

# PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN APLICADA A RECURSOS HÍDRICOS EN LA COMUNITAT VALENCIANA-2019

**Líneas innovadoras de investigación sobre gestión eficiente  
y sostenible del agua y su aplicabilidad a la Comunidad  
Valenciana**



UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA



**Instituto de Ingeniería del  
Agua y Medio Ambiente**

**Valencia, noviembre de 2019**

---

## INDICE

Implicación microbiológica de la reutilización de las aguas residuales como medida de sostenibilidad	3
Maximización de la valorización energética de la materia orgánica en las EDAR de la Comunidad Valenciana	17
Recuperación de fósforo en las EDAR de la Comunidad Valenciana	24
Estimación del uso de agua y evapotranspiración de <i>arundo donax</i> en la Demarcación Hidrográfica del Júcar y de la ganancia de agua derivada de su posible erradicación	31
Integración de la aplicación GISRED en la plataforma QGIS	39
Evaluación de las posibilidades de abastecimiento con agua subterránea a la ciudad de Valencia y su área metropolitana	43
Conexión entre las actividades que se realizan en las plantas de tratamiento de aguas potables y las necesidades de estaciones depuradoras de aguas residuales	53
Definición de las zonas de mezcla de descargas puntuales en aguas costeras de la Comunidad Valenciana	60
Propuesta de adaptación para usos medioambientales del canal principal de la Acequia Real del Júcar	74

# IMPLICACIÓN MICROBIOLÓGICA DE LA REUTILIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES COMO MEDIDA DE SOSTENIBILIDAD

Amorós, I., Moreno-Mesonero, L., Zornoza, A., Moreno, Y., Alonso, J.L.

## Desarrollo

La reutilización de las aguas residuales tratadas para distintos usos, como el riego de productos agrícolas o recarga de acuíferos se plantea como una de las alternativas más asequibles en la actualidad para el funcionamiento de distintos sectores de la población. Uno de los problemas de la reutilización de aguas residuales es la presencia de microorganismos patógenos, que persisten a pesar de los distintos tratamientos de las aguas, lo que supone riesgo para la salud humana, especialmente en el caso de riegos de cultivos que se consumen en crudo, sin un cocinado previo, aunque en la actualidad la información sobre patógenos transmitidos por aguas residuales regeneradas es escasa.

Algunos de los microorganismos patógenos más habituales que se pueden encontrar en los efluentes de las aguas residuales que llegan a las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) se muestran en la tabla 1, así como las concentraciones en las que pueden encontrarse. Estos patógenos son eliminados en mayor o menor grado dependiendo del tipo de tratamiento (primario, secundario, terciario, avanzado, desinfección) al que sean sometidas estas aguas. En los procesos de tratamiento primario y secundario se puede alcanzar una reducción de 1 a 3 unidades logarítmicas ( $\log_{10}$ ) los niveles de patógenos entéricos, con una reducción adicional de 1 a 3  $\log_{10}$  después del tratamiento terciario, aunque depende del tipo de tratamiento y microorganismo (virus, bacterias o protozoos) (OMS, 2006). La desinfección con radiación ultravioleta (UV) reduce, aunque no elimina completamente, los niveles de adenovirus humanos y protozoos patógenos (quistes de *Giardia* y ooquistes de *Cryptosporidium*) (Rodríguez-Manzano et al., 2012). En aguas residuales desinfectadas mediante cloración se produce una reducción en los indicadores bacteriológicos de contaminación fecal, pero la reducción en el contenido de virus y protozoos no se produce en el mismo grado.

Tabla 1: Concentración de contaminantes biológicos en el efluente de las plantas de tratamiento de aguas residuales (Deng et al., 2019).

Item	Método de medida (Unidad)	Proceso de tratamiento y sitio de muestreo	Concentración	Referencia
Células microbianas totales	Recuento directo en microscopio (recuento/ml)	Seis plantas, fango activo, tratamiento terciario y desinfección, Japón	$10^3$ - $10^5$	Thayanukul et al., 2013
Microorganismos heterotróficos	Método basado en cultivo (CFU <sup>a</sup> /100mL)	Aireación secundaria, coagulación, filtros de arena, ozonización,	0,3-10,0	Thayanukul et al., 2013

Item	Método de medida (Unidad)	Proceso de tratamiento y sitio de muestreo	Concentración	Referencia
		desinfección por cloro, Japón		
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Anóxico y aerobio, MBR, UV y desinfección por ozono, EE.UU.	$1,80 \times 10^6 \pm 4,60 \times 10^6$	Jjemba <i>et al.</i> , 2010
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Anóxico, MBR, desinfección por cloro, EE.UU.	$1,60 \times 10^6 \pm 1,10 \times 10^6$	Jjemba <i>et al.</i> , 2010
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Fango activo, filtración secundaria, desinfección por cloro, EE.UU.	$2,80 \times 10^7 \pm 5,20 \times 10^7$	Jjemba <i>et al.</i> , 2010
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Fango activo, desinfección, China	126	Xue <i>et al.</i> , 2016
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Tratamiento secundario, A <sup>2</sup> O <sup>b</sup> , desinfección, China	154	Xue <i>et al.</i> , 2016
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Tratamiento secundario, SBR <sup>c</sup> , desinfección, China	238	Xue <i>et al.</i> , 2016
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Tratamiento secundario, MBR, desinfección. China	74,5	Xue <i>et al.</i> , 2016
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Filtro biológico con filtración de arena terciaria, desinfección por cloro, EE.UU.	1560	Johnson <i>et al.</i> , 2018
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Fango activo, filtración de tela, desinfección por cloro, EE.UU.	1600	Johnson <i>et al.</i> , 2018
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Fango activo, filtración de antracita terciaria, desinfección por cloraminas. EE.UU.	149	Johnson <i>et al.</i> , 2018
<b>BACTERIA</b>				
Bacterias totales	Citometría de flujo (Recuento/mL)	Fango activo, filtración medio dual, desinfección por cloro, EE.UU.	100	Huang <i>et al.</i> , 2016

Item	Método de medida (Unidad)	Proceso de tratamiento y sitio de muestreo	Concentración	Referencia
	Citometría de flujo (Recuento/mL)	Fango activo, desinfección por cloro, EE.UU.	$10^6-10^7$	Huang <i>et al.</i> , 2016
	Citometría de flujo (Recuento/mL)	Efluente secundario, MF, ósmosis inversa, desinfección por UV, desinfección por cloro, EE.UU.	100	Huang <i>et al.</i> , 2016
	Recuento directo en microscopio (recuento/ml)	Fango activo, desinfección, China	$5,45 \times 10^6$	Xue <i>et al.</i> , 2016
	Recuento directo en microscopio (recuento/ml)	Tratamiento secundario, A <sup>2</sup> O, desinfección, China	$1,73 \times 10^7$	Xue <i>et al.</i> , 2016
	Recuento directo en microscopio (recuento/ml)	Tratamiento secundario, SBR, desinfección, China	$3,56 \times 10^6$	Xue <i>et al.</i> , 2016
	Recuento directo en microscopio (recuento/ml)	Tratamiento secundario, MBR, desinfección. China	$6,56 \times 10^5$	Xue <i>et al.</i> , 2016
	qPCR <sup>d</sup> (GU <sup>e</sup> /mL)	Filtro biológico con filtración de arena terciaria, desinfección por cloro, EE.UU.	339	Johnson <i>et al.</i> , 2018
	qPCR (GU/mL)	Fango activo, filtración de tela, desinfección por cloro, EE.UU.	517	Johnson <i>et al.</i> , 2018
<i>Legionella</i>	qPCR (GU/mL)	Fango activo, filtración de antracita terciaria, desinfección por cloraminas. EE.UU.	617	Johnson <i>et al.</i> , 2018
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Filtro biológico con filtración de arena terciaria, desinfección por cloro, EE.UU.	0,110	Johnson <i>et al.</i> , 2018
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Fango activo, filtración de tela, desinfección por cloro, EE.UU.	0,100	Johnson <i>et al.</i> , 2018

Item	Método de medida (Unidad)	Proceso de tratamiento y sitio de muestreo	Concentración	Referencia
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Fango activo, filtración de antracita terciaria, desinfección por cloraminas. EE.UU.	0,040	Johnson <i>et al.</i> , 2018
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Anóxico y aerobio, MBR, UV y desinfección por ozono, EE.UU.	600±2100	Jjemba <i>et al.</i> , 2010
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Anóxico, MBR, desinfección por cloro, EE.UU.	400±200	Jjemba <i>et al.</i> , 2010
Coliformes fecales	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Anaeróbico secundario, UV, desinfección, España	25,0->1000	Rodriguez-Manzano <i>et al.</i> , 2012
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Anaeróbico secundario, filtración de arena, desinfección por UV, España	ND <sup>f</sup> ->1000	Rodriguez-Manzano <i>et al.</i> , 2012
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Anóxico y aerobio, MBR, UV y desinfección por ozono, EE.UU.	2,00±6,00	Jjemba <i>et al.</i> , 2010
Coliformes totales	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Agua tratada tratamiento secundario, filtrada por filtros de celulosa de 4-7 µm, desinfección por ozono, Alemania (estudio de laboratorio)	4,20-7,00	Carvajal <i>et al.</i> , 2017
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Anóxico y aerobio, MBR, UV y desinfección por ozono, EE.UU.	3,00±23,00	Jjemba <i>et al.</i> , 2010
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Anóxico, MBR, desinfección por cloro, EE.UU.	2,00±1,00	Jjemba <i>et al.</i> , 2010
<i>E.coli</i>	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Agua tratada tratamiento secundario, filtrada por filtros de celulosa de 4-7 µm, desinfección por ozono,	2,80~5,00	Carvajal <i>et al.</i> , 2017

Item	Método de medida (Unidad)	Proceso de tratamiento y sitio de muestreo	Concentración	Referencia
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Alemania (estudio de laboratorio) Anóxico y aerobio, MBR, UV y desinfección por ozono, EE.UU.	3,00±10,00	Jjemba <i>et al.</i> , 2010
<i>C. perfringens</i>	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Agua tratada tratamiento secundario, filtrada por filtros de celulosa de 4-7 µm, desinfección por ozono, Alemania (estudio de laboratorio)	2,50-3,10	Carvajal <i>et al.</i> , 2017
<i>Mycobacterium spp.</i>	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Anóxico y aerobio, MBR, UV y desinfección por ozono, EE.UU.	6,00±150,00	Jjemba <i>et al.</i> , 2010
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Anóxico, MBR, desinfección por cloro, EE.UU.	170±190	Jjemba <i>et al.</i> , 2010
<i>Aeromonas</i>	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Anóxico y aerobio, MBR, UV y desinfección por ozono, EE.UU.	100 ± 200	Jjemba <i>et al.</i> , 2010
	Método basado en cultivo (CFU/100mL)	Fango activo, filtración secundaria, desinfección por cloro, EE.UU.	100±100	Jjemba <i>et al.</i> , 2010
<b>VIRUS</b>				
Virus totales	Citometría de flujo (Recuento/mL)	Fango activo, filtración medio dual, desinfección por cloro, EE.UU.	10 <sup>4</sup>	Huang <i>et al.</i> , 2016
	Citometría de flujo (Recuento/mL)	Fango activo, desinfección por cloro, EE.UU.	10 <sup>8</sup> -10 <sup>9</sup>	Huang <i>et al.</i> , 2016
	Citometría de flujo (Recuento/mL)	Efluente secundario, MF, ósmosis inversa, desinfección por UV, desinfección por cloro, EE.UU.	10 <sup>4</sup>	Huang <i>et al.</i> , 2016
Norovirus	RT-qPCR <sup>9</sup> (GC <sup>h</sup> /mL)	Anaeróbico secundario, desinfección por UV, España	3,80	Rodríguez-Manzano <i>et al.</i> , 2012

Item	Método de medida (Unidad)	Proceso de tratamiento y sitio de muestreo	Concentración	Referencia
	RT-qPCR (GC/mL)	Anaeróbico secundario, filtración de arena, desinfección por UV, España	3,30	Rodríguez-Manzano <i>et al.</i> , 2012
Adenovirus humano	qPCR (GC/mL)	Anaeróbico secundario, desinfección por UV, España	261	Rodríguez-Manzano <i>et al.</i> , 2012
	qPCR (GC/mL)	Anaeróbico secundario, filtración de arena, desinfección por UV, España	49	Rodríguez-Manzano <i>et al.</i> , 2012
Colifago somático	Método basado en el cultivo (PFU/100mL)	Agua tratada tratamiento secundario, filtrada por filtros de celulosa de 4-7 µm, desinfección por ozono, Alemania (estudio de laboratorio)	3,20-3,50	Carvajal <i>et al.</i> , 2017
<b>PROTOZOOS</b>				
Quistes de Giardia	Método basado en cultivo, IFA (quistes/L)	Anaeróbico secundario, desinfección por UV, España	13,2	Rodríguez-Manzano <i>et al.</i> , 2012
	Método basado en cultivo, IFA (quistes/L)	Anaeróbico secundario, filtración de arena, desinfección por UV, España	2,00	Rodríguez-Manzano <i>et al.</i> , 2012
	Método basado en cultivo, IFA (quistes/L)	Fango activo, filtración de arena y antracita, desinfección por cloro, EE.UU.	2,11	Ryu <i>et al.</i> , 2005
Ooquistes de Cryptosporidium	Método basado en cultivo, IFA (ooquistes/L)	Anaeróbico secundario, filtración de arena, desinfección por UV, España	3,60	Rodríguez-Manzano <i>et al.</i> , 2012
	Método basado en cultivo, IFA (ooquistes/L)	Fango activo, filtración de arena y antracita,	0,160	Ryu <i>et al.</i> , 2005



Item	Método de medida (Unidad)	Proceso de tratamiento y sitio de muestreo	Concentración	Referencia
	Método basado en cultivo, IFA (ooquistes/L)	desinfección por cloro, EE.UU. Fango activo, desinfección por cloro, Australia	$1,40 \times 10^3$ - $1,90 \times 10^5$	King <i>et al.</i> , 2017
	Método basado en cultivo, IFA (ooquistes/L)	Fango activo, desinfección por cloro, Australia	$3,60 \times 10^4$ - $2,10 \times 10^6$	King <i>et al.</i> , 2017
Amebas	Método basado en cultivo (recuento/L)	Clarificación secundaria, filtración de arena, desinfección por cloro, EE.UU.	155	Johnson <i>et al.</i> , 2018

<sup>a</sup>CFU: unidades formadoras de colonia

<sup>b</sup>A<sup>2</sup>O: anaeróbico-anóxico-óxico

<sup>c</sup>SBR: reactor biológico secuencial

<sup>d</sup>qPCR: reacción en cadena de la polimerasa cuantitativa

<sup>e</sup>GU: unidades genómicas

<sup>f</sup>ND: no detectado

<sup>g</sup>RT-qPCR: reacción en cadena de la polimerasa cuantitativa de transcriptasa reversa

<sup>h</sup>GC: copias genómicas

<sup>i</sup>PFU: unidades formadoras de placas

<sup>j</sup>IFA: ensayo de inmunofluorescencia

Debido al riesgo potencial para la salud derivado de la presencia de patógenos, son necesarias directivas o normativas sobre el uso de las aguas residuales. De todos modos, no existen directivas a nivel internacional, sino que cada país ha desarrollado su propia normativa.

Las normativas más relevantes en la gestión y reutilización de las aguas reutilizadas han sido establecidas por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, 2012) y la Organización Mundial de la Salud (OMS, Gorchev y Ozolins, 2011). A nivel europeo, la DIRECTIVA 2000/60/CE establece el marco de la acción comunitaria en el ámbito del agua. En España, la única normativa existente es el Real Decreto sobre reutilización del año 2007 (RD 1620/2007).

Recientemente se han publicado las normas ISO sobre reutilización de agua para riego. En la parte 2 (ISO 16075-2) se establecen como parámetros microbiológicos a controlar los coliformes termotolerantes y los nematodos intestinales, con unos niveles de presencia máximos en función de la calidad final del agua residual tratada. La publicación de las normas ISO sobre reutilización de agua para el regadío agrícola contribuirá a corregir la falta de claridad en los requisitos relacionados con la reutilización de agua en el marco político de la UE (BIO by Deloitte, 2015). Por otra parte, la Agencia del Medio Ambiente de Estados Unidos en la Guía para la reutilización de aguas depuradas (USEPA, 2012) establece diferentes niveles de coliformes fecales que no deben ser superados dependiendo del uso al que se destinen las aguas depuradas reutilizadas. Además, la OMS ha publicado una guía para la reutilización segura de las aguas residuales en la agricultura, en la que se resalta la gran importancia de la reutilización de las aguas residuales como recurso hídrico. En el volumen 2 de dicha guía (OMS, 2006) se recomienda la evaluación

cuantitativa del riesgo microbiológico (Quantitative Microbial Risk Assessment, QMRA) como herramienta analítica de los riesgos microbiológicos para la salud humana derivados de la reutilización de aguas residuales. En la UE no se ha establecido aún una normativa común a todos los estados de la Unión sobre la reutilización de aguas residuales aunque se está trabajando en ello. Por tanto, en la actualidad, no hay un acuerdo generalizado sobre directrices microbiológicas de las aguas reutilizadas empleadas para el riego.

