTPs and preventive maintenance costs of the facilities included in Group 1 and 3, whose correlation coefficient are 0.57 and 0.58 respectively. Group 2, with a correlation coefficient of 0.81, shows a stronger relationship between both items. In sum, there is evidence that there is a positive relationship between preventive maintenance cost and the efficiency of the plants. Furthermore, the existence of a greater correlation in Group 2 suggests that within the different preventive maintenance cost intervals, there may exist an optimal level that ensures the proper operation of the facilities.

The results indicate that proper planning of preventive maintenance reduces the risk of breakdowns. In this sense, greater investments in preventive maintenance would reduce the costs dedicated to repairs, giving as a result a more efficient performance of the facilities.

Furthermore, the relationship between the percentages of operating cost dedicated to preventive maintenance and repairs is analysed. Preventive maintenance aims to mitigate the deterioration of infrastructure, preventing breakage and extending its useful life. Optimizing the asset management of the facilities requires the implementation of preventive maintenance programs that provide an acceptable level of service and reduces the total cost of operation by minimizing the breakage of the equipment. In order to plan infrastructure maintenance, it is necessary to be aware of the conditions of the equipment, which will allow operators to anticipate situations of risk of breakage and consequently solve the problem before the breakdown occurs. Spearman's correlation test is applied to assess the relationship between preventive maintenance and

Table 6
Energy consumption (average) by groups considering % of preventive maintenance.

| Groups | Energy consumption (Kwh/m ³) |
|-----------|--|
| 1 (< 4%) | 0.67 |
| 2 (4–8 %) | 0.64 |
| 3 (> 8 %) | 0.62 |

repairs costs. The results show that the null hypothesis of the test can be rejected in a significance level < 5%, concluding that there is a negative correlation between preventive maintenance and repairs cost with a correlation coefficient of -0.401. Thus, the increase in preventive maintenance costs implies a decrease in repair costs, and vice versa. This fact is relevant, since the planned maintenance has a positive impact on reducing repairs costs in the plants evaluated.

An aspect that should also be mentioned when talking about maintenance labours is energy consumption. As *Souris (1990)* points out these two issues are connected and the lack of preventive maintenance tasks leads to a progressive deterioration of the equipment, and consequently, to an increase of the repairs cost and energy consumption (*Rojas and Zhelev, 2012*). Wastewater treatment is one of the processes of the urban water cycle with the highest energy requirements (*Racoviceanu et al., 2007*), in this sense energy costs can represent between 25 % and 56 % of the total operation costs of the facilities (*Albaladejo and Trapote, 2013; Panepinto et al., 2016*). Then carrying out an appropriate preventive maintenance could reduce the energy consumption of the facilities. As it can be observed in *Table 6*, the groups that invest more in preventive maintenance consumes less energy.

Group 1, which dedicate on average less than 4% of their operating costs to preventive maintenance tasks, consumes on average 0.67 kwh/m³. Meanwhile, Group 2 that consists of a set of facilities whose preventive maintenance cost represents between 4 and 8% of the operating costs, achieves an energy consumption significantly lower than Group 1, standing at 0.64 kwh/m³. Finally, Group 3, with preventive maintenance costs > 8% consume less energy than any of the previous groups, particularly 0.62 kwh/m³, on average. In this sense, it is important to evaluate the existence of significant differences in energy consumption among the three groups analysed. For this purpose, we use the Kruskal-Wallis test (*Kruskal and Wallis, 1952*). With a significance level of less than 5%, we can reject the null hypothesis.

The result confirms the existence of significant differences in the energy consumption of the analysed groups. These results are in the same line of *Castellet-Viciano et al. (2018)* that highlight the importance of maintenance policies in order to reduce the energy consumptions and guarantee the efficiency of the wastewater treatment processes as a whole.

5. Conclusions

Wastewater treatment infrastructures are subject to a process of aging and continuous deterioration. This wear affects all equipment to a greater or lesser extent and, consequently, increases the probability of breakdowns. Urgent repairs cause sudden stoppages in the wastewater treatment process, with the consequent environmental, social and economic implications. In this sense, a good design and effective preventive maintenance tasks, such as inspection techniques and scheduled review and control actions, could reduce the probability of breakdowns and their consequences. Analysing the behaviour of the costs dedicated to repairs allows the evaluation of the asset management policy in the wastewater treatment plants.

The current study addresses the issue by identifying those costs incurred in breakdowns and the costs dedicated to the prevention

and revision of the equipment. Therefore, the high costs related to breakdowns influence the efficiency of the infrastructures studied, in the same way that greater resources dedicated to preventive maintenance implies a reduction of costs dedicated to repairs and therefore a greater efficiency of the plant. The relationship between the efficiency indices and the costs dedicated to repairs and preventive maintenance ease the understanding of the implications of implementing a correct preventive maintenance policy. Establishing groups based on the costs dedicated to preventive maintenance enables the identification of the interval that has the greatest influence on the efficient behaviour of the plants. The results obtained allow operators to optimize the monitoring of the equipment and review tasks, thus minimizing operational costs, the number of repairs and consequently the risks of spillage into the environment.

Carrying out efficient maintenance management in wastewater infrastructures allows to maintain the correct state of electromechanical equipment, influencing the reduction of energy consumption in the process. This approach can become a useful tool for decision making by providing efficiency indices in relation to maintenance policies to be applied in WWTPs. Although the current research has been carried out in the wastewater treatment process, it is believed that similar studies developed in each one of the stage of the urban water cycle could be very useful to guarantee the sustainability of the facilities.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary material related to this article can be found, in the online version, at doi:<https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.04.035>.

Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

References

- Abbott, M., Cohen, B., 2009. Productivity and efficiency in the water industry. *Util. Policy* 17 (3–4), 233–244. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jup.2009.05.001>, Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0957178709000241>.
- Albaladejo and Trapote, 2013. The influence of electricity tariffs on the operation and maintenance costs of wastewater treatment plants. *Tecnoaqua*, 48–54 (In Spanish).
- Alegre, H., do Ceu Almeida, M., Retrieved from 2009. Strategic Asset Management of Water Supply and Wastewater Infrastructures. IWA Publishing <https://books.google.es/books?id=HojQOnMhQzQC>.
- Biehl, W.H., Inman, J.A., 2010. Energy optimization for water systems. *J. Am. Water Works Assoc.* 102 (6), 50–55.
- Bloomrosen, M., Starren, J., Lorenzi, N.M., Ash, J.S., Patel, V.L., Shortliffe, E.H., 2011. Anticipating and addressing the unintended consequences of health IT and policy: a report from the AMIA 2009 health policy meeting. *J. Am. Med. Inform. Assoc.* 18 (1), 82–90. <http://dx.doi.org/10.1136/jamia.2010.007567>.
- Brown, R.E., Willis, H.L., 2006. The economics of aging infrastructure. *IEEE Power Energy Mag.* 4 (3), 36–43. <http://dx.doi.org/10.1109/MPAE.2006.1632452>.
- Carvalho, P., Marques, R.C., 2011. The influence of the operational environment on the efficiency of water utilities. *J. Environ. Manage.* 92 (10), 2698–2707. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.008>.
- Carvalho, P., Marques, R.C., Berg, S., 2012. A meta-regression analysis of benchmarking studies on water utilities market structure. *Util. Policy* 21, 40–49. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jup.2011.12.005>.
- Castellet-Viciano, L., Hernández-Chover, V., Hernández-Sancho, F., 2018. Modelling the energy costs of the wastewater treatment process: the influence of the aging factor. *Sci. Total Environ.* 625, 363–372. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.304>.
- Charnes, A., Cooper, W.W., Rhodes, E., 1978. Measuring the efficiency of decision-making units. *Eur. J. Oper. Res.* 2 (6), 429–444. [http://dx.doi.org/10.1016/0377-2217\(78\)90138-8](http://dx.doi.org/10.1016/0377-2217(78)90138-8).
- Christopoulos, A.G., Dokas, I.G., Katsimardou, S., Vlachogiannatos, K., 2015. Investigation of the relative efficiency for the Greek listed firms of the construction sector based on two DEA approaches for the period 2006–2012. *Oper. Res.*, 1–22. <http://dx.doi.org/10.1007/s12351-015-0207-8>.