El control de la calidad del agua para cumplir con los criterios de las distintas directivas es una clave importante para proporcionar niveles de agua sanitariamente segura. En cuanto al riesgo sanitario del agua reutilizada, cabe destacar que, a diferencia de la amplia presencia de microorganismos en el agua residual (Tabla 1), solo se utilizan unos pocos indicadores microbianos para evaluar la calidad del agua. El análisis de la presencia de la bacteria *Escherichia coli* (coliformes totales/coliformes fecales) es el parámetro microbiano más utilizado para asegurar la calidad microbiológica del agua en las legislaciones sobre el agua, incluyendo el agua potable y el agua para actividades de reutilización. Otros microorganismos patógenos, como las bacterias *Legionella sp.* o *Salmonella sp.*, entre otras, virus y los protozoos *Cryptosporidium sp.* o *Giardia sp.*, entre otros, rara vez se incluyen o se requieren como criterios.

Además, la actividad antropogénica ha derivado en la presencia de nuevos temas de preocupación como son las bacterias resistentes a los antibióticos (ARB) (Rizzo et al., 2013). Recientemente se encuentran con más frecuencia en las plantas de tratamiento de aguas residuales y en los efluentes de las mismas gracias a las nuevas técnicas moleculares de detección.

Por estas razones, las normativas están bajo constante evaluación y modificación para cubrir cualquier nuevo aspecto relacionado con la reutilización de los efluentes de plantas depuradoras, nuevos usos finales, nuevos riesgos potenciales y la adición de nuevos parámetros para el control de la calidad del agua. En esta línea, la Comisión Europea ha lanzado en 2017 una nueva propuesta legislativa sobre los requisitos mínimos para el agua reutilizada para el riego y la recarga de aguas subterráneas. Esta propuesta incluirá aspectos como la gestión de riesgos, los estándares de tratamiento, los controles de procesos y la referencia de calidad del agua.

Las técnicas moleculares de última generación para la detección de todos los microorganismos presentes en el agua, patógenos y no patógenos, son herramientas con las que se cuenta en la actualidad para conocer los posibles riesgos y las implicaciones microbiológicas de la reutilización del agua.

Entre estas técnicas, la secuenciación masiva o metagenómica permite la detección de los microorganismos presentes en una muestra de agua residual en un único análisis. Además, mediante esta técnica molecular de última generación se puede detectar de forma rápida la presencia de bacterias y genes resistentes a antibióticos, tanto en las plantas de tratamiento como en efluentes.

La metagenómica, o genómica de comunidades, es una disciplina emergente que busca entender los ecosistemas microbianos estudiando el contenido genómico de los microorganismos presentes en un ambiente sin necesidad de cultivarlos (Handelsman, 2004). Es una tecnología relativamente nueva que ha surgido gracias al avance de la secuenciación de nueva generación (NGS, Next Generation Sequencing), la cual permite secuenciar a bajo coste el ADN de una muestra de cualquier ambiente (Illumina, 2017). Existen diversas formas de emplear la técnica.

Por una parte, la metagenómica de secuenciación de genomas completos caracteriza toda la comunidad de microorganismos presentes en las muestras. Para ello, se extrae el ADN de la muestra y se emplea un abordaje de tipo *shotgun*: el ADN se fragmenta en trozos pequeños que son posteriormente secuenciados. Las secuencias resultantes se ensamblan bioinformáticamente para reconstituir los distintos genomas, obteniéndose habitualmente genomas parciales (Tringe y Rubin, 2005). Sin embargo, debido a que se obtiene gran cantidad de información, el análisis bioinformático puede llegar a ser muy complejo. Además, la profundidad de secuenciación (cobertura) no es suficiente para detectar las especies con una menor concentración en la población (Kalyuzhnaya et al., 2008).

Por otra parte, la metagenómica de secuenciación dirigida es el método más usado para caracterizar la diversidad microbiana. En este método se extrae el DNA de la muestra que se desea caracterizar y se amplifica mediante PCR un gen marcador taxonómicamente informativo que es común a todos los organismos de interés. Los amplicones resultantes se secuencian y se caracterizan bioinformáticamente para determinar qué microorganismos están presentes en una muestra y en qué abundancia relativa (Sharpton, 2014). En el caso de las bacterias y de las arqueas, los estudios de metagenómica de secuenciación dirigida se centran en el gen de la subunidad pequeña del RNA ribosómico (16S rRNA), el cual es un marcador informativo, tanto taxonómica como filogenéticamente (Pace et al., 1986; Hugenholtz y Pace, 1996). Está ampliamente aceptado que el gen 16S rRNA refleja la evolución bacteriana (Woese, 1987). Este gen contiene regiones altamente conservadas, que son útiles para el diseño de los iniciadores, y regiones hipervariables, que permiten diferenciar los distintos microorganismos y clasificarlos taxonómicamente. En el caso de los eucariotas, el gen marcador empleado para los estudios metagenómicos es el 18S rRNA, que también tiene regiones conservadas y regiones hipervariables.

Los estudios recientes sobre reutilización incluyen el empleo de técnicas de metagenómica para determinar la capacidad de las planta de tratamiento de eliminar patógenos. Permiten conocer la dinámica de la compleja comunidad microbiana en muestras de agua a través de las diferentes etapas del tratamiento, incluyendo coagulación-filtración, sedimentación, filtros de arena y desinfección (Garrido-Cárdenas et al., 2017).

Li et al. (2015) en un estudio en una EDAR en Hong Kong (China), detectaron mediante metagenómica un amplio espectro de bacterias patógenas y su eliminación a lo largo de la planta. En total se detectaron 113 bacterias patógenas en muestras procedentes de la planta incluyendo influente, efluente, fango activado, biofilms y fango procedente de la digestión anaerobia. De las 113 bacterias patógenas, 79 fueron descritas por primera vez en EDARs. La eficiencia de eliminación de patógenos en la planta depuradora fue de 98.0%.

Diferentes estudios que aplicaron la técnica metagenómica han demostrado la eliminación de patógenos en el tratamiento secundario de aguas residuales y en biofilms. Lin et al. (2014) y Lu et al. (2015) demostraron que bacterias patógenas como *Arcobacter butzleri*, *Aeromonas hydrophila*, y *Klebsiella pneumoniae* eran eficientemente eliminadas durante el tratamiento biológico de las aguas. Además, mediante las técnicas de metagenómica, se ha detectado también la presencia de ARB y genes de resistencia a antibióticos (ARG) en EDARs.

Huang et al. (2014) investigaron bacterias y genes resistentes al grupo de antibióticos de las tetraciclinas en fangos de depuradora mediante metagenómica de secuenciación dirigida, identificando varios géneros de bacterias como potenciales resistentes a la tetraciclina (*Sulfurilatea*, *Armatimonas*, *Prostheobacter*, *Hyphomicrobium*, *Azonexus*,

*Longilinea*, *Paracoccus*, *Novosphingobium*, y *Rhodobacter*), así como también un incremento en la presencia de genes de resistencia a la tetraciclina.

Otros estudios llevados a cabo en vertidos de efluentes de plantas de tratamiento en ríos, han encontrado río abajo genes de resistencia a los antibióticos amikacina, gentamicina, neomicina, ampicilina y ciprofloxacino (Amos et al., 2014). Estudios de vertidos de aguas residuales al mar en varias playas de la costa de Uruguay (Fresia et al., 2019) mostraron la presencia conjunta de bacterias patógenas y a la vez los genes de resistencia a antibióticos como carbapenemasas y betalactamasas, presentes tanto en plásmidos como en los cromosomas bacterianos. Estos datos demuestran la capacidad de expansión de patógenos en el medio ambiente desde los efluentes de depuradoras.

La capacidad de eliminación de los genes de resistencia en fangos de depuradora tratados mediante digestión mesófila y termófila ha sido estudiada por Zhang et al. (2015). Mediante análisis de metagenómica, detectaron 35 ARGs en el fango antes del tratamiento, que se redujeron > 90%, durante el tratamiento termófilo y el mesófilo. En otro estudio en Suecia (Bengtsson-Palme et al., 2016), se detectaron genes de resistencia a antibióticos (OXA-84), en fangos digeridos, mediante metagenómica.

El potencial de las técnicas de metagenómica para detectar microorganismos patógenos y resistentes a antibióticos demostrado por distintos autores abre las puertas a estudios futuros que permitan desarrollar tratamientos en las EDARs que favorezcan su reducción y diseminación al medio ambiente.

En un estudio bibliométrico sobre aplicación de técnicas de metagenómica en aguas residuales entre los años 1994-2016, llevado a cabo por Garrido-Cárdenas et al. (2017) con bases de datos de Elsevier, se obtuvieron 732 documentos. En este se observó un aumento de la producción bibliográfica a partir de 2012, alcanzando el máximo de 170 documentos publicados en 2016 que aplicaron la técnica metagenómica en aguas residuales. Resulta curioso observar en este estudio bibliométrico, cómo el país con más publicaciones es China, con 264 publicaciones (36,07%). Quizás esto tenga que ver con los esfuerzos del Gobierno chino por impulsar la gestión del agua creando Centros de investigación dedicados al agua: Instituto Chino de Recursos Hídricos e Investigación Hidroeléctrica (IWHR) y el Instituto de Investigación Hidráulica de Nanjing (NHRI). Además, hay una plataforma de innovación de cuencas hidrográficas, de carácter científico, y varios laboratorios nacionales y centros de investigación de tecnología e ingeniería del agua.

El Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA), a través de sus diferentes grupos, realiza una importante labor de investigación en temas de reutilización de aguas. Concretamente, el grupo de Química y Microbiología del Agua (QMA) lleva trabajando con estas novedosas técnicas varios años y las ha aplicado especialmente a la reutilización del agua residual en zonas como la región de Murcia y la Comunidad Valenciana. Se han llevado a cabo distintos proyectos de investigación, tanto nacionales como europeos, donde se han analizado distintas EDARs cuyos efluentes se destinan a riego.

Durante los años 2014-2017, el grupo QMA participó en un proyecto europeo dentro del marco de la Water JPI, con Dinamarca, Alemania y Chipre como socios europeos y con Barcelona y Tarragona como socios nacionales. En este proyecto europeo, "MetaWater" (New metagenomics and molecular based tools for european scale identification and control of emergent microbial contaminants in irrigation water), se detectaron los patógenos (virus, bacterias y protozoos) presentes en muestras de agua regenerada para riego en distintos países mediante la aplicación de metagenómica de secuenciación dirigida. En la parte del estudio que realizó el grupo QMA del IIAMA, se analizaron muestras de depuradoras de la zona de Valencia, Carraixet y Quart Benàger. Los efluentes de estas depuradoras se

utilizan para riego. Los resultados obtenidos han sido presentados en Congresos (FEMS 2017,) y actualmente se encuentran pendientes de publicación.

La Comunidad Valenciana reutiliza un volumen importante del agua residual tratada en depuradoras para uso agrícola, por lo que la aplicación de esta técnica es interesante para obtener información sobre el contenido en microorganismos patógenos del agua destinada a riego, a partir de una sola muestra.

Según Informe de gestión de la Entidad Pública de Saneamiento de la Aguas Residuales de 2018 (EPSAR, 2018), hay que reseñar el alto grado de calidad de las aguas depuradas, lo cual ha permitido reutilizar de forma directa durante el año 2018 un volumen total de 139,29 hm<sup>3</sup>, lo que supone un 31,46% del volumen depurado. La mayor parte del volumen de agua reutilizada ha sido en el sector agrícola, el cual ha empleado un 88,3% del total reutilizado.

La Comunidad Valenciana es una de las comunidades más avanzadas en materia de infraestructuras de reutilización, disponiendo de un total de 44 EDARs con tratamiento terciario o avanzado con una capacidad total de tratamiento de 333,93 hm<sup>3</sup>/año. Entre las instalaciones de regeneración destaca por su capacidad, el tratamiento terciario de la EDAR de Pinedo (València) con una capacidad total de tratamiento de 127,8 hm<sup>3</sup>/año (38,3 % del total de la Comunidad Valenciana) y las plantas regeneradoras de Benidorm y de Rincón de León en Alicante, por su tecnología (proceso de ultrafiltración y ósmosis inversa) con una capacidad de producción de 22,6 hm<sup>3</sup>/año. (EPSAR, 2018). Sin embargo, a pesar de los tratamientos realizados, en ocasiones el agua tratada no cumple los requisitos mínimos necesarios desde el punto de vista de salud pública.

Un reciente estudio realizado por investigadores de distintas universidades valencianas y el Department of International Land and Water Management de la Universidad de Wageningen (Holanda), sobre la reutilización del agua de la EDAR de Puebla de Farnals (Valencia), mostró que los beneficios son mutuos para agricultores y gestores de la planta, contribuyendo así al cierre del ciclo del agua al evitar que el agua tratada acabe en el mar (Hagenvoort et al., 2019). El agua residual tratada procedente de la EDAR de Puebla de Farnals, que consta de pre-tratamiento, tratamiento secundario y tratamiento terciario, se utilizó para regar una amplia zona de huerta en las vecinas poblaciones de Massamagrell y Puzol. Entre los cultivos regados se encuentran naranjos, caquis, cebollas y tomates.

En el citado estudio, el único parámetro microbiológico analizado para asegurar la calidad sanitaria del agua tratada fue la determinación de la presencia de *E. coli* tal y como recoge la legislación española en esta materia (RD 1620/2007). Los resultados obtenidos mostraron valores de *E. coli* en el agua de riego que excedían en 1-2 log<sub>10</sub> UFC/100mL los valores máximos establecidos en el Real Decreto. Si se considera que *E. coli* es un microorganismo indicador de la presencia de patógenos, los niveles obtenidos en estas aguas podrían sugerir la presencia de patógenos que no se controlan. En estos casos es donde la utilización de técnicas moleculares como la metagenómica proporciona de forma rápida y efectiva una información más exhaustiva sobre la calidad sanitaria del agua reutilizada.

## Referencias

- Amos, G.C.A., Zhang, L., Hawkey, P.M., Gaze, W.H., Wellington, E.M. (2014). Functional metagenomic analysis reveals rivers are a reservoir for diverse antibiotic resistance genes. *Vet Microbiol*, 171: 441–447. <https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2014.02.017>

- Bengtsson-Palme, J., Hammarén, R., Pal, C., Östman, M., Björleinius, B., Flach, C.F., Fick, J., Kristiansson, E., Tysklind, M., Larsson, D.G.J. (2016). Elucidating selection processes for antibiotic resistance in sewage treatment plants using metagenomics. *Sci Total Environ*, 572: 697–712. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.228>
- BIO by Deloitte (2015). Optimising water reuse in the EU – Final report prepared for the European Commission (DG Env), Part I. In collaboration with ICF and Cranfield University.
- Carvajal, G., Branch, A., Michel, P., Sisson, S.A., Roser, D.J., Drewes, J.E., Khan, S.J., (2017). Robust evaluation of performance monitoring options for ozone disinfection in water recycling using Bayesian analysis. *Water Res*, 124: 605-617. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.079>
- Deng, S., Yan, X., Zhu, Q., Liao, C. (2019). The utilization of reclaimed water: Possible risks arising from waterborne contaminants. *Environ Pol*, 254: 113020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113020>
- EPSAR (2018). Memoria de Gestión 2018. Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana, Generalitat Valenciana.
- Fresia, P., Antelo, V., Salazar, C., Giménez, M., D'Alessandro, B., Afshinnekoo, E., Mason, C., Gonnet, G.H., Iraola, G. (2019). Urban metagenomics uncover antibiotic resistance reservoirs in coastal beach and sewage waters. *Microbiome*, 7: 35. <https://doi.org/10.1186/s40168-019-0648-z>
- Garrido-Cárdenas, J.A., Polo-López, M.I., Oller-Alberola, I. (2017) Advanced microbial analysis for wastewater quality monitoring: metagenomics trend. *Appl Microbiol Biotechnol*, 101: 7445–7458. <https://doi.org/10.1007/s00253-017-8490-3>
- Gorchev, H.G., Ozolins, G. (2011) WHO guidelines for drinking-water quality. *WHO Chron*, 38: 104-108.
- Hagenvoort, J., Ortega-Reig, M., Botella, S., García, C., De Luis, A., Palau-Salvador, G. (2019) Reusing treated waste-water from a circular economy perspective- The case of the Real Acequia de Moncada in Valencia (Spain). *Water*, 11: 1830. <https://doi.org/10.3390/w11091830>
- Handelsman, J. 2004. Metagenomics: application of genomics to uncultured microorganisms. *Microbiol Mol Biol Rev*, 68: 669–685. <https://doi.org/10.1128/MMBR.68.4.669-685.2004>
- Huang, K., Tang, J., Zhang, X.X., Xu, K., Ren, H. (2014) A comprehensive insight into tetracycline resistant bacteria and antibiotic resistance genes in activated sludge using next-generation sequencing. *Int J Mol Sci*, 15: 10083–10100. <https://doi.org/10.3390/ijms150610083>
- Huang, X., Zhao, Z., Hernandez, D., Jiang, S.C. (2016). Near real-time flow cytometry monitoring of bacterial and viral removal efficiencies during water reclamation processes. *Water* 8: 464. <https://doi.org/10.3390/w8100464>
- Hugenholtz, P., Pace, N.R. (1996). Identifying microbial diversity in the natural environment: a molecular phylogenetic approach. *Trends Biotechnol*, 14: 190–197.
- Illumina, Inc. 2017. An introduction to Next-Generation Sequencing Technology. [https://www.illumina.com/content/dam/illumina-marketing/documents/products/illumina\\_sequencing\\_introduction.pdf](https://www.illumina.com/content/dam/illumina-marketing/documents/products/illumina_sequencing_introduction.pdf)
- ISO 16075-2 (2015). Guidelines for treated wastewater use for irrigation projects -Part 2. Development of the Project. International Organization for Standardization.
- Jjemba, P.K., Weinrich, L.A., Cheng, W., Giraldo, E., LeChevallier, M.W. (2010.) Regrowth of potential opportunistic pathogens and algae in reclaimed-water distribution systems. *Appl Environ Microbiol*, 76: 4169-4178. <https://doi.org/10.1128/AEM.03147-09>
- Johnson, W.J., Jjemba, P.K., Bukhari, Z., LeChevallier, M.W. (2018). Occurrence of *Legionella* in nonpotable reclaimed water. *J Am Water Work Assoc*, 110: 15-27. <https://doi.org/10.5942/jawwa.2018.110.0021>