- Coli, M., Nissi, E., Rapposelli, A., 2011. Efficiency evaluation in an airline company: some empirical results. *J. Appl. Sci.* 11 (4), 737–742.
- Cruz, N.F.d., Carvalho, P., Marques, R.C., 2013. Disentangling the cost efficiency of jointly provided water and wastewater services. *Util. Policy* 24, 70–77. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jup.2012.09.002>.
- Färe, R., Grosskopf, S., Lovell, C.A.K., Pasurka, C., 1989. 'Multilateral productivity comparisons when some outputs are undesirable: a nonparametric approach'. *Rev. Econ. Stat.* 71 (1), 90–98. <http://dx.doi.org/10.2307/1928055>.
- Fraquelli, G., Giandrone, R., 2003. Reforming the wastewater treatment sector in Italy: implications of plant size, structure, and scale economies. *Water Resour. Res.* 39. <http://dx.doi.org/10.1029/2003WR002037>.
- García-Valiñas, M.A., Muñiz, M.A., 2007. Is DEA useful in the regulation of water utilities? A dynamic efficiency evaluation (a dynamic efficiency evaluation of water utilities). *Appl. Econ.* 39 (2), 245–252. <http://dx.doi.org/10.1080/00036840500428054>. Retrieved from <https://doi.org/10.1080/00036840500428054>.
- Gauthier, T.D., 2001. Detecting trends using spearman's rank correlation coefficient. *Environ. Forensics* 2 (4), 359–362. <http://dx.doi.org/10.1006/enfo.2001.0061>.
- Giménez, V., Ayvar-Campos, F.J., Navarro-Chávez, J.C.L., 2017. Efficiency in the generation of social welfare in Mexico: a proposal in the presence of bad outputs. *Omega (United Kingdom)* 69, 43–52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.omega.2016.08.001>.
- Glass, J.C., McKillop, D.G., Rasaratnam, S., 2010. Irish credit unions: investigating performance determinants and the opportunity cost of regulatory compliance. *J. Bank. Financ.* 34 (1), 67–76. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jbankfin.2009.07.001>.
- Gómez, T., Gémár, G., Molinos-Senante, M., Sala-Garrido, R., Caballero, R., 2017. Assessing the efficiency of wastewater treatment plants: a double-bootstrap approach. *J. Clean. Prod.* 164, 315–324. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.198>.
- Guerrini, A., Romano, G., Leardini, C., Martini, M., 2015. Measuring the efficiency of wastewater services through data envelopment analysis. *Water Sci. Technol.* 71 (12), 1845–1851. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2015.169>.
- Guerrini, A., Romano, G., Carosi, L., Mancuso, F., 2017. Cost savings in wastewater treatment processes: the role of environmental and operational drivers. *Water Resour. Manag.* 31 (8), 2465–2478. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-017-1586-9>.
- Hendricks, M.D., Meyer, M.A., Gharaiheb, N.G., Van Zandt, S., Masterson, J., Cooper Jr, J.T., et al., 2018. The development of a participatory assessment technique for infrastructure: neighborhood-level monitoring towards sustainable infrastructure systems. *Sustain. Cities Soc.* 38, 265–274. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scs.2017.12.039>.
- Hernández-Chover, V., Bellver-Domingo, Á., Hernández-Sancho, F., 2018. Efficiency of wastewater treatment facilities: the influence of scale economies. *J. Environ. Manage.* 228, 77–84. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.014>.
- Hernández-Chover, V., Castellet-Viciano, L., Hernández-Sancho, F., 2019. Cost analysis of the facilities deterioration in wastewater treatment plants: a dynamic approach. *Sustain. Cities Soc.* 49, 101613. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scs.2019.101613>.
- Hernandez-Sancho, F., Sala-Garrido, R., 2006. Economic and technical efficiency of wastewater plants: a basic requisite to the feasibility of water reuse projects. In: *Integrated Urban Water Resources Management*. Springer, Dordrecht, pp. 219–230.
- Hu, J., Zhang, L., Liang, W., 2012. Opportunistic predictive maintenance for complex multi-component systems based on DBN-HAZOP model. *Process. Saf. Environ. Prot.* 90 (5), 376–388. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2012.06.004>.
- Hukka, J.J., Katko, T.S., 2015. Resilient asset management and governance for deteriorating water services infrastructure. *Procedia Econ. Financ.* 21, 112–119. [http://dx.doi.org/10.1016/S2212-5671\(15\)00157-4](http://dx.doi.org/10.1016/S2212-5671(15)00157-4).
- Hwang, S., Chen, C., Chen, Y., Lee, H., Shen, P., 2013. Sustainable design performance evaluation with applications in the automobile industry: focusing on inefficiency by undesirable factors. *Omega* 41 (3), 553–558.