- Kalyuzhnaya, M.G., Lapidus, A., Ivanova, N., Copeland, A.C., McHardy, A.C., Szeto, E., Salamov, A., Grigoriev, I.V., Suciú, D., Levine, S.R., Markowitz, V.M., Rigoutsos, I., Tringe, S.G., Bruce, D.C., Richardson, P.M., Lidstrom, M.E., Chistoserdova, L. (2008). High-resolution metagenomics targets specific functional types in complex microbial communities. *Nat Biotechnol*, 26: 1029-1034. <https://doi.org/10.1038/nbt.1488>
- King, B., Fanok, S., Phillips, R., Lau, M., van den Akker, B., Monis, P. (2017). Cryptosporidium attenuation across the wastewater treatment train: recycled water fit for purpose. *Appl Environ Microbiol*, 83: e03068-16. <https://doi.org/10.1128/AEM.03068-16>
- Li, B., Ju, F., Cai, L., Zhang, T. (2015). Profile and fate of bacterial pathogens in sewage treatment plants revealed by high-throughput metagenomic approach. *Environ Sci Technol*, 49: 10492-10502. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02345>
- Lin, W., Yu, Z., Zhang, H., Thompson, I.P. (2014). Diversity and dynamics of microbial communities at each step of treatment plant for potable water generation. *Water Res*, 52: 218–230. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.071>
- Lu, X., Zhang, X.X., Wang, Z., Huang, K., Wang, Y., Liang, W., Tan, Y., Liu, B., Tang, J. (2015). Bacterial pathogens and community composition in advanced sewage treatment systems revealed by metagenomics analysis base on high-throughput sequencing. *PLoS One*, 10: e0125549. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125549>
- OMS (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2 Wastewater use in agriculture. World Health Organization. Ginebra.
- Pace, N.R., Stahl, D.A., Lane, D.J., Olsen, G.J. (1986). The analysis of natural microbial populations by ribosomal RNA sequences. *Adv Microb Ecol*, 9: 1–55.
- RD 1620/2007. Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de aguas depuradas. BOE núm 294, 8 Diciembre 2007.
- Rizzo, L., Manaia, C., Merlin, C., Schwartz, T., Dagot, C., Ploy, M.C., Michael, I., Fatta-Kassinos, D. (2013) Urban wastewater treatment plants as hotspots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: a review. *Sci Total Environ*, 447: 345–360. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.032>
- Rodríguez-Manzano, J., Alonso, J.L., Ferrús, M.A., Moreno, Y., Amorós, I., Calgua, B., Hundesa, A., Guerrero-Latorre, L., Carratala, A., Rusiñol, M., Gironés, R. (2012). Standard and new faecal indicators and pathogens in sewage treatment plants, microbiological parameters for improving the control of reclaimed water. *Water Sci Technol*, 66: 2517-2523. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.233>
- Ryu, H., Alum, A., Abbaszadegan, M. (2005). Microbial characterization and population changes in nonpotable reclaimed water distribution systems. *Environ Sci Technol*, 39: 8600-8605. <https://doi.org/10.1021/es0506071>
- Sharpton, T.J. (2014). An introduction to the analysis of shotgun metagenómica data. *Front Plant Sci*, 16: 209. <https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00209>
- Thayanukul, P., Kurisu, F., Kasuga, I., Furumai, H. (2013). Evaluation of microbial regrowth potential by assimilable organic carbon in various reclaimed water and distribution systems. *Water Res*, 47: 225-232. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.09.051>
- Tringe, S.G., Rubin, E.M. (2005). Metagenomics: DNA sequencing of environmental samples. *Nat Rev Genet*, 6: 805-814.
- USEPA (2012). Guidelines for Water Reuse. EPA/600/R-12/618. U.S. Environmental Protection Agency, Washington.
- Woese, C.R. 1987. Bacterial evolution. *Microbiol Rev*, 51: 221-271.
- Xue, J., Zhang, J., Xu, B., Xie, J., Wu, W., Lu, Y. (2016). Endotoxins: the critical risk factor in reclaimed water via inhalation exposure. *Environ Sci Technol*, 50: 11957-11964. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02395>

- Zhang, T., Yang, Y., Pruden, A. (2015) Effect of temperature on removal of antibiotic resistance genes by anaerobic digestion of activated sludge revealed by metagenomic approach. *Appl Microbiol Biotechnol* 99: 7771–7779. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-6688-9>



---

# MAXIMIZACIÓN DE LA VALORIZACIÓN ENERGÉTICA DE LA MATERIA ORGÁNICA EN LAS EDAR DE LA COMUNIDAD VALENCIANA

Aguado, D., Barat, R., Serralta, J. y Ferrer, J.

## Síntesis

En esta línea innovadora se plantea la implementación de la tecnología de membranas, previo al tratamiento biológico de la línea de aguas, en las EDAR de la Comunidad Valenciana con digestión anaerobia de los fangos. De esta forma, con una mínima modificación de las EDAR actuales, se maximizará la fracción orgánica que podrá ser valorizada energéticamente en la línea de fangos y se incrementará notablemente la capacidad de los procesos biológicos en la línea de aguas debido a que todos los sólidos en suspensión presentes en el agua residual serán derivados a la valorización energética.

## Desarrollo

El tratamiento de las aguas residuales atraviesa en la actualidad un cambio de paradigma como consecuencia de la transición hacia la economía circular. Este cambio de perspectiva consiste en dejar de considerar el agua residual como un mero residuo, para considerarla una fuente de recursos y de energía. Para ello, es necesario modificar los esquemas de tratamiento convencionales actuales, así como implementar nuevos sistemas de tratamiento de menor coste e impacto ambiental, enfocados a la recuperación de recursos en las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR).

Actualmente, el tratamiento del agua residual urbana en las EDAR de poblaciones de gran tamaño incluye una etapa de decantación primaria para la separación de una parte de los sólidos suspendidos (los sólidos suspendidos sedimentables), un sistema de fangos activados para la eliminación de la materia biodegradable, un proceso final de desinfección y la estabilización anaerobia de los fangos. Este esquema de tratamiento supone que más del 60% de la materia orgánica contenida en las aguas residuales es degradada mediante procesos aerobios en la línea de aguas de la EDAR. Estos procesos se caracterizan por tener un elevado consumo energético asociado al sistema de aireación y la eliminación de un recurso, la materia orgánica, que podría ser aprovechada para su valorización, por ejemplo, produciendo biogás y aprovechándolo energéticamente.

El tratamiento de aguas residuales urbanas presenta un elevado consumo energético dentro del sector industrial. Todas las etapas de una EDAR consumen energía. Sin embargo, los costes de aireación son muy significativos ya que en una EDAR convencional suponen entre el 45 y el 75% de los costes energéticos totales de la EDAR (Rosso et al., 2008). Por otra parte, el esquema de tratamiento convencional para el tratamiento de las aguas residuales no cumple con los principios de la economía circular dentro del campo de la gestión del agua.

La búsqueda de tecnologías de tratamiento de aguas residuales que optimicen el balance energético de las EDAR ha hecho que los tratamientos anaerobios experimenten un auge en los últimos años. Algunas de las principales ventajas que presentan los tratamientos anaerobios frente a los tratamientos aerobios son las siguientes (Giménez et al., 2014):

- No requieren aporte de oxígeno, reduciéndose de forma significativa el consumo energético.
- La producción de fangos por kilogramo de materia orgánica eliminada es muy inferior a la de los procesos aerobios. Además, es posible conseguir un grado de estabilización de los fangos suficiente como para prescindir de un tratamiento posterior.
- Se genera una corriente de biogás ( $\text{CH}_4 + \text{CO}_2$ ) que puede ser empleado para producir energía calorífica y eléctrica.
- Tienen una alta capacidad de eliminación de compuestos lentamente biodegradables.

Aunque el tratamiento anaerobio se aplica desde hace varias décadas en la estabilización de los fangos generados en la línea de aguas de las EDAR, en la degradación de residuos sólidos y en el tratamiento de aguas con elevadas concentraciones de materia orgánica; existe en la actualidad una tendencia en la comunidad científica a investigar en la transformación del tratamiento actual de las aguas residuales urbanas (mayoritariamente aerobio) a una completa degradación anaerobia de la materia orgánica (Lei et al., 2018).

La baja velocidad de los procesos anaerobios obliga a trabajar con elevadas temperaturas y/o elevados tiempos de residencia en el reactor. Por este motivo, el tratamiento de aguas residuales urbanas mediante procesos anaerobios en la propia línea de aguas de la EDAR, han sido generalmente aplicados en climas cálidos o tropicales, donde la temperatura ambiente ( $20 - 30 \text{ }^\circ\text{C}$ ) permite establecer fácilmente condiciones adecuadas para el proceso, mientras que en las zonas de temperaturas desfavorables, se ha recurrido a la tecnología de separación por membranas para incrementar el tiempo de retención celular (TRC) sin incrementar el volumen del reactor, permitiendo por tanto desacoplar el TRC del tiempo de retención hidráulico (TRH), evitando así la necesidad de calentar el agua que sería económicamente inviable. Este sistema se conoce como reactor anaerobio de membranas (AnMBR) y es el único sistema que permite el tratamiento anaerobio de aguas residuales diluidas a temperatura ambiente con un volumen del reactor económicamente viable.

La utilización de membranas en procesos de separación a escala industrial se ha visto favorecida en los últimos años por dos hechos fundamentales: la fabricación de membranas con capacidad para proporcionar elevados flujos de permeado y la fabricación de dispositivos compactos, cada vez más económicos y fácilmente intercambiables. La tecnología AnMBR ofrece un efluente rico en nutrientes cuya eliminación/recuperación ha de ser llevada a cabo cuando dicho efluente no puede ser destinado de forma directa a riego agrícola. En varios casos de estudio en los que ha estudiado la combinación de la tecnología AnMBR con un post-tratamiento convencional para la eliminación de nutrientes (nitrógeno y fósforo) no ha resultado económicamente competitiva frente a un proceso convencional de fangos activados.

En EDAR ya existentes, resulta de gran interés poder aprovechar en la mayor medida de lo posible todas las infraestructuras con las que ya cuenta cada EDAR, y esto se podría realizar mediante la inclusión de un proceso de filtración por membranas en el efluente de la decantación primaria, introduciendo el rechazo de las membranas en el digestor anaerobio (ya existente en la EDAR) y el permeado en el proceso biológico de fangos activados (ya existente en la EDAR). Este sería un posible esquema de tratamiento innovador que supone una mínima modificación en la configuración de una EDAR convencional pero que permitiría optimizar el balance energético de la planta al separar la materia orgánica soluble o fácilmente biodegradable, de la materia orgánica suspendida o lentamente biodegradable y tratarlas de forma separada. La materia orgánica fácilmente biodegradable sería degradada de forma aerobia en el sistema de fangos activados, lo cual

se podría conseguir con bajos tiempos de retención celular, lo que a su vez reduciría considerablemente las necesidades energéticas del proceso de aireación y, por tanto, este importante coste operacional de la EDAR. La materia orgánica lentamente biodegradable sería tratada de forma anaerobia en el digestor anaerobio de la EDAR junto a los fangos que se generen en la línea de aguas.

La aplicación de la tecnología de membranas en la línea de aguas de un esquema de tratamiento convencional permitiría la separación de ambas fracciones de la materia orgánica contenida en el agua residual (soluble y particulada). Concretamente la filtración por membranas del efluente del decantador primario permitirá valorizar toda la materia orgánica suspendida y parte de la materia orgánica soluble en la digestión anaerobia, tratando en el proceso de fangos activados convencional únicamente una parte de la fracción soluble de los contaminantes. Las membranas de ultrafiltración constituyen una tecnología madura, y su utilización para tratar el efluente del decantador primario permitiría incrementar el porcentaje de materia orgánica que puede ser valorizado en la digestión anaerobia.

Los trabajos científicos centrados en la utilización de membranas tras la decantación primaria son prometedores, pero escasos y limitados fundamentalmente a estudios a escala de laboratorio de corta duración. En todos ellos se destaca el papel del ensuciamiento de la membrana en el comportamiento del flujo transmembrana, lo cual afecta directamente a la economía del proceso de filtración. Ravazzini et al. (2005) compararon la filtración con membranas de ultrafiltración cross-flow del agua bruta y del efluente del decantador primario (en ambos casos previo a la filtración con membranas, el agua era tamizada por 0,56 mm), consiguiendo flujos por encima de 120 y 160 L/m<sup>2</sup>·h, respectivamente. Aunque estos autores afirman que es posible la filtración en continuo con ambos tipos de agua, sus ensayos en laboratorio no duraron más de una hora y media. La filtración directa del agua bruta para concentrar la materia orgánica con membranas de ultrafiltración y el control del ensuciamiento con ensayos de mayor duración (hasta un mes) han sido presentados por otros autores (Lateef et al., 2013; Kimura et al., 2017), quienes afirman que hasta un 75% de la materia orgánica presente en el agua residual bruta puede ser redirigido hacia valorización energética con este tipo de membranas. Modise et al. (2006) estudiaron en laboratorio el comportamiento de siete membranas de microfiltración comerciales para mitigar la contaminación (DBO, DQO, E. Coli, Coliformes Fecales, y Enterococos) de vertidos al medio receptor procedentes del decantador primario (como consecuencia de descargas de sistemas de alcantarillado unitarios), destacando la importancia del tamaño de poro y sugiriendo para este parámetro un valor de 0,2 µm. Delgado et al. (2012) estudiaron el efecto de un proceso de coagulación/sedimentación previo a la filtración del efluente del decantador primario con membranas de ultrafiltración de fibra hueca (tamaño de poro 0,03 µm), demostrando una alta eficiencia en la eliminación de DQO (81-95%) que se consigue gracias a la membrana, siendo el efecto de la coagulación una reducción muy significativa del ensuciamiento de la membrana.

Tal y como se ha indicado anteriormente, la digestión anaerobia de fangos es el tratamiento biológico de estabilización de fangos normalmente utilizado en EDAR de tamaño grande. En este proceso de digestión del fango, la obtención de un biogás rico en metano, permite la recuperación de energía, pudiendo compensar parte de las necesidades energéticas de la EDAR. La producción de biogás en la etapa de digestión puede ser maximizada si se incrementa la cantidad de materia orgánica que se deriva al digestor anaerobio. Esta mejora del balance energético lleva asociada una mejora del balance ambiental, ya que la huella de carbono de la EDAR se verá reducida al disminuir el consumo neto de energía.

Las principales ventajas de esta línea innovadora, que consiste en la aplicación de la tecnología de membranas en la línea de aguas de un esquema de tratamiento convencional

para maximizar la cantidad de materia orgánica que puede ser valorizada en la digestión anaerobia de una EDAR, son las siguientes:

- Aumenta la cantidad de materia orgánica introducida en la digestión anaerobia y, con ello, el caudal de metano producido y, por ende, la energía recuperada. Este aumento de la energía renovable recuperada en las EDAR contribuye directamente al objetivo nº 7 del desarrollo sostenible.
- Trata en el proceso secundario convencional únicamente una parte de la fracción soluble de los contaminantes presentes en el agua residual, posibilitando con ello:
  - reducir el volumen de reacción necesario;
  - operar los reactores de fangos activados existentes con tiempos de retención celular superiores a los de diseño, favoreciendo la eliminación de microcontaminantes y, por tanto, contribuyendo a reducir la contaminación de los ecosistemas acuáticos receptores, y entre ellos el mar (objetivo nº 14 del desarrollo sostenible);
  - o aumentar la capacidad de tratamiento de las EDAR existentes debido a la reducción de la carga de sólidos que recibirán los decantadores secundarios como consecuencia de la menor cantidad de sólidos que llegarán y se generarán en el proceso de fangos activados.
  - un ahorro significativo en el coste energético asociado al proceso de aireación.
- Aumenta la eficiencia (energética, capacidad de tratamiento y eliminación de contaminantes) de las instalaciones existentes minimizando las necesidades de superficie.
- Supone un paso importante hacia un esquema de tratamiento de aguas residuales basados en los principios de la Economía Circular. Favoreciendo la recuperación de materias y energía en las EDAR se contribuye a las ciudades sostenibles (objetivo nº 11 del desarrollo sostenible).
- Aprovecha al máximo las infraestructuras ya existentes en las EDAR.
- La solución propuesta se basa en la incorporación en las actuales EDAR de una tecnología ya madura como es la de membranas.

### **Aplicabilidad a la Comunidad Valenciana**

La aplicabilidad de esta línea innovadora de investigación es directa en todas aquellas depuradoras de la Comunidad Valenciana en cuyo esquema de tratamiento esté incluida la digestión anaerobia como proceso para la estabilización del fango y que dispongan de sistema de cogeneración para el aprovechamiento del biogás producido. En general, el proceso de digestión anaerobia se incorpora en la línea de fangos de las EDAR de tamaño medio-grande y grande.

Teniendo en cuenta los datos que se presentan en el informe de gestión del año 2018 de la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales (EPSAR) de la Comunidad Valenciana, esta línea innovadora de investigación, se podría aplicar de manera directa a un total de 18 EDAR que se recogen en la Tabla 1. Aunque sólo son 18 EDAR del total de 485 EDAR que han estado en servicio durante el año 2018, se trata (salvo excepciones puntuales) de las EDAR de mayor tamaño. Entre estas 18 instalaciones dotadas de digestión anaerobia y sistema de cogeneración, han tratado prácticamente el 60% del volumen total de agua residual tratada en el año 2018 por todas las instalaciones gestionadas por la EPSAR, que ascendió a 442,80 hm<sup>3</sup>/año.

Tabla 1. Listado de EDAR de la Comunidad Valenciana que disponen de sistemas de cogeneración para el aprovechamiento del biogás generado en el proceso de digestión anaerobia en el año 2018.

Instalación	Caudal medio diario (m <sup>3</sup> /d)	Potencia instalada (kW)	Energía generada (kWh/año)
Albufera Sur	19.978	300	1.558.780
Alcoi	14.984	1.299	3.747.614
Alzira - Carcaixent	27.278	330	2.469.132
Benidorm	37.209	472	1.978.131
Castellón De La Plana	36.279	500	2.253.400
Cuenca Del Carraixet	36.625	660	2.193.976
Elx (Algorós)	21.871	625	2.388.604
Gandia - La Safor	35.813	311	852.401
Novelda - Monforte Del Cid	3.181	261	241.944
Ontinyent - Agullent	16.019	288	0
Paterna - Fuente Del Jarro	10.891	325	1.045.780
Pinedo 1	116.043	2.503	6.747.600
Pinedo 2	211.907	1.589	8.411.500
Pobla De Farnals	27.621	342	1.677.600
Quart-Benáger	31.129	1.09	1.435.053
Rincón De León	48.749	460	2.428.125
Sagunt	13.296	330	975.387
Utiel	1.931	65	99.397

La incorporación en el esquema de tratamiento de una EDAR de la filtración por membranas del efluente del decantador primario permitirá valorizar toda la materia orgánica suspendida y parte de la materia orgánica soluble en la digestión anaerobia. Por tanto, el ahorro que se puede conseguir en cada caso concreto dependerá de las características del agua residual que esté depurando la EDAR. De manera orientativa, se puede estimar que, con un esquema de tratamiento convencional, el porcentaje de materia orgánica de las aguas residuales valorizada en la digestión anaerobia está en torno al 40%, y mediante la solución que se propone en esta línea innovadora de investigación, se podría valorizar en torno al 60% de la materia orgánica. Este aumento de la cantidad de materia orgánica que puede procesarse en el digestor anaerobio, supondría de manera directa un:

- Ahorro en los costes de aireación en el tratamiento secundario de la EDAR en torno al 33% (ya que la solución propuesta reducirá la cantidad de materia orgánica que llega al tratamiento secundario en torno al 20%, es decir del 60% actual al 40% tras la implementación de la solución propuesta). Se trata de un ahorro significativo ya que los costes de aireación en una EDAR convencional suponen entre el 45 y el 75% de los costes energéticos totales de la EDAR (Rosso et al., 2008)
- Incremento de la producción de metano en la línea de fangos de la EDAR: en torno al 50% (ya que la solución propuesta incrementará la cantidad de materia orgánica que se trata en la digestión anaerobia del 40% actual al 60% tras la implementación de la solución propuesta).

En términos energéticos, la implantación de la tecnología propuesta puede suponer un ahorro de costes de entre 0,1 y 0,2 kWh/m<sup>3</sup>.

### Propuesta metodológica para cada EDAR

Como se ha comentado, el ahorro en cada caso concreto dependerá de las características del agua residual que esté depurando cada EDAR. Por tanto, para cada EDAR se debe

proceder a realizar un estudio específico que permita cuantificar con más precisión los beneficios de lo que se propone en esta línea innovadora de investigación así como el estimar el período de amortización previsible de la inversión necesaria. Este estudio debe incluir:

- Caracterización exhaustiva del agua afluente a la EDAR y del efluente del decantador primario, incluyendo parámetros clásicos (DBO, DQO, concentración de nutrientes, fracciones solubles y particuladas), así como también la determinación de la distribución de tamaño de partícula y ensayos de biodegradabilidad anaerobia. La correcta caracterización del agua de entrada es uno de los aspectos más importantes a la hora de simular funcionamiento de una EDAR, ya que debe ser representativa del agua afluente habitual. Las predicciones del modelo serán tanto más ajustadas a la realidad cuanto más completa y detallada sea la información disponible del agua residual. Por ello, conviene conocer las concentraciones de los distintos componentes considerados en el agua de entrada: DQO total y soluble, DBO5 total y soluble, nitrógeno total (Ntotal), nitrógeno total soluble (Ntotal soluble), nitrato (N-NO<sub>3</sub>), amonio (N-NH<sub>4</sub>), fósforo total (Ptotal), fósforo total soluble (Ptotal soluble), ortofosfato (P-PO<sub>4</sub>), sólidos suspendidos (SS) y su porcentaje de sólidos volátiles (%SSV).
- Caracterización exhaustiva del permeado obtenido tras la filtración mediante membranas de microfiltración y mediante membranas de ultrafiltración. Esta caracterización junto con la obtenida en el punto anterior, permitirá cuantificar la cantidad de materia orgánica que será valorizada en el digestor anaerobio y la cantidad de materia orgánica que será eliminada en el proceso convencional de fangos activados de la línea de aguas de la EDAR, así como orientar la selección del tipo de membrana que puede resultar más adecuado para la EDAR.
- Simulación matemática del comportamiento actual de la EDAR. Para ello se determinarán experimentalmente en laboratorio los parámetros de elevada influencia del modelo matemático (para lo cual se podría utilizar el modelo BNRM2 que considera los principales procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en las EDAR y que ha sido desarrollado por el grupo de investigación CALAGUA), y mediante la simulación del funcionamiento de la EDAR, se obtendrán los valores de los parámetros de baja influencia que permitan ajustar las predicciones del modelo a los resultados experimentales.
- Predicción por simulación del comportamiento de la EDAR incorporando membranas tras la decantación primaria y estabilización del fango por vía anaerobia. Un aspecto especialmente importante en este apartado será cuantificar el metano producido por la introducción de membranas en la línea de aguas del esquema de tratamiento de la EDAR.
- Determinación por simulación de las condiciones de operación que optimicen el funcionamiento de la EDAR cumpliendo sus objetivos de tratamiento para el agua residual afluente y maximice la producción de biogás.
- Análisis económico de la implantación de la tecnología propuesta en la EDAR y estimación del período de amortización.

## Bibliografía

- Lei Z., Yang S., Li Y.-y., Wen W., Wang X.C., Chen R. (2018). Application of anaerobic membrane bioreactors to municipal wastewater treatment at ambient temperature: A review of achievements, challenges, and perspectives, *Bioresource Technology* 267,756-768, doi:10.1016/j.biortech.2018.07.050.
- Delgado S., Vera L., González E., Martínez M., Vera L.M., Bravo L.R. (2012). Effect of previous coagulation in direct ultrafiltration of primary settled municipal wastewater. *Desalination* (304) 41-48

- EPSAR- Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana (2019). Memoria de Gestión 2018. <http://www.epsar.gva.es/sanejament/quienes-somos/INFORME-DE-GESTION.pdf>
- Giménez J. B., Martí N., Robles A., Ferrer J., Seco A. (2014). Anaerobic treatment of urban wastewater in membrane bioreactors: evaluation of seasonal temperature variations. *Water Science & Technology* 69 (7): 1581–1588. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2014.069>
- Kimura K., Honoki D., Sato T. (2017). Effective physical cleaning and adequate membrane flux for direct membrane filtration (DMF) of municipal wastewater: Up-concentration of organic matter for efficient energy recovery. *Separation and Purification Technology* (181) 37–43.
- Lateef S.K., Soh B.Z., Kimura K. (2013). Direct membrane filtration of municipal wastewater with chemically enhanced backwash for recovery of organic matter. *Bioresource Technology* 150 (2013) 149–155.
- Modise C.M., Bendick J.A., Miller C.J., Neufeld R.D., Vidic R.D. (2006). Use of Hydrophilic and Hydrophobic Microfiltration Membranes to Remove Microorganisms and Organic Pollutants from Primary Effluents. *Water Environment Research*, 78 (6) 557 - 564
- Ravazzini A.M., van Nieuwenhuijzen A.F., van der Graaf J.H.M.J. (2005). Direct ultrafiltration of municipal wastewater: comparison between filtration of raw sewage and primary clarifier effluent. *Desalination*, 178 (2005), 51-62.
- Rosso, D., Stenstrom, M.K., Larson, L.E., 2008. Aeration of large-scale municipal wastewater treatment plants: state of the art. *Water Sci. Technol.* 57 (7), 973–978.

---

## RECUPERACIÓN DE FÓSFORO EN LAS EDAR DE LA COMUNIDAD VALENCIANA.

Barat, R., Aguado, D., Serralta, J. y Ferrer, J.

### Síntesis

En esta línea innovadora se plantea un método que permite la extracción de gran parte del fósforo presente en el fango biológico previamente a la digestión anaerobia de forma que se puede maximizar la recuperación de fósforo en las EDAR. Este método se basa en la mezcla de los fangos primarios y secundarios, previamente espesados, en una cámara anaerobia para la extracción del fósforo del interior de las bacterias. Y posteriormente el fósforo extraído se separa del fango mediante un proceso de elutriación sobre el espesador por gravedad. De esta forma se obtiene un sobrenadante del espesador altamente enriquecido en fósforo sobre el cual se puede recuperar este recurso mediante procesos de cristalización posterior.

### Estado del arte

El fósforo es un recurso no renovable y elemento esencial en agricultura y alimentación. En la actualidad el fósforo se extrae de explotaciones mineras, siendo su nivel de extracción tan elevado que pone en riesgo la disponibilidad de este recurso en las próximas décadas. A nivel global, alrededor de unos 20 millones de toneladas son extraídos anualmente en las explotaciones mineras para su uso en diferentes aplicaciones, principalmente para el sector agroalimentario. Es por ello que el fósforo fue incluido en 2017 por la Unión Europea en la lista de Materias Primas Críticas debido al riesgo de su suministro y a su importancia económica. Autores como (Günther y col., 2018) recalcan los problemas asociados a la desigual distribución de los recursos mineros de fósforo en el mundo y a la baja calidad de los mismos. Por otro lado, autores como Cordell y White (2013) pronostican problemas de suministro de fósforo durante el siglo XXI pudiendo limitar la producción de alimentos. Este riesgo es especialmente importante en los países mediterráneos como España e Italia, responsables en 2017 de entre el 33% y 51% de la producción europea de frutas y hortalizas.

Por todo ello está cobrando cada vez más interés, el desarrollo de procesos que permitan recuperar del fósforo tras su uso. En concreto, aproximadamente el 17 % de fósforo consumido termina finalmente en las aguas residuales urbanas. Por ello, resulta interesante el desarrollo de procesos que permitan la recuperación del fósforo presente en el agua residual.

En la actualidad el fósforo es eliminado en las estaciones de tratamiento de aguas residuales mediante procesos químicos o biológicos. La eliminación química se realiza por la precipitación de fósforo mediante la adición de sales de hierro y aluminio principalmente. El principal inconveniente de la eliminación química está en la elevada producción de fangos y a la baja disponibilidad del fósforo para su posterior recuperación. Por otro lado, la eliminación biológica de fósforo se realiza mediante el desarrollo de unas bacterias específicas, conocidas con el nombre de bacterias PAO, que son capaces de acumular intracelularmente grandes cantidades de fósforo que finalmente es eliminado del agua residual con el fango biológico producido. Este fósforo eliminado por vía biológica tiene la ventaja de que si está disponible para su posterior recuperación, por lo que la mayor parte de las tecnologías desarrolladas en la actualidad para recuperar el fósforo en las EDAR,



como se verá posteriormente, se inician con un primer paso de eliminación del agua residual por vía biológica.

Gran parte de las aplicaciones existentes en la actualidad para recuperar el fósforo en las estaciones de tratamiento de aguas residuales (EDAR), se centran en su recuperación a final de línea. En concreto, en las corrientes de los sobrenadantes de deshidratación del fango biológico tras su digestión anaerobia. Sin embargo, en este punto gran parte del fósforo presente en el agua residual ha precipitado previamente de forma incontrolada durante la digestión anaerobia (Barat y col., 2009; Martí y col., 2008), reduciéndose considerablemente la disponibilidad del fósforo para poder ser recuperado. Es por ello que aunque si bien se ha demostrado que la recuperación de fósforo por cristalización es técnica y económicamente viable (Egle y col., 2016, 2015; Melia y col., 2017), es necesario desarrollar nuevas estrategias en la gestión de los fangos con objeto de incrementar la disponibilidad del fósforo para su recuperación y minimizar los problemas de precipitación incontrolada de fósforo.

Algunos estudios han propuesto la modificación de la gestión de corrientes en la línea de fangos con objeto de potenciar la extracción del fósforo previo a la digestión anaerobia del fango por medio de: la incorporación de un depósito de redisolución (Lizarralde y col., 2019); la elutriación sobre el espesador por gravedad del fango mixto procedente de una cámara de mezcla (Bouzas y col., 2019; Martí y col., 2017); o mediante la incorporación de una cámara anaerobia y el posterior espesador del fango mediante centrifugas (Cullen y col., 2013). Estas estrategias de operación han demostrado su capacidad para reducir los problemas de precipitación incontrolada entre un 43-45% permitiendo duplicar la disponibilidad de fósforo para su posterior recuperación mediante cristalización. Sin embargo, alrededor de un 50% del fósforo presente en el fango biológico procedente de la degradación de la materia orgánica continua precipitando incontroladamente en los digestores anaerobios no estando disponible para su recuperación (Bouzas et al., 2019). Es por ello que todavía existe un importante potencial de mejora en los procesos de extracción y recuperación de fósforo en las aguas residuales.

### **Línea Innovadora planteada**

La línea innovadora planteada consiste en una propuesta de recuperación de fósforo que pasa por la implementación de tres tipos de actuaciones sobre las EDAR: 1º) la optimización del proceso de eliminación biológica de fósforo en la línea de aguas; 2º) la modificación de la gestión de corrientes en la línea de fangos para maximizar la extracción de fósforo; y 3º) la recuperación de fósforo en forma de estruvita mediante un cristizador. La optimización del proceso de eliminación biológica de fósforo permite acumular en el fango biológico la mayor parte del fósforo presente en las aguas residuales para su posterior recuperación. La modificación de la gestión de corrientes permite la extracción de gran parte del fósforo presente en el fango biológico previamente a la digestión anaerobia de forma que se puede maximizar la recuperación de fósforo finalmente mediante un proceso de cristalización.

La Figura 1 muestra la configuración clásica de gestión de fangos en una EDAR con eliminación biológica de fósforo en la que se plantea la recuperación de fósforo a final de línea, es decir, sobre los sobrenadantes procedentes de la digestión anaerobia del fango.

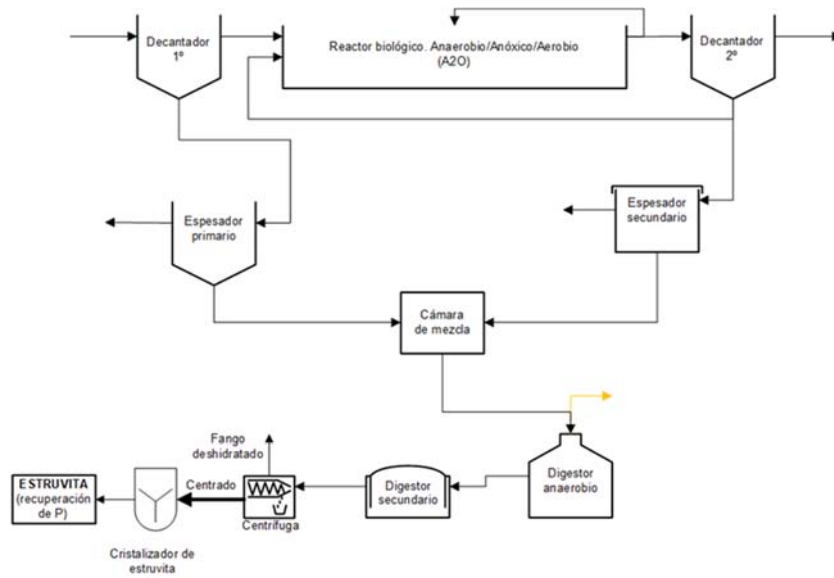


Figura 1. Esquema convencional de EDAR con eliminación biológica de fósforo y recuperación de fósforo a final de línea.

La Figura 2 muestra la nueva configuración de la línea de fangos de una EDAR para la recuperación de fósforo.

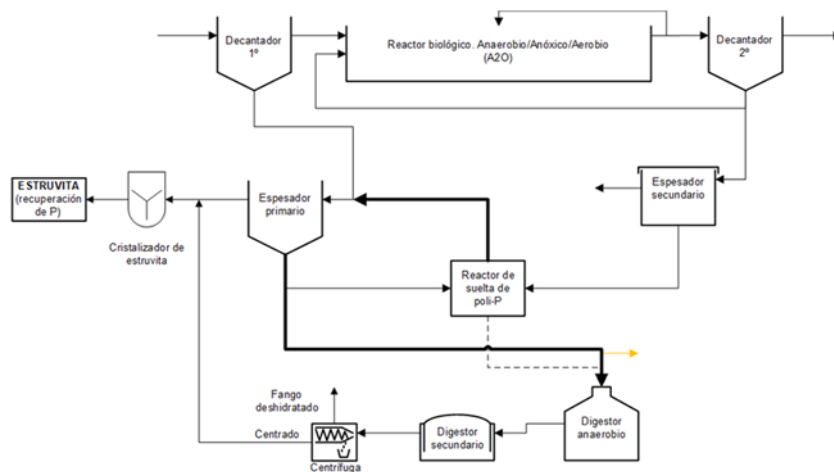


Figura 2. Nueva configuración de una EDAR con eliminación biológica de fósforo y modificación de la línea de fangos para maximizar la recuperación de fósforo.