- Johnson, J.L., 2006. Our infrastructure is aging and maintenance costs are rising – extending the life expectancy of transmission lines through the use of data, inspection and planning. Paper Presented at the ESMO 2006 - 2006 IEEE 11th International Conference on Transmission & Distribution Construction, Operation and Live-Line Maintenance. <http://dx.doi.org/10.1109/TDCCLM.2006.340748>.
- Kruskal, W.H., Wallis, W.A., 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *J. Am. Stat. Assoc.* 47 (260), 583–621. <http://dx.doi.org/10.1080/01621459.1952.10483441>.
- Kulshrestha, M., Vishwakarma, A., 2013. Efficiency evaluation of urban water supply services in an Indian state. *Water Policy* 15 (1), 134–152. <http://dx.doi.org/10.2166/wp.2012.072>. Retrieved from <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84875200660&partnerID=40&md5=adb4a4d9712c4636fc044dc224df56f>.
- Io Storto, C., 2013. Are public-private partnerships a source of greater efficiency in water supply? Results of a non-parametric performance analysis relating to the Italian industry. *Water* 5 (4), 2058. <http://dx.doi.org/10.3390/w5042058>. Retrieved from <http://www.mdpi.com/2073-4441/5/4/2058>.
- Longo, S., d'Antoni, B.M., Bongards, M., Chaparro, A., Cronrath, A., Fatone, F., et al., 2016. Monitoring and diagnosis of energy consumption in wastewater treatment plants. A state of the art and proposals for improvement. *Appl. Energy* 179, 1251–1268.
- Lorenzo-Toja, Y., Vázquez-Rowe, I., Marín-Navarro, D., Crujeiras, R.M., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2018. Dynamic environmental efficiency assessment for wastewater treatment plants. *Int. J. Life Cycle Assess.* 23 (2), 357–367. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-017-1316-9>.
- Marlow, D.R., 2010. Sustainability-based asset management in the water sector. In: *Definitions, Concepts and Scope of Engineering Asset Management*. Springer, London, pp. 261–275. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-84996-178-3_13.
- Medal-Bartual, A., Garcia-Martin, C., Sala-Garrido, R., 2012. Efficiency analysis of small franchise enterprises through a DEA metafrontier model. *Serv. Ind. J.* 32 (15), 2421–2434. <http://dx.doi.org/10.1080/02642069.2012.677829>.
- Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F., Sala-Garrido, R., 2010. Economic feasibility study for wastewater treatment: a cost-benefit analysis. *Sci. Total Environ.* 408 (20), 4396–4402. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.014>.
- Molinos-Senante, M., Hernandez-Sancho, F., Sala-Garrido, R., 2014. Benchmarking in wastewater treatment plants: a tool to save operational costs. *Clean Technol. Environ. Policy* 16 (1), 149–161. <http://dx.doi.org/10.1007/s10098-013-0612-8>.
- Okoh, P., 2015. Maintenance grouping optimization for the management of risk in offshore riser system. *Process. Saf. Environ. Prot.* 98, 33–39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2015.06.007>.
- Ostrom, L.T., Wilhelmsen, C.A., 2012. Ecological risk assessment. In: *Risk Assessment*. John Wiley & Sons, Inc., pp. 26–55. Retrieved from <https://doi.org/10.1002/9781118309629.ch4>.
- Panepinto, D., Fiore, S., Zappone, M., Genon, G., Meucci, L., 2016. Evaluation of the energy efficiency of a large wastewater treatment plant in Italy. *Appl. Energy* 161, 404–411. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.10.027>.
- Park, K.H., Weber, W.L., 2006. A note on efficiency and productivity growth in the Korean banking industry, 1992–2002. *J. Bank. Financ.* 30 (8), 2371–2386. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jbankfin.2005.09.013>.
- Piratla, K.R., Yerrri, S.R., Yazdekhasi, S., Cho, J., Koo, D., Matthews, J.C., 2015. Empirical analysis of water-main failure consequences. *Procedia Eng.* 118, 727–734. <http://dx.doi.org/10.1016/j.proeng.2015.08.507>.
- Portela, M.C.A.S., Thanassoulis, E., Horncastle, A., Maugg, T., 2011. Productivity change in the water industry in England and Wales: application of the meta-malmquist index. *J. Oper. Res. Soc.* 62 (12), 2173–2188. <http://dx.doi.org/10.1057/jors.2011.17>.
- Puth, M., Neuhäuser, M., Ruxton, G.D., 2015. Effective use of spearman's and kendall's correlation coefficients for association between two measured traits. *Anim. Behav.* 102, 77–84. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anbehav.2015.01.010>.