La nueva configuración mostrada en la Figura 2 se basa en la mezcla de los fangos primarios y secundarios, previamente espesados, en una cámara anaerobia para la extracción del fósforo del interior de las bacterias. En esta cámara anaerobia los fangos secundarios, enriquecidos en bacterias PAO con fósforo acumulado intracelularmente, se mezclan con fangos primarios fermentados, con altas concentraciones de ácidos grasos volátiles. Esto provoca la solubilización del fósforo intracelular que posteriormente se separa del fango mediante un proceso de elución sobre el espesador por gravedad. De esta forma se obtiene un sobrenadante del espesador altamente enriquecido en fósforo sobre el cual se puede recuperar este recurso mediante procesos de cristalización posterior.

Este método de extracción se puede implementar en todas las EDAR con eliminación biológica de fósforo.

Las ventajas de este método de extracción son:

- Permite maximizar la extracción de fósforo del fango biológico y en consecuencia maximizar la recuperación de fósforo.
- Emplea instalaciones ya existentes en la EDAR reduciendo las necesidades de obra nueva.
- Reduce los problemas de precipitación incontrolada de fósforo en los digestores anaerobios, en las conducciones, bombas y centrifugas por las que circula el fango digerido.
- Debido a la fermentación del fango, el pH es lo suficientemente bajo para garantizar que no se produzca precipitación de fósforo durante el proceso de extracción.

En la actualidad el grupo de investigación CALAGUA perteneciente al IIAMA está trabajando en la implementación de esta tecnología de recuperación de fósforo en el marco del Proyecto Life ENRICH. Los estudios de simulación realizados han obtenido que mediante la recuperación convencional de fósforo a final de línea se puede llegar a recuperar solamente un 4% del fósforo que entra en la EDAR, mientras que con la nueva configuración propuesta se podría alcanzar una recuperación de hasta un 39%.

Por otro lado, se ha demostrado que con la nueva configuración propuesta, además de incrementar el potencial de recuperación de fósforo, se consigue reducir considerablemente los problemas de precipitación incontrolada de fósforo. La Figura 3 muestra los resultados obtenidos en el marco del proyecto Life ENRICH en relación al potencial de recuperación de fósforo y a la reducción de la precipitación incontrolada de la nueva configuración propuesta frente al procedimiento convencional.

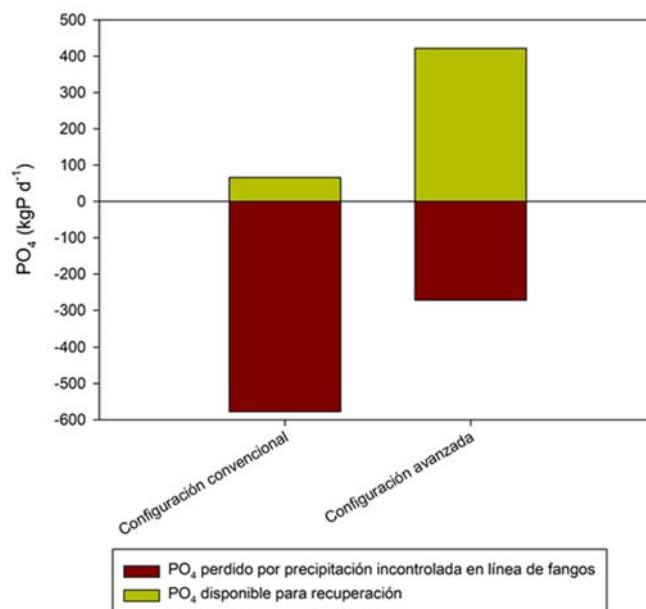


Figura 3. Comparación de las cantidades de fósforo disponible para su recuperación y precipitado de forma incontrolada de la configuración convencional frente a la configuración avanzada propuesta. Datos obtenidos en el proyecto Life ENRICH.

Por último, el análisis de costes (LCC) y de ciclo de vida (LCA) realizados demuestran la importante reducción de los costes (Figura 4a) y de los impactos asociados (Figura 4b) por tonelada de fósforo recuperado cuando este es recuperado con la nueva configuración de la línea de fangos propuesta.

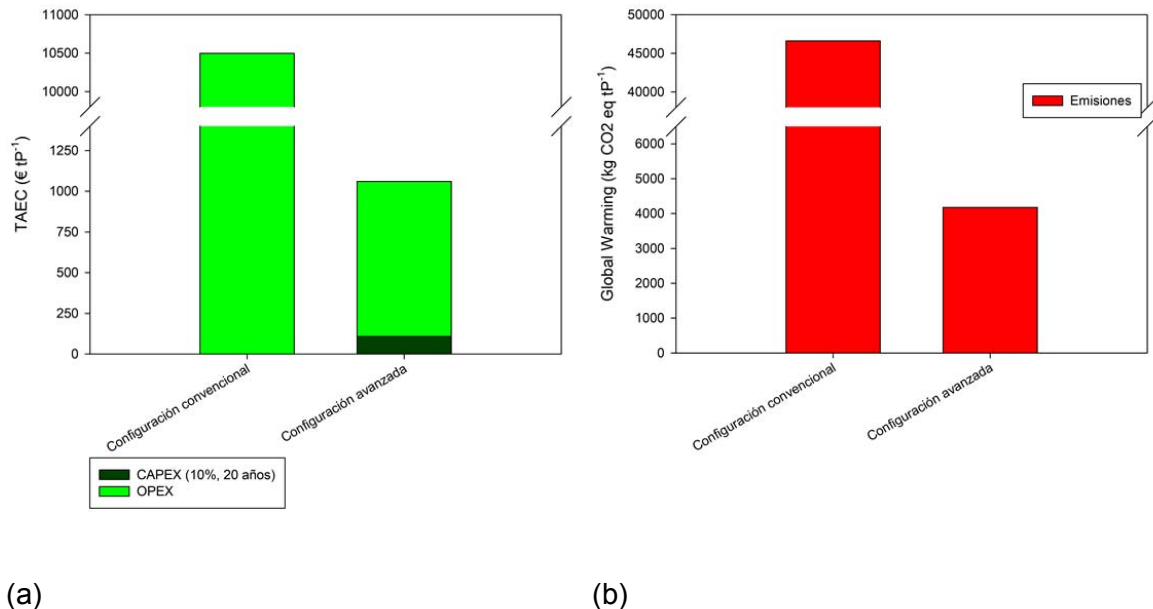


Figura 4. (a) LCC con los costes de implementación y operacionales por tonelada de fósforo recuperado de la configuración avanzada propuesta frente a la configuración convencional; (b) LCA con los impactos en forma de emisiones de CO<sub>2</sub> por tonelada de fósforo recuperado de la configuración avanzada propuesta frente a la configuración convencional. Datos obtenidos en el proyecto Life ENRICH.

Por todo ello, el método propuesto presenta beneficios tanto directos como indirectos. Entre los beneficios directos se encuentra el incremento en la capacidad en la recuperación de fósforo en las EDAR frente a las tecnologías que lo recuperan tras la digestión anaerobia. Además, este incremento en la recuperación de fósforo se consigue minimizando los costes a incurrir en la modificación de la línea de fangos, ya que este método aprovecha al máximo las instalaciones existentes en las EDAR. Entre los beneficios indirectos se encuentra la reducción de problemas operacionales en las EDAR (se minimizan costes de mantenimiento debido a la reducción de la precipitación no controlada o la reducción de concentraciones de nutrientes en las corrientes de sobrenadante), así como beneficios desde un punto de vista ambiental (como la prevención de la eutrofización, la reducción de daños ambientales por la extracción de reservas de roca fosfórica o la reducción de la demanda de energía). Por lo tanto, los beneficios de este método de gestión de los fangos deben considerarse no solo desde el punto de vista económico, sino también desde una perspectiva más amplia, teniendo en cuenta los aspectos ambientales y sociales.

### Aplicabilidad a la Comunidad Valenciana

La aplicabilidad de esta línea innovadora de investigación es directa en todas aquellas depuradoras de la Comunidad Valenciana en cuyo esquema de tratamiento esté incluida la eliminación del fósforo por vía biológica y la digestión anaerobia para la estabilización del fango.

Teniendo en cuenta los datos que se presentan en el informe de gestión del año 2018 de la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales (EPSAR) de la Comunidad Valenciana y a la información de los procesos de depuración de las EDAR de la Comunidad Valenciana, publicados en la página web de la EPSAR, esta línea innovadora de investigación, se podría aplicar de manera directa a un total de 10 EDAR que se recogen en la Tabla 1.

Tabla 1. Listado de EDAR de la Comunidad Valenciana que disponen de sistemas de eliminación biológica de fósforo y digestión anaerobia de fango en el año 2018.

<b>Instalación</b>	<b>Caudal medio diario (m<sup>3</sup>/d)</b>
Albufera Sur	19.978
Alcoi	14.984
Alzira - Carcaixent	27.278
Benidorm	37.209
Castellón De La Plana	36.279
Novelda - Monforte Del Cid	3.181
Alacant (Monte Orgegia)	27.805
Pinedo 2	211.907
Quart-Benáger	31.129
Utiel	1.931

Los costes de implantación en las distintas EDAR dependen de las instalaciones existentes en las EDAR donde se vaya a implementar. Especialmente en lo que respecta a los espesadores de fango primario y a los volúmenes de la cámara de mezcla de fangos primarios y secundarios. No obstante, cabe destacar que los costes de implementación son los más bajos posibles, requiriendo una mínima modificación de la línea de fangos, frente a otros métodos de extracción que requieren de la adquisición de nuevos equipos. Los costes de mantenimiento dependen de la configuración de la EDAR actual y de las necesidades de bombeo asociados a la solución propuesta. Estos costes de operación están asociados a los consumos energéticos de las bombas de elutriación del fango mixto sobre el espesador de fango primario. Es importante recalcar que la implementación en una EDAR de este nuevo método de gestión de fangos, además de los beneficios asociados a la recuperación de fósforo, implica una reducción en los costes de mantenimiento que las EDAR están incurriendo en la actualidad asociados a los problemas de precipitación incontrolada. Esta reducción de costes de mantenimiento será proporcional al incremento en la extracción de fósforo previa a la digestión anaerobia.

## Bibliografía

- Barat, R., Bouzas, A., Martí, N., Ferrer, J., Seco, A., 2009. Precipitation assessment in wastewater treatment plants operated for biological nutrient removal: A case study in Murcia, Spain. *J. Environ. Manage.* 90, 850–857. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2008.02.001>
- Bouzas, A., Martí, N., Grau, S., Barat, R., Mangin, D., Pastor, L., 2019. Implementation of a global P-recovery system in urban wastewater treatment plants. *J. Clean. Prod.* 227, 130–140. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.126>
- Cordell, D., White, S., 2013. Sustainable Phosphorus Measures: Strategies and Technologies for Achieving Phosphorus Security. *Agronomy* 3, 86–116. <https://doi.org/10.3390/agronomy3010086>

- Cullen, N., Baur, R., Schauer, P., 2013. Three years of operation of North America's first nutrient recovery facility. *Water Sci. Technol.* <https://doi.org/10.2166/wst.2013.260>
- Egle, L., Rechberger, H., Krampe, J., Zessner, M., 2016. Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. *Sci. Total Environ.* 571, 522–542. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.019>
- Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M., 2015. Overview and description of technologies for recovering phosphorus from municipal wastewater. *Resour. Conserv. Recycl.* 105, 325–346. <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2015.09.016>
- Günther, S., Grunert, M., Müller, S., 2018. Overview of recent advances in phosphorus recovery for fertilizer production. *Eng. Life Sci.* <https://doi.org/10.1002/elsc.201700171>
- Lizarralde, I., Fernández-Arévalo, T., Manas, A., Ayesa, E., Grau, P., 2019. Model-based optimization of phosphorus management strategies in Sur WWTP, Madrid. *Water Res.* 153, 39–52. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2018.12.056>
- Martí, N., Barat, R., Seco, A., Pastor, L., Bouzas, A., 2017. Sludge management modeling to enhance P-recovery as struvite in wastewater treatment plants. *J. Environ. Manage.* 196, 340–346. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2016.12.074>
- Martí, N., Bouzas, A., Seco, A., Ferrer, J., 2008. Struvite precipitation assessment in anaerobic digestion processes. *Chem. Eng. J.* 141, 67–74. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2007.10.023>
- Melia, P.M., Cundy, A.B., Sohi, S.P., Hooda, P.S., Busquets, R., 2017. Trends in the recovery of phosphorus in bioavailable forms from wastewater. *Chemosphere* 186, 381–395. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.07.089>

# ESTIMACIÓN DEL USO DE AGUA Y EVAPOTRANSPIRACIÓN DE ARUNDO DONAX EN LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL JÚCAR Y DE LA GANANCIA DE AGUA DERIVADA DE SU POSIBLE ERRADICACIÓN

Antonio del Campo García

## Resumen

*Arundo donax* L. es una especie invasora que habita en toda la demarcación hidrográfica del Júcar, ocupando cauces y marjales. Su invasión impide el establecimiento de bosques nativos propios de ribera, desequilibra el régimen hidrológico a favor de la evapotranspiración (ET) en detrimento de la escorrentía y el drenaje y afecta al comportamiento y propagación de eventuales incendios. En el marco de planes y programas de actuación, se vienen realizando desde hace años actuaciones puntuales de erradicación y de restauración y recuperación de la vegetación autóctona. Uno de los objetivos comúnmente esgrimidos en estos proyectos es la disminución del agua evapotranspirada por el cañaveral, una de las especies con mayores tasas de transpiración del reino vegetal, que en la Comunidad Valenciana puede superar los 50.000 m<sup>3</sup>/ha. No obstante, es preciso cuantificar también el uso de agua en la nueva situación tras la restauración. El consumo de agua y evapotranspiración de cubiertas vegetales es un aspecto complejo que trata la Ecohidrología y no es una deducción directa, dada la elevada cantidad de procesos y variables implicadas, con dinámicas espacio-temporales cambiantes.

En esta línea de investigación, se pretende estimar el agua usada por *Arundo donax* L. en la CHJ y asimismo realizar balances de agua antes y después de intervenciones de erradicación, de modo que se disponga de una mejor cuantificación de los efectos ecohidrológicos de tales actuaciones y de la relación coste-beneficio. El grupo de Investigación en Ciencia y Tecnología Forestal del IIAMA y la Universitat Politècnica de València (Re-ForeST), tiene experiencia en la valoración de los efectos eco-hidrológicos de actuaciones de restauración de cauces mediante eliminación de cañas e implantación de vegetación de ribera.

A fin de demostrar estos postulados y plantear la necesidad de la línea investigación, en este documento, se ha realizado primeramente una revisión bibliográfica y en base a ella se han deducido coeficientes de cultivo para un cañaveral tipo, para una situación inmediatamente posterior a su eliminación y para una situación en un plazo de tiempo medio en el que se asume un bosque de ribera con una fracción de cabida cubierta de al menos 2/3. Siguientemente, se han aplicado estos coeficientes a la evapotranspiración de referencia ofrecida por una estación representativa de la zona litoral y pre-litoral de Valencia, escogiendo la estación del SIAR de Picassent para el año 2018, considerando éste como año representativo. Con ello, se deducen consumos de agua para el cañaveral, demostrando que su eliminación en 1 ha de tramo de cauce ahorra más de 60000 m<sup>3</sup> de agua al año. El consumo de agua por unidad de superficie puede reducirse en un 77%, pasando de una media de 17 mm/día a menos de 4 mm/día. Esto permite deducir que las formaciones y estructuras vegetales que sustituyan al cañaveral usarán significativamente menos agua y estarán más equilibradas con el régimen propio del sistema hidrológico. Las estimaciones anuales e instantáneas caen dentro de los rangos de consumo de agua hallados en la bibliografía para similares características hidro-edáfico-climáticas a las de la CV.

## Introducción

En numerosos tramos fluviales de la CV, las cañas ocupan totalmente el cauce y con ello impiden el establecimiento de bosques nativos propios de ribera, a la vez que ejercen otros efectos negativos sobre el paisaje, el potencial uso social del entorno, desequilibran el régimen hidrológico a favor de la evapotranspiración (ET) en detrimento de la escorrentía y drenaje, afectan al comportamiento y propagación de eventuales incendios, etc. Ello es la causa de que en los últimos años se den frecuentemente actuaciones orientadas fundamentalmente a erradicar los cañaverales y a restaurar y recuperar la vegetación autóctona. Algunas de las mejoras perseguidas en estos proyectos pueden ser fácilmente perceptibles y cuantificables a raíz las actuaciones a realizar. Tal es el caso de la eliminación propiamente dicha de los cañaverales invasores de las márgenes fluviales, de la optimización de la capacidad hidráulica del cauce intervenido, o del favorecimiento de vegetación de ribera autóctona que garantiza la estabilidad de las riberas y que resulta menos inflamable que los cañaverales.

Sin embargo, hay otras mejoras de interés que están sujetas a mayor subjetividad, al menos en lo referente a su cuantificación. Entre ellas, lo relativo al elevado consumo de agua por la elevada tasa de evapotranspiración de la caña, con la consiguiente merma de los recursos hídricos. El consumo de agua y evapotranspiración de cubiertas vegetales es un aspecto complejo que trata la Ecohidrología y no es una deducción directa, dada la elevada cantidad de procesos y variables implicadas, con dinámicas espacio-temporales cambiantes.

Pese a lo anterior, la necesidad de cuantificar los servicios ecosistémicos que se derivan de las actuaciones en el medio natural es especialmente importante en áreas como el Mediterráneo, donde el papel de la vegetación en el ciclo hidrológico es crucial, dada la escasez estructural de los sistemas hidrológicos. Esta cuantificación tiene una doble utilidad; por un lado, se puede estimar la profundidad del agua que se genera y que queda libre para otros usos consuntivos o medioambientales (agua azul) (del Campo et al., 2014; García Prats et al., 2016). Por otro lado, se puede estimar la mejora que la mayor reserva de agua en el suelo supone en el vigor e hidratación de la vegetación (agua verde), lo que está relacionado con la mayor resistencia a incendios forestales (García Prats et al., 2015), a sequías (González-Sanchis et al., 2015; García de la Serrana, 2016) y a un mayor crecimiento y uso eficiente del agua (Fernandes et al., 2016).

## Uso de agua y transpiración de *Arundo donax* L.

La caña común (*Arundo donax* L.) está considerada como una de las especies vegetales con mayor consumo de agua del reino vegetal, ubicándose en la parte alta del espectro (Watts y Moore, 2011). Otros problemas asociados a esta especie invasora de los sistemas fluviales, son la alteración de la dinámica entre vegetación y geomorfología fluvial, la pérdida de hábitat ripario para otras especies autóctonas debido a la elevada competencia que la caña impone, o su alta resiliencia frente a perturbaciones como el fuego, la roza, etc. Se presenta a continuación una revisión bibliográfica al respecto del uso de agua de la caña común que servirá de base para las estimaciones realizadas en este informe en el punto 5.

Los valores de transpiración de *Arundo donax* L. reportados en la literatura son variables. Watts y Moore (2011), mediante la técnica de intercambio gaseoso (LiCOR-6400) con escalado en función del índice de área foliar (LAI), obtienen unos coeficientes de cultivo (Kc) que oscilan entre 1.4 y 3.7. Estos coeficientes multiplicados por la evapotranspiración de referencia (ET<sub>o</sub>), arrojan los valores de evapotranspiración real o actual de la especie



que, en este trabajo, se encuentra ocupando lechos fluviales en el extremo sureste de Texas (Río Grande, 26°01'N - 97°43'W, 15 m s.n.m.; P: 715 mm, T: 22 °C). Los valores de transpiración que ofrecen estos autores, para un LAI medio de 4.5 m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup>, están en el rango de 9 a 18 mm/d en verano, dependiendo del componente advectivo horizontal del viento, y de 4.8 mm/d en invierno. Tuttolomondo et al. (2014), en un área mediterránea de Sicilia, climáticamente más similar al este español (37°24'N – 1°05'E, 446 m s.n.m.; P: 650 mm, T: 17.1 °C, con intensa sequía estival entre junio y septiembre), reportan valores de transpiración que van desde 47.1 mm/d (en agosto de 2012) hasta 1.4 mm/d (en noviembre de 2013). Los Kc reportados en este trabajo, basado en el método experimental de balance de masas, oscilaron entre 1.2 y 7.5 de la ETo, si bien los valores para cañas completamente desarrolladas oscilaron entre 2.9 y 7.5. Estos elevados valores de transpiración coinciden con los deducidos por Giessow et al., (2011) para el sur de California, en un informe donde se revisaron los datos publicados y no publicados sobre consumo de agua de la caña (con promedios de 40 mm/d, para un LAI medio de 16 m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup>). No obstante, estos mismos autores remarcan que los valores promedio reales para todo el año deberían aproximarse más bien a los 20 mm/d. En otro estudio realizado en el norte de Italia (43°N 10°E, 2 m s.n.m.) con similares objetivos, pero utilizando lisímetros, Triana et al. (2014) midieron valores máximos de 12.4 mm/d hacia finales de julio que fueron disminuyendo hasta septiembre a 8.4 mm/d. Los coeficientes Kc de cultivo reportados en este estudio para cañas desarrolladas oscilan entre 1.0 y 1.9. Para el caso español, no se han encontrado trabajos científicos donde se cuantifique el uso de agua y la transpiración de *Arundo donax*, si bien, sí hay valores para el carrizo común (*Phragmites australis*) en la provincia de Alicante (38°10'N, 0°42'W, 3 m s.n.m.) (Moro et al., 2004), donde se reportan valores de 10.5 mm/d, 23.9 mm/d, 7.3 mm/d y 2.2 mm/d para los meses de mayo, junio, agosto y octubre respectivamente, para un LAI promedio de 5.5 m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup>. No obstante, para extrapolar estos datos a *Arundo donax*, es preciso reseñar que éste tiende a mantenerse verde durante todo el año, mientras que otras especies de humedales como *Phragmites* o *Typha* desvanecen en el invierno, lo que puede afectar a su consumo hídrico (Le Maitre et al., 2015).

Si bien el número de estudios publicados para la especie es escaso, hay cierta constancia en algunos aspectos clave para entender el uso de recursos hídricos por parte de *A. donax*. En particular, la bibliografía consultada coincide en la relativa homogeneidad en la conductancia estomática y las tasas de transpiración cuando ésta se mide a nivel de hoja, siendo el escalado a superficie (mm o l/m<sup>2</sup>) el que genera los amplios rangos observados. La estructura física del cañaveral y grado de ocupación del suelo (densidad, LAI, altura, edad de las cañas, etc.) son los responsables de la variabilidad de los datos reportados en la bibliografía según Giessow et al. (2011).

### **Otros aspectos a considerar en la cuantificación hídrica tras la eliminación de *Arundo donax* L.**

Un aspecto importante en el uso de recursos hídricos por parte de la vegetación riparia, es la fluctuación de la humedad del suelo tanto en el espacio como en el tiempo, lo que aumenta la variabilidad en la transpiración. Temporalmente, la estacionalidad de las precipitaciones y la demanda atmosférica, afectan al caudal y a la humedad de la zona vadosa, lo que repercute en la dinámica de la transpiración. Especialmente, a medida que aumenta la distancia al eje del río, se acentúa el gradiente vertical de humedad del suelo, al alejarnos de la zona saturada. Por tanto, la humedad del suelo y la demanda atmosférica serán los dos grandes factores que modulan la variación interanual y estacional del uso de agua y la transpiración de la vegetación ribereña (Willians et al., 2006). No obstante, los rizomas de *A. donax* pueden superar el metro de profundidad y las raíces finas profundizar aún más, lo que les permite tener acceso al agua profunda del suelo; esta es la causa de

que en algunos estudios no se hayan encontrado diferencias en el estado hídrico de las plantas que crecen alejadas de la zona saturada del cauce frente a las que crecen a menor distancia (Watts y Moore, 2011).

Igualmente, también es importante considerar en programas y proyectos de erradicación de *Arundo donax* que la transpiración o agua utilizada por un cañaveral no es equivalente al agua ganada o ahorrada a través de su eliminación, dado que aumentarán otras pérdidas de agua por evaporación, escorrentía o uso por parte de la vegetación recolonizadora (Giessow et al., 2011). De hecho, al sustituir especies invasoras por otras nativas, el ahorro de agua es factible sólo si la nueva estructura resultante de vegetación-suelo presenta una ET inferior a la de la estructura eliminada, lo cual no es siempre fácil de demostrar (Shafroth et al., 2005; Doody et al., 2011). Sin embargo, al tratarse de *Arundo donax*, la amplia revisión bibliográfica de Giessow et al. (2011) sugiere que la mayoría de los posibles tipos de vegetación de reemplazo usan potencialmente bastante menos agua que el cañaveral. En cualquier caso, es preciso cuantificar el uso consuntivo de agua de la nueva estructura resultante del tratamiento. En la citada revisión, se asigna un valor medio generalizable de 3.3 mm/día para la vegetación de reemplazo, consistente en árboles, arbustos, herbáceas y suelo desnudo mezclados a partes iguales, lo que viene a dar un ahorro neto de unos 16.7 mm/día con respecto al cañaveral.

Otros estudios relativos al uso de agua en vegetación arbórea de ribera proveen valores próximos. En España (Barcelona, 41°50'N, 2°30'E, P: 572 mm, T: 13.3 °C), una masa de *Alnus glutinosa*, *Populus nigra* y *Robinia pseudoacacia* (con el 45%, 33% y 22% del área basimétrica respectivamente) y con un freático a 0.4-0.6 m de profundidad, presentó una transpiración anual de 666 mm o 1.82 mm/día (Poblador et al., 2019). En Italia (43°N 10°E, 3 m s.n.m., P: 916 mm), plantones de *Populus deltoides* (10000 plantas/ha) dieron valores máximos en plena estación de crecimiento de 11.55 mm/día que bajaron a 0.63 mm/día hacia el final del periodo vegetativo (con coeficientes de cultivo Kc de 0.34, 2.54 y 0.80 para inicio, mediados y final respectivamente) (Pistocchi et al., 2009). También con chopos en una zona semiárida del bajo río Colorado (*Populus fremontii*, 2200 plantas/ha, 6-9 m de altura, 62% FCC, LAI de 5 m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup>), se obtuvieron picos de 6-10 mm/día y un promedio anual de 3.3 mm/día (Nagler et al., 2007), en sintonía con el promedio de Giessow et al. (2011).

Finalmente, es preciso reseñar que, para el año posterior a la eliminación del cañaveral, la superficie predominante es el suelo cubierto de restos triturados, formando un mulch continuo de espesor apreciable. La evaporación desde el suelo en esta situación es poco probable que contribuya significativamente a la evapotranspiración total, dada la capa de mantillo y la falta de suelo expuesto (Goulden et al. 2007).

### **Situaciones a considerar para la eliminación del cañaveral y restauración de ribera**

Para estimar los consumos de agua de las distintas formaciones vegetales ribereñas antes y después de la eliminación de la caña se pueden considerar tres situaciones temporalmente secuenciadas: una inicial cubierta de *Arundo donax*, otra inmediatamente posterior al tratamiento, con suelo desnudo cubierto de mulch procedente del desbroce del cañaveral, y que tiende en el medio plazo a una situación objetivo de bosque de ribera que ocupa una fracción considerable de la cubierta del suelo. Se describen a continuación consideraciones tenidas en cuenta en cada situación para estimar del consumo de agua de un tramo de cauce hipotético.

**Situación 1, inicial: Cubierta de *Arundo donax* con tres niveles de densidad.** La densidad o cobertura de caña es determinante en los valores de su consumo de agua, por

ello, en base a la revisió bibliogràfica realitzada en el punt 2, se poden tomar los rangos de valores más altos de  $K_c$  para un cañaveral denso (AD), un 75% de estos valores para uno de media densidad (MD) y el 50% para otro de baja densidad (BD). Esta elección de  $K_c$  supone asumir las siguientes hipótesis:

- Combinación de humedad del suelo y termicidad en la zona que supongan unas condiciones óptimas para el desarrollo vegetal y por tanto para un consumo de agua elevado.
- El cauce ocupado debe tener un caudal que propicie condiciones de suelo saturado en al menos una profundidad inferior a un metro, profundidad ésta a la que la caña desarrolla rizomas funcionales sin dificultad. Estas condiciones de suelo bien aprovisionado de agua se asumen para toda la caja del cauce.
- El cañaveral debe presentar un estado vegetativo muy desarrollado y exuberante, cubriendo casi por completo la lámina de agua del cauce. El índice de área foliar (LAI) debe encontrarse en los rangos altos de la revisión bibliográfica realizada (>10)
- No se asumen deficiencias nutricionales para el desarrollo de la vegetación.

**Situación 2, post-tratamiento: Suelo desnudo cubierto de mulch.** Para el caso de la evaporación del suelo, se puede usar la  $E_{To}$  multiplicada por un  $K_c$ , que se establece en el rango 1.1-1.3. Este valor se deduce siguiendo a Allen et al. (2005), considerando una textura limosa del suelo y una evaporación siempre en la fase uno (de limitación energética), dado que se asume un contenido de humedad del suelo siempre por encima de capacidad de campo. Se considera pues sobredimensionado este  $K_c$  pues no se tiene en cuenta el mulch aplicado a la superficie del suelo tras el desbroce ni tampoco las limitaciones a la evaporación que aparecen en la fase dos (caso de que algunas zonas presenten contenidos de humedad por debajo de capacidad de campo en los primeros centímetros del perfil).

**Situación 3, medio plazo (10 años): Bosque de ribera que cubre al menos 2/3 de la superficie.** Al igual que en la situación inicial, se asumen las mismas hipótesis de saturación de suelo y se toman los valores más altos de  $K_c$  registrados en la bibliografía. Se verifica en cualquier caso que los acumulados anuales caigan dentro del rango de los 3.3 mm diarios, tal y como se ha establecido en la revisión bibliográfica.

Tabla 1. Coeficientes de cultivo  $K_c$  (inicio, medio y final) empleados para estimar los consumos de agua y pérdidas por evapotranspiración en las tres situaciones previstas.  
AD, MD y BD: alta, media y baja densidad respectivamente.

	<b>Situación inicial:</b> Cubierta de Arundo donax			<b>Situación post-tratamiento:</b> Suelo desnudo cubierto de mulch	<b>Situación medio plazo</b> (10 años): Bosque de ribera que cubre al menos 2/3 de la superficie
	AD	MD	BD		
<b><math>K_{c\_ini}</math></b>	3.60	2.70	1.80	1.10	0.30
<b><math>K_{c\_med}</math></b>	7.00	5.25	3.50	1.30	2.00
<b><math>K_{c\_fin}</math></b>	3.70	2.77	1.85	1.20	0.80

Finalmente, para el caso de varios coeficientes de cultivo, es preciso dividir el periodo anual en cuatro fases fenológicas: inicial, desarrollo del cultivo, mediados de temporada y final, para aplicar  $K_{c\_ini}$ ,  $K_{c\_med}$  y  $K_{c\_fin}$ . Para este caso, dado que el cultivo no varía a lo largo del año (no hay siembra ni recolección), se asume una separación basada en la distribución de radiación y temperatura, estableciendo que  $K_{c\_ini}$  aplica entre el 1 de diciembre y el 15 de febrero,  $K_{c\_med}$  entre el 1 de junio y el 31 de agosto y  $K_{c\_fin}$  entre 16 de octubre y 30 de

noviembre. En el caso de la situación tres, con bosque predominantemente caducifolio, se puede considerar 1 de abril para el fin de  $Kc_{ini}$  (en lugar del 15 de febrero, dado que la brotación se produce entre marzo y abril en la zona de Valencia).

### Resultados aplicables en la CV: estimación de uso de agua y evapotranspiración en restauraciones de cauces con eliminación de cañas y plantación de bosque de ribera

La aplicación de los datos de la tabla 1 a los datos obtenidos de ETo del SIAR para la estación de Picassent durante el año 2018 completo, arroja las cantidades de la tabla 2, donde se ofrecen hasta cuatro indicadores para cada una de las tres situaciones estudiadas y para la ETo. Estos indicadores son: Evapotranspiración actual (ET) anual total en mm, promedio diario de ET, máximo absoluto diario de ET del año y volumen de agua consumido por 1 ha tratada.

Cabe destacar que la temperatura media anual de la estación de Picassent durante 2018 fue 17.3 °C, lo que indica la termicidad de la zona. La figura 1 muestra la evolución de los valores diarios de ET para las distintas fases consideradas.

Tabla 2. Consumos de agua y evapotranspiración en las tres situaciones previstas (inicial, post-tratamiento y bosque de ribera). AD, MD y BD: alta, media y baja densidad respectivamente.

	ETo Pica-sent	Situación inicial 1: Cubierta de <i>Arundo donax</i>				Situación 2 Post-tratamto. Suelo-mulch	Situación 3 Medio plazo: Bosque ribera
		AD	MD	BD	Total		
<b>ET anual 2018 (mm)</b>	1138	6638	4978	3315	6255	1414	1534
<b>Promedio mm/día</b>	3.12	18.2	13.6	9.1	17.1	3.9	4.2
<b>Máx. mm/d (16/jul)</b>	8.2	49.3	37.0	24.7	46.5	10.7	14.1
<b>m<sup>3</sup> agua/ha 2018 (x 1000)</b>	11.3	66.4	49.8	33	49.8	14.1	15.3

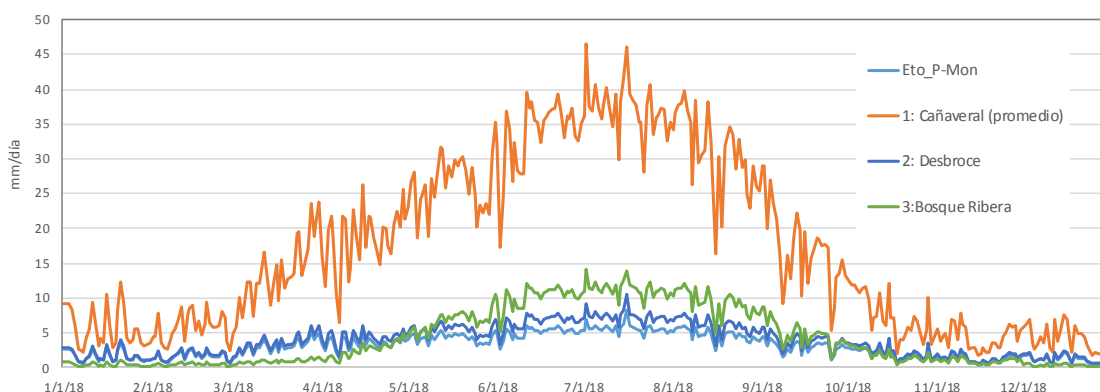


Figura 1. Evolución anual de la Evapotranspiración diaria en las tres situaciones previstas (cañaveral, post-tratamiento y bosque de ribera). Fuente: elaboración propia.