- Racoviceanu, A.I., Karney, B.W., Kennedy, C.A., Colombo, A.F., 2007. Life-cycle energy use and greenhouse gas emissions inventory for water treatment systems. *J. Infrastruct. Syst.* 13, 261–270.
- Rashidi, K., Farzipoor Saen, R., 2015. Measuring eco-efficiency based on green indicators and potentials in energy saving and undesirable output abatement. *Energy Econ.* 50, 18–26. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eneco.2015.04.018>.
- Ray, S.C., Mukherjee, K., Venkatesh, A., 2018. Nonparametric measures of efficiency in the presence of undesirable outputs: a by-production approach. *Empir. Econ.* 54 (1), 31–65. <http://dx.doi.org/10.1007/s00181-017-1234-5>.
- Rojas, J., Zhelev, T., 2012. Energy efficiency optimisation of wastewater treatment: study of ATAD. *Comput. Chem. Eng.* 38, 52–63. <http://dx.doi.org/10.1016/j.compchemeng.2011.11.016>.
- Romano, G., Guerrini, A., 2011. Measuring and comparing the efficiency of water utility companies: a data envelopment analysis approach. *Util. Policy* 19 (3), 202–209.
- Scheel, H., 2001. Undesirable outputs in efficiency valuations. *Eur. J. Oper. Res.* 132 (2), 400–410. [http://dx.doi.org/10.1016/S0377-2217\(00\)00160-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0377-2217(00)00160-0).
- Souris, J., 1990. In: Diaz de Santos s.a (Ed.), *La maintenance, source de profits*.
- Stewart, C., Matousek, R., Nguyen, T.N., 2016. Efficiency in the Vietnamese banking system: a DEA double bootstrap approach. *Res. Int. Bus. Financ.* 36, 96–111. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ribaf.2015.09.006>.
- Sueyoshi, T., Goto, M., 2012. Returns to scale and damages to scale on U.S. fossil fuel power plants: radial and non-radial approaches for DEA environmental assessment. *Energy Econ.* 34 (6), 2240–2259. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eneco.2012.07.024>.
- Terrazas, E., Vázquez, A., Briones, R., Lázaro, I., Rodríguez, I., 2010. EC treatment for reuse of tissue paper wastewater: aspects that affect energy consumption. *J. Hazard. Mater.* 181 (1–3), 809–816. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.086>.
- Tone, K., 2001. A slacks-based measure of efficiency in data envelopment analysis. *Eur. J. Oper. Res.* 130 (3), 498–509.
- Troyanskaya, O.G., Garber, M.E., Brown, P.O., Botstein, D., Altman, R.B., 2002. Nonparametric methods for identifying differentially expressed genes in microarray data. *Bioinformatics* 18 (11), 1454–1461. <http://dx.doi.org/10.1093/bioinformatics/18.11.1454>.
- Tsagarakis, K.P., Mara, D.D., Angelakis, A.N., 2003. Application of cost criteria for selection of municipal wastewater treatment systems. *Water Air Soil Pollut.* 142 (1–4), 187–210.
- Turkmenler, H., Aslan, M., 2017. An evaluation of operation and maintenance costs of wastewater treatment plants: gebze wastewater treatment plant sample. *Desalin. Water Treat.* 76, 382–388.
- Van der Lei, T., Herder, P., Wijnia, Y., 2014. *Asset Management: The State of the Art in Europe from a Life Cycle*. Springer.
- Vanier, D.J., Rahman, S., 2004. Critical issues and opportunities for managing municipal infrastructure: preliminary survey results of municipal infrastructure investment planning project. CIB 2004 Triennial Congress: 02 May 2004, 1–12.
- Verbort, K., De Schutter, B., Babuška, R., 2017. Timely condition-based maintenance planning for multi-component systems. *Reliab. Eng. Syst. Saf.* 159, 310–321. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ress.2016.10.032>.



- Wang, Y., Han, T., 2016. Applying non-radial DEA on undesirable outputs for sustainability. Paper Presented at the 2016 12th International Conference on Natural Computation, Fuzzy Systems and Knowledge Discovery (ICNC-FSKD), 757–761.
- Wang, Y., Liu, J., Hansson, L., Zhang, K., Wang, R., 2011. Implementing stricter environmental regulation to enhance eco-efficiency and sustainability: a case study of Shandong province's pulp and paper industry, China. *J. Clean. Prod.* 19 (4), 303–310, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.11.006>.
- Wendland, A., Ozoguz, Y., 2005. Operation costs of wastewater treatment plants. In: *EMWATER E-Learning Course*. European Union, Germany.
- Yagi, M., Fujii, H., Hoang, V., Managi, S., 2015. Environmental efficiency of energy, materials, and emissions. *J. Environ. Manage.* 161, 206–218, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.06.054>.