Los valores observados en las zonas climáticamente más similares (sur de California y Sicilia) son muy parecidos a los obtenidos aquí: media anual de 18.2 mm/día en alta densidad (AD). Los valores medios de transpiración en junio para el cañaveral de media densidad son de 26.8 mm/d, que se aproximan a los reportados por Moro et al., (2004) para *Phragmites australis* con un LAI de 5.5 m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup> en Alicante (téngase en cuenta asumimos LAI próximo a 10 para cañaveral de alta densidad). El valor medio de transpiración del bosque de ribera ha quedado ligeramente por encima de los 3.3 mm/día que da la bibliografía, pero se considera suficientemente aproximado.

En cualquier caso, hay que resaltar el valor aproximado de las cantidades aquí estimadas y presentadas, que no han sido validadas en ningún caso mediante métodos experimentales y/o modelos calibrados y validados in situ. Según lo anterior, se pueden avanzar:

- La eliminación de cañaveral hace que un tramo de cauce deje de usar 66000 m<sup>3</sup>/ha al año.
- El consumo de agua por unidad de superficie en un tramo restaurado se reduce en un 77%, pasando de una media de 17.1 mm/día a 3.9 mm/día.
- Las nuevas formaciones y estructuras vegetales usan en cualquier caso significativamente menos agua y están más equilibradas con los regímenes propios de los sistemas hidrológicos mediterráneo.

### Referencias Bibliográficas

- Allen, R.G., Pruitt, W.O., Raes, D., Smith, M., Pereira, L.S. 2005. Estimating Evaporation from Bare Soil and the Crop Coefficient for the Initial Period Using Common Soils Information. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 131(1):14-23. doi:10.1061/(ASCE)0733-9437(2005)131:1(14)
- del Campo, A., Fernandes, T., & Molina, A. (2014). Hydrology-oriented (adaptive) silviculture in a semiarid pine plantation: How much can be modified the water cycle through forest management? *European Journal of Forest Research*, 133, 879–894.
- Doody, T. M., Nagler, P. L., Glenn, E. P., Moore, G. W., Morino, K., Hultine, K. R. and Benyon, R. G. (2011), Potential for water salvage by removal of non-native woody vegetation from dryland river systems. *Hydrol. Process.*, 25: 4117-4131. doi:10.1002/hyp.8395
- Fernandes, T. J., Del Campo, A. D., Herrera, R., & Molina, A. J. (2016). Simultaneous assessment, through sap flow and stable isotopes, of water use efficiency (WUE) in thinned pines shows improvement in growth, tree-climate sensitivity and WUE, but not in WUEi. *Forest Ecology and Management*, 61, 298–308.
- García de la Serrana, R., Vilagrosa, A., & Alloza, J. A. (2015). Pine mortality in southeast Spain after an extreme dry and warm year: Interactions among drought stress, carbohydrates and bark beetle attack. *Trees*. doi:10.1007/s00468-015-1261-9.
- García-Prats, A., del Campo, A., & Molina, A. J. (2015). Development of a Keetch and Byram-based drought index sensitive to forest management in Mediterranean conditions. *Agricultural and Forest Meteorology*, 205, 40–50.
- García-Prats, A., del Campo, A., & Pulido-Velazquez, M. (2016). A hydroeconomic modeling framework for optimal integrated management of forest and water. *Water Resources Research*, 52, 8277–8294. doi:10.1002/2015WR018273.
- Giessow, J., Casanova, J., Leclerc, R., MacArthur, R., Fleming, G., Giessow, J. (2011) *Arundo donax: Distribution and Impact Report*. California Invasive Plant

- Council (Cal-IPC). State Water Resources Control Board. 239pp. [www.cal-ipc.org/ip/research/arundo/index.php](http://www.cal-ipc.org/ip/research/arundo/index.php).
- González-Sanchis, M., del Campo, A. D., Molina, A. J., & Fernandes, T. J. G. (2015a). Modelling adaptive forest management of a semi-arid Mediterranean Aleppo pine plantation. *Ecological Modelling*, 308, 34–44.
  - Goulden, M.L., Litvak, M., Miller, S.D., 2007. Factors that control Typha marsh evapotranspiration. *Aquatic Botany*, 86:97–106.
  - Le Maitre, D. C. Gush, M. B. Dziki, S. 2015. Impacts of invading alien plant species on water flows at stand and catchment scales, *AoB PLANTS*, 7(1) plv043, doi: 10.1093/aobpla/plv043
  - Moro, M.J., Domingo, F., Lopez, G., (2004). Seasonal transpiration pattern of *Phragmites australis* in a wetland of semi-arid Spain. *Hydrological Processes* 18:213–227
  - Nagler, P., Jetton, A., Fleming, J., Didan, K., Glenn, E., Erker, J., Morino, K., Milliken, J., Gloss S. 2007. Evapotranspiration in a cottonwood (*Populus fremontii*) restoration plantation estimated by sap flow and remote sensing methods. *Agricultural and Forest Meteorology* 144: 95–110
  - Pistocchi, C., Guidi, W., Piccioni, E, Bonari, E. 2009. Water requirements of poplar and willow vegetation filters grown in lysimeter under Mediterranean conditions: Results of the second rotation. *Desalination*, 246(1-3): 137-146
  - Poblador, S., Thomas, Z., Rousseau-Gueutin, P., Sabaté, S., Sabater, F., 2019. Riparian forest transpiration under the current and projected Mediterranean climate: Effects on soil water and nitrate uptake. *Ecohydrology*, 12:e2043. doi: 10.1002/eco.2043
  - Shafroth, P.B., Cleverly, J.R., Dudley, T.L., Taylor, J.P., Van Riper III, C., Weeks, E.P., Stuart J.N., 2005. Control of *Tamarix* in the western United States: implications for water salvage, wildlife use, and riparian restoration. *Environmental Management*, 35(3): 231-246.
  - Triana, F., Nasso, N., Ragolini, G., Roncucci, N., & Bonari, E. (2014). Evapotranspiration, crop coefficient and water use efficiency of giant reed (*Arundo donax*L.) and miscanthus (*Miscanthus × giganteus*Greef et Deu.) in a Mediterranean environment. *GCB Bioenergy*, 7(4), 811–819.doi:10.1111/gcbb.12172
  - Tuttolomondo, T., Licata, M., Leto, C., Leone, R., & La Bella, S. (2014). Effect of plant species on water balance in a pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetland planted with *Arundo donax* L. and *Cyperus alternifolius* L. – Two-year tests in a Mediterranean environment in the West of Sicily (Italy). *Ecological Engineering*, 74, 79-922. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.10.020
  - Watts, D. A., y Moore, G. W. (2011). Water-Use Dynamics of an Invasive Reed, *Arundo donax*, from Leaf to Stand. *Wetlands*, 31(4), 725–734.
  - Williams DG, Scott RL, Huxman TE, Goodrich DC, Lin G (2006) Sensitivity of riparian ecosystems in arid and semiarid environments to moisture pulses. *Hydrological Processes* 20:3191–3205

---

## INTEGRACIÓN DE LA APLICACIÓN GISRED EN LA PLATAFORMA QGIS

Martínez Alzamora, F.

### Síntesis

El Grupo de Redes Hidráulicas del IIAMA trabaja desde hace varios años en el uso eficiente y sostenible del agua y la energía en los sistemas de transporte y distribución del agua, tanto para el uso urbano como para el riego. En particular el grupo ha trabajado en la confección de modelos matemáticos para simular el comportamiento del flujo en las redes, y la explotación de los mismos para la toma de decisiones orientadas a mejorar la eficiencia hídrica y energética. Para facilitar la construcción de los modelos utiliza herramientas GIS (Sistemas de Información Geográfica), y para garantizar su fiabilidad, éstos se calibran posteriormente con los datos de campo adquiridos a través de los sistemas SCADA. Como un paso más, se están desarrollando por una parte herramientas para confeccionar los modelos directamente mediante una simple consulta a la bases de datos gestionadas por la empresa (GIS, SCADA, lecturas de contador, maniobras de mantenimiento, etc), lo que permitirá agilizar enormemente la construcción y uso de los modelos, y mantenerlos siempre al día. Por otra parte, hemos desarrollado herramientas para mantener el modelo así obtenido, conectado continuamente en tiempo real con el sistema SCADA que controla el funcionamiento de la red, lo que convierte el modelo en un verdadero asistente para la toma de decisiones en el día a día.

En particular, el grupo colabora con Aguas de Valencia, hoy Global Omnium, en la modelización de la red de abastecimiento a nuestra ciudad y su área metropolitana. El modelo está operativo en tiempo real en el centro de control de la empresa, y actualmente estamos finalizando la confección de modelos actualizados por consulta a las bases de datos de la empresa. Para facilitar la expansión de estas herramientas a otros abastecimientos, estamos potenciando el software GISRed, para incorporarlo a la plataforma QGIS de libre distribución.

En lo que respecta a la gestión del agua y la energía en el mundo del riego, el grupo desarrolló en el pasado la aplicación HuraGIS para la gestión de Comunidades de Regantes, el cual permitía estimar las necesidades de agua de los cultivos a nivel de parcela, y a continuación, a partir del modelo hidráulico de la red de riego, programar los turnos de riego a fin de suministrar los volúmenes estimados en condiciones de presión suficiente y con el mínimo consumo energético. Detrás de dicha programación existe un optimizador, el cual ha sido separado de la aplicación HuraGIS (hoy desgraciadamente obsoleta), y se está integrando en plataformas alternativas potenciadas por otras ingenierías y empresas que ofrecen de este modo a las CCRR la opción de optimizar sus riegos.

Con la participación del grupo REDHISP en este Convenio suscrito con la GV para 2019, se potencian los desarrollos actualmente en marcha destinados a integrar la aplicación GISRed en la plataforma QGIS, para poner al alcance de las PYMES la construcción de modelos hidráulicos de los sistemas de distribución de agua y la posterior explotación de los mismos para gestionar de modo más eficiente el uso del agua y la energía. Por otra parte se potenciará la migración a la misma plataforma QGIS de la aplicación HuraGIS, rescatando todas aquellas prestaciones que estuvieron vigentes en su día, y ya se utilizaron para desarrollar algunos proyectos piloto en la CV

## Desarrollo

En el marco de la propuesta de desarrollar Líneas Innovadoras sobre Gestión Eficiente y Sostenible del Agua y su Aplicabilidad en la Comunidad Valenciana, cabe decir que el Grupo de Redes Hidráulicas y Sistemas a Presión (REDHIS) del IIAMA posee una experiencia de muchos años en el desarrollo de herramientas informáticas que contribuyan al ahorro de agua y energía en los sistemas de distribución de agua, tanto para abastecimientos urbanos, como en redes de riego a presión.

Gran parte de estos desarrollos están basados en el uso de modelos matemáticos de los sistemas de distribución de agua, pues solo conociendo la realidad del sistema físico a través del cual se distribuye el agua, entendemos que se puede llegar a optimizar el uso del agua y la energía en la etapa de transporte del fluido desde las fuentes de suministro hasta los puntos de uso final.

En este sentido, la confección de modelos cada vez más precisos y detallados ha sido un tema recurrente en las investigaciones llevadas a cabo por el Grupo REDHISP. También se le ha concedido importancia a la conexión de estos modelos con los datos de campo en tiempo real o bien con los datos históricos almacenados por los sistemas SCADA, así como la previsión de las demandas futuras.

En la línea de mejora del uso del agua y la energía en los abastecimientos urbanos, el grupo REDHISP colabora estrechamente con la empresa Global Omnium que gestiona la red de suministro de agua a Valencia y su área metropolitana, además de otros muchos núcleos urbanos de la CV. La empresa posee la información cartográfica de las redes que gestiona almacenada en un potente Sistema de Información Geográfica (SIG) que utiliza para gestionar todos los activos que constituyen las redes de distribución. Sin embargo toda esta información no se estaba utilizando hasta ahora para mejorar la eficiencia en la gestión del agua o de la energía consumida. En particular, las técnicas de búsqueda y localización de fugas están muy vinculadas con la correcta modelización de todos los elementos que componen la red, a nivel de detalle. Asimismo los modelos de detalle son también importantes para la correcta modelación de la calidad del agua hasta que le llega al abonado a través de las acometidas.

En este sentido, el grupo REDHISP del IIAMA ha puesto a punto durante el último año, en colaboración con Aguas de Valencia, una aplicación capaz de obtener mediante una simple consulta un modelo hidráulico de detalle de toda la red de distribución de agua a la ciudad de Valencia y su área metropolitana. El modelo combina la información del GIS, con los datos de telelectura, las operaciones de mantenimiento, y los datos tomados por el SCADA en tiempo real. El modelo así obtenido alcanza a integrar hasta 100.000 tuberías, carga los consumos de hasta 40.000 acometidas leídos por el sistema de telelectura de la empresa, uno de los más avanzados del mundo, y reproduce más de 500 señales de campo tomadas a intervalos de 15 minutos. El modelo se construye por consulta a las diferentes BdD a través de servicios web en un tiempo record de 2 minutos. Este nuevo modelo podrá ser utilizado en adelante para una gestión mucho más eficiente de las fugas y de la calidad del agua la red de suministro a la ciudad, entre otras muchas aplicaciones.

Los resultados del este trabajo, desarrollado por el IIAMA bajo el acrónimo *GO2HydNet*, forman parte del proyecto FUGAS0, liderado por Aguas de Valencia con la financiación del CDTI. Estos avances han sido también expuestos recientemente en las VI Jornadas de Ingeniería del Agua celebradas en Octubre en Toledo, a través de la siguiente comunicación:



Martínez Alzamora, F., Conejos, P., Lerma, N., Hervás, M. (2019) “Construcción del modelo de detalle de una red de abastecimiento de agua por consulta directa a las BdD corporativas: GIS, Telelectura, O&M y SCADA”. VI Jornadas Ingeniería del Agua, JIA 2019, Toledo, 22-25 Oct 2019. Libro Resúmenes Ponencias, pp 321-323, ISBN 978-84-09-14914-8

El nuevo modelo de detalle incorporará también en breve la representación de fugas y demandas como consumos dependientes de la presión, lo que va a permitir gestionar unas y otras a través de la presión de suministro, regulada a la entrada de los diferentes sectores de la ciudad. A tal fin ya se han realizado experiencias de campo para validar los modelos de variación de ambos flujos con la presión en el sector de San Marcelino, y los resultados se han expuesto igualmente en el mismo Congreso a través de la siguiente comunicación:

Conejos, P., Martínez Alzamora, F., Hervás, M. (2019). “Verificación experimental de la variación de la demanda y las fugas con la presión en un sector de una red de distribución de agua” VI Jornadas Ingeniería del Agua, JIA 2019. Toledo, 22-25 Oct 2019, Libro Resúmenes Ponencias, pp 272-273, ISBN 978-84-09-14914-8,

Por otra parte, el grupo REDHISP está desarrollando en paralelo una nueva aplicación para el manejo de los modelos hidráulicos desde la plataforma de software libre QGIS, denominada QGISRed. Esta nueva aplicación será igualmente de distribución gratuita gracias al apoyo de la Generalitat Valenciana, a través de una Ayuda APOTI, y facilitará el uso de los modelos por parte de cualquier abastecimiento gracias a las facilidades ofrecidas para construir los mismos, y su potencia de análisis, que superará en breve a la de EPANET, el software de simulación de redes hidráulicas más utilizado actualmente en todo el mundo y desarrollado por la EPA de EEUU. Una versión muy avanzada de la nueva aplicación puede descargarse desde el repositorio de plug-ins para QGIS: <https://plugins.qgis.org/plugins/QGISRed/>

Los avances en la aplicación QGISRed, desarrollada como un producto multilingüe con vista a su difusión en todo el mundo a través de internet, han sido presentados internacionalmente en último Congreso CCWI (Computer and Control for Water Industry), celebrado en Exeter en Octubre pasado, a través de la siguiente comunicación:

Martínez Alzamora, F., Lerma, N., Bartolin, H., Vegas Niño, O.T. “Upgrade of the GISRed application for the free analysis of WDN under GIS environment” 17th Int. Conf CCWI 2019. Exeter (UK). 1- 4 Septiembre 2019

Ambos desarrollos forman parte a su vez de una propuesta más ambiciosa y que hoy en día está despertando mucho interés en todos los campos, dentro de lo que se conoce como la transformación digital 4.0, como es reproducir la realidad mediante un gemelo digital que esté siempre actualizado al objeto de ser utilizado en la toma diaria de decisiones, en el presente o en el futuro a corto y medio plazo. En este sentido, el IIAMA, en colaboración con Global Omnium, se encuentra actualmente en la vanguardia de la aplicación este nuevo paradigma a los sistemas de distribución de agua. Ello se puso de manifiesto asimismo en el reciente Congreso CWWI celebrado en Exeter, en el que se defendió también la comunicación:

Conejos, P., Martínez Alzamora, F., Hervás, M., Alonso Campos, J.C. ”Development and Use of a Digital Twin for the Water Supply and Distribution Network of Valencia (Spain)” 17th Int. Conf CCWI 2019. Exeter (UK) 1- 4 Septiembre 2019.

---

Esta ha sido seleccionada para su publicación próximamente en la revista Urban Water Journal, una de las mejores del área indexada como Q1.

En lo que respecta a la optimización energética propiamente dicha, el grupo REDHISP ha seguido trabajando en el último año en la mejora de los algoritmos de optimización de los programas de riego en sistemas de riego localizado, y su integración en otras plataformas de gestión específicas para Comunidades de Regantes CCRR, desarrollados por empresas del sector como SERINA (<https://www.serina.es/escaparate/verpagina.cgi?idpagina=20636609>), responsable del desarrollo de la aplicación COREGest, muy utilizada en España a través de FENACORE, o la empresa MOVAL Agroingeniería (<http://moval.es/moval-regadio/>), radicada en la zona de Orihuela.

El algoritmo de optimización del IIAMA utiliza algoritmos genéticos multi-objetivo como el NSGAI, reconocido actualmente como uno de los más eficientes, para reducir el consumo energético de los bombeos manteniendo las presiones de suministro a nivel de parcela. El algoritmo opera actualmente como un servicio REST, y ya se ha utilizado bajo este formato para optimizar un sector de la red de riego de Peñarroya (C.R.), cuyos resultados han sido objeto de publicación recientemente en la revista Agricultural Water Management, calificada como Q1:

Alonso Campos, J.C., Jiménez-Bello, M.A., Martínez Alzamora, F. (2019) "Real-time energy optimization of irrigation scheduling by parallel multiobjective genetic algorithms". Agricultural Water Management, Vol 227, Jan 2020, 105857 ISSN: 0378-3774 . DOI: 10.1016/j.agwat.2019.105857

Posteriormente el algoritmo ha sido adaptado para optimizar la gestión del riego en la CCRR de Balazote (Albacete), a través de un convenio de colaboración suscrito con la empresa MOVAL.

El grupo REDHISP está trabajando también en el uso de dicho algoritmo de optimización energética en tiempo real en la red piloto de Picassent (Valencia), la cual formará parte en breve de un demostrador que esperamos integrar en un proyecto LIVING LAB.

Sin embargo, otras peticiones realizadas con el objetivo de extender y aplicar dichos algoritmos en las explotaciones de riego de la CV, a través de ayudas a Grupos Operativos del Ministerio de Agricultura o de la Agencia Valenciana de Investigación (AVI) han sido hasta ahora denegadas.

---

# EVALUACIÓN DE LAS POSIBILIDADES DE ABASTECIMIENTO CON AGUA SUBTERRÁNEA A LA CIUDAD DE VALENCIA Y SU ÁREA METROPOLITANA

Cassiraga, E., Gomez, J.

## Introducción

El suministro de agua potable a Valencia y su entorno depende casi totalmente del agua superficial procedente de los ríos Turia y Júcar, en este último caso a través del Canal de Trasvase Júcar-Turia. El cambio climático que se está experimentando en los últimos años se está traduciendo en una reducción de las precipitaciones medias anuales, así como en un aumento de la frecuencia y duración de los períodos de sequía. Como consecuencia de ello, los niveles máximos alcanzados en los embalses de cabecera de las cuencas del Júcar y del Turia están por debajo de los conseguidos en épocas anteriores, habiendo sido necesario en el último año iniciar la aplicación de planes de sequías.

El objetivo de este estudio es analizar la posibilidad de utilizar aguas subterráneas de calidad aceptable para abastecimiento de los usos urbanos en las poblaciones del área metropolitana de Valencia en periodos de escasez hídrica asociados al cambio climático.

Para alcanzar este objetivo se desarrolló un modelo numérico de flujo de agua subterránea de las masas de las Planas Norte y Sur de Valencia. Posteriormente, se han planteado distintos escenarios de explotación para comprobar el comportamiento del sistema en situaciones en las que se le exige unas importantes extracciones complementarias de recursos hídricos subterráneos.

Las medidas propuestas suponen en una primera etapa sustituir la extracción que se realiza actualmente en la ETAP de La Presa (14 hm<sup>3</sup>) por dos nuevas extracciones en continuo a situar en Valencia, dimensionadas para alcanzar un caudal total de 1000 l/s (aprox. 30 hm<sup>3</sup>/año). En una segunda etapa se ejecutarían 5 nuevos pozos a emplear en situaciones de emergencia, de los cuales, dos de ellos estarían dentro de la ciudad y los otros 3 en las afueras con el fin de reforzar el área metropolitana, que llegarían a bombear en total 1600 l/s (aprox. 50 hm<sup>3</sup>/año).

Dichas medidas se implementan en el marco de una serie de escenarios que tienen en cuenta el cambio climático reduciendo la recarga por precipitación.

## Características generales del modelo

Los acuíferos de la Plana Norte y Sur de Valencia se localizan en su totalidad en la provincia de Valencia, concretamente en la zona costera que se extiende entre Puzol y Cullera, abarcan 879.56 km<sup>2</sup> y limita al Este con el mar Mediterráneo y al Oeste con la Cordillera Ibérica.

La Plana de Valencia limita al norte con las masas de la Plana de Sagunto y de Liria-Casinos. Al oeste con las masas de Buñol-Cheste, La Contienda, Sierra del Ave y Caroch Norte. Al sur con un tramo impermeable seguido de las masas de Sierra de las Agujas y Plana de Jaraco, y al este con el Mar Mediterráneo.

Los límites laterales anteriormente mencionados, cobran gran relevancia en el modelo debido a que son abiertos, posibilitando que se produzca un flujo entre las masas subterráneas colindantes y el acuífero modelado.

En general el flujo de agua subterránea en esta zona va en dirección al mar debido a la diferencia de alturas piezométricas con el interior (zona oeste) generando un aporte subterráneo a la costa, aunque en algunas zonas concretas este comportamiento puede ser distinto.

Desde un punto de vista geológico, y siguiendo a Ballesteros et al. (2012), a partir de analizar información cartográfica, geológica y geofísica, columnas litológicas, informes de sondeos, estudios hidrogeológicos previos y bases de datos provenientes de organismos oficiales, se puede confirmar la presencia de 4 tramos con diverso interés hidrogeológico. Estos 4 tramos han determinado el número final de capas del modelo que, de arriba hacia abajo son:

- Capa 1: constituida por materiales detríticos cuaternarios de elevada permeabilidad.
- Capa 2: formada por materiales terciarios de permeabilidad media tales como calizas, areniscas y conglomerados pliocenos.
- Capa 3: también formada por materiales terciarios, concretamente margas miocenas de baja permeabilidad.
- Capa 4: formada por materiales mesozoicos de formaciones carbonáticas permeables.

Cabe señalar, que estas unidades geológicas yacen sobre una base impermeable de facies del Keuper.

El tramo superior al norte de La Albufera y en zonas próximas al río Turia alcanza espesores cercanos a 200 m. Al sur de La Albufera, dependiendo de la disponibilidad de información, las profundidades van desde los 10 hasta los 200 m. En el resto de la plana, la potencia conjunta de ambas formaciones oscila entre 300 m y valores inferiores a 25 m (Sahuquillo, 2012).

Las entradas al modelo son la recarga por infiltración de lluvia y por retornos de riego, las pérdidas a través de los ríos, las pérdidas del lago de La Albufera y las transferencias laterales desde masas de agua subterráneas vecinas. Las salidas del sistema son los bombeos, las descargas a manantiales y canales, las descargas al lago de la Albufera y las transferencias laterales a otras masas de agua cercanas y al mar.

Cabe mencionar, que a pesar de que la infiltración del agua de lluvia sea la forma fundamental de recarga de un acuífero, en un clima mediterráneo semiárido como es el de la Plana puede haber años donde la recarga sea muy baja o nula y otros años húmedos donde la recarga sea superior a la media anual (Sahuquillo, 2012) siendo los retornos agrícolas los que producen su recarga en mayor medida debido a la marcada explotación agrícola de la zona. Además, las extracciones por bombeo para este uso juegan un rol fundamental en el almacenamiento de la Plana porque, aunque las recargas sean elevadas también se detraen volúmenes considerables de agua.

Otro aspecto esencial del modelo a tener en cuenta es la interacción de las aguas superficiales y subterráneas, es decir, la relación río-acuífero puesto que determina los volúmenes de agua intercambiados entre ambos elementos y la variación en el almacenamiento del acuífero, hecho que se puede observar en las oscilaciones de los niveles piezométricos. La descarga de agua subterránea a los ríos (flujo base), proporciona el caudal que permite un flujo continuado en ellos en periodos secos. Por ejemplo, los ríos

Magro y Albaida son perdedores casi en la totalidad de su extensión hecho que puede deberse a una baja recarga del acuífero o a que las permeabilidades del terreno son altas, mientras que el río Júcar es mayoritariamente ganador salvo en su tramo final próximo a la costa.

Mención aparte requiere el sistema de la Albufera puesto que es el humedal más importante de la Comunidad Valenciana. El lago cuenta con una superficie de 2.500 ha y se encuentra situado dentro del Parque Natural de La Albufera que tiene una superficie de 21.120 hectáreas. Además, está conectado con los ríos Júcar y Turia y con los acuíferos de la Plana, por lo que está vinculado al sistema metropolitano de abastecimiento.

Desde un punto de vista hidrológico, los aportes a La Albufera proceden sobre todo de la escorrentía superficial (natural y urbana) y subterránea y de los retornos de riego, afectados tanto por periodos de sequía como por la mejora de la gestión y modernización del sistema de regadío (CHJ, 2017). El Parque recibe los sobrantes de los sistemas de regadío del Turia por el Norte y del Júcar por el Oeste y Sur. Concretamente, por el Norte llegan al lago las aguas del Turia a través de las acequias de Favara y del Oro, por el Oeste recibe las aguas de la Acequia Real del Júcar. Además, existen tres canales de conexión con la Comunidad de regantes de Sueca que hacen posibles ciertos intercambios de agua (Sahuquillo, 2012). A estos aportes también habría que añadir la precipitación directa sobre el lago y los vertidos directos sin depurar, resultando que un 78% de los aportes de caudal al lago tienen origen antrópico y por tanto dependen del hombre (Palop et al., 2015).

Cabe destacar, que hay acequias que solamente alimentan al lago en forma de aportación superficial, aportación subterránea y con sobrantes de riego, mientras que hay otras que también vierten efluentes de las EDARs y aguas residuales urbanas e industriales sin tratar (CHJ, 2003).

Si comparamos los niveles medios del lago con las series piezométricas de los pozos del entorno, se observa que los niveles en el lago son mayores. Este hecho podría explicarse por la antropización del lago, mientras que, los bajos niveles piezométricos son el resultado de la acción de los canales de riego y de los bombeos realizados. En cualquier caso, parece que el lago fuera perdedor.

El modelo se ha discretizado horizontalmente según una malla 35 columnas y 64 filas, todas ellas cuadradas de 1 km x 1 km, lo que representa un total de 2240 celdas por capa. La discretización vertical considera 4 capas, las 3 primeras convertibles, es decir, se comportarán como libres o confinadas según si los niveles piezométricos están por debajo o por arriba del techo del estrato y la cuarta capa como confinada al encontrarse aislada por un acuitardo.

Como unidad de paso de tiempo se ha elegido el mes, suficiente para simulación hidrológica. El periodo de estudio comprende desde octubre de 1980 hasta septiembre de 2017, es decir 37 años hidrológicos o 444 valores mensuales, en los que se ha intentado reproducir el funcionamiento del sistema objeto de estudio.

Para la definición de parámetros de la Plana Norte, se ha utilizado un mapa de permeabilidades publicado por el IGME para la primera capa del modelo y para las 3 inferiores se ha decidido darle continuidad a las ya definidas en la parte sur, puesto que se trata de la misma formación hidrogeológica y se carece de datos más precisos. Por el contrario, para la Plana Sur, la caracterización se ha realizado en base al modelo subterráneo realizado por Ballesteros et al. (2012).

En este modelo, solamente se ha considerado dos bordes impermeables: en la zona este correspondiente al contorno Buñol-Cheste y al sur de las masas subterráneas de Caroch Norte y de la Plana de Valencia Sur, ya que esta zona está constituida por formaciones impermeables del Keuper. Los límites con otras masas de agua subterránea se han simulado como bordes cuyo flujo depende de la altura piezométrica. Para ello, se ha fijado una altura piezométrica en el borde (ayudándonos de piezómetros cercanos) y según el nivel piezométrico simulado en nuestro acuífero, por el borde se producirá una entrada o salida de agua, que también dependerá del valor de la conductancia de los materiales del contorno.

Existen varios cauces que atraviesan la Plana de Valencia, y en este modelo se consideran los siguientes: Río Turia, Rambla del Poyo, Río Magro, Río Verde, Río Júcar, Río Sellent y Río Albaida, de los cuales el Júcar es el que mayor influencia tiene. Cabe destacar, que algunos de ellos funcionan como ríos permanentes, es decir que siempre llevan agua y otros como ramblas, en los que el caudal aparece en ciertas ocasiones con una continuidad espacio-temporal poco definida.

Los principales humedales y manantiales del área de estudio, así como las acequias que interceptan el nivel freático del acuífero y que, mayoritariamente, atraviesan los arrozales próximos a la costa, se han tratado como drenes. Esto significa que el sistema acuífero cede agua al dren, pero no puede recibirla de ellos. Las acequias introducidas se concentran en la parte este del modelo, en las zonas colindantes al Parque de la Albufera, donde se encuentran mayormente los cultivos de arroz. En este modelo, con las acequias se están intentando simular los bombeos que se realizan en el entorno del Parque de la Albufera y que detraen agua del sistema subterráneo y la llevan a zonas de interés agrícola. En el modelo, el excedente de esta agua bombeada no retorna al sistema, aunque en la realidad lo haga a través de retornos que sí alimentan al lago superficialmente.

Las fuentes de recarga superficial son la precipitación y aquella parte de la demanda bruta agrícola que no es consumida por las plantas (excedente) y que tampoco ha evaporado, volviendo al sistema a través de retornos que se infiltran y recargan el acuífero. La recarga por precipitación está zonificada y sigue la distribución utilizada en el modelo PATRICAL (Pérez-Martín, 2005), que permite obtener valores de la recarga representativos y distribuidos en la zona de estudio. La caracterización de la recarga por retornos de riego se ha hecho en base a las distintas unidades de demanda agrícola (UDA) a partir de información facilitada por la CHJ.

Como condición inicial se ha utilizado un mapa de piezometrías que realizó la empresa EPTISA en el año 2005. A pesar de que el periodo de estudio comienza en octubre del año 1980, debido al desconocimiento y falta de información de alturas piezométricas, se ha considerado que estas alturas fueron las mismas en los dos periodos al tratarse de épocas de sequía.

Para la introducción de los bombeos se utilizó información procedente tanto de la CHJ como de la empresa Aguas de Valencia. Los bombeos de CHJ se dividen en:

- 89 pozos de sequía.
- 99 pozos de abastecimiento urbano.
- 742 pozos de uso agrícola.

Estos bombeos se sitúan entre valores de 80-85 hm<sup>3</sup>/año, pudiendo sobrepasar los 120 hm<sup>3</sup>/año en periodos en los que se ponen en marcha protocolos de emergencia por motivos de sequía. Se ha considerado que la profundidad a la que se sitúa la totalidad de los pozos es de 20 m, debido a que, a partir de ese valor se conseguía extraer el máximo de agua posible y el espesor de la capa permitía la extracción.

Los bombeos de Aguas de Valencia se dividen en:

- 9 pozos en la planta potabilizadora de La Presa (8 interiores y uno radial).
- 13 pozos en diferentes localizaciones de la ciudad.
- Pozos en algunas líneas de metro para evitar la inundación de las estaciones.

Los 9 pozos de La Presa llegan a extraer unos 14 hm<sup>3</sup>/año. Los 13 pozos en la ciudad entre 4 y 5 hm<sup>3</sup>/año. Los achiques del metro rondan los 15 hm<sup>3</sup>/año.

### Calibración

Una vez introducida toda la información disponible en el modelo numérico y tras las primeras simulaciones, quedó de manifiesto la necesidad de realizar una calibración más exhaustiva que fuera capaz de reproducir el comportamiento del sistema con una menor incertidumbre.

La calibración se lleva a cabo teniendo como objetivo en primer lugar la reproducción de las alturas piezométricas en algunos pozos (llamados piezómetros de control) y la reproducción de los valores de los flujos laterales de referencia (Pérez-Martín, 2005). Para este fin, se ha modificado las condiciones de contorno y las propiedades físicas de los acuíferos.

### Balance de masa del sistema

Se ha realizado tanto un balance global de todo el sistema como un balance parcial, para el que ha sido necesario realizar una discretización pormenorizada de elementos de interés, con el fin de conocer las transferencias de agua en el sistema. Se muestra en este informe el balance global.

En la Tabla 1 y en la Figura 1 se resumen los resultados para el balance global del modelo.

Tabla 1. Balance de global en régimen transitorio para el periodo 1980/81 a 2016/17.

Entradas (hm <sup>3</sup> /año)		Salidas (hm <sup>3</sup> /año)		Diferencia (hm <sup>3</sup> /año)
Recarga	262.83			262.83
Laterales	145.06	Laterales	126.43	18.63
Río acuífero	52.95	Acuífero río	81.19	-28.24
		Bombeos	88.96	-88.96
		Drenes	163.40	-163.30
Total	460.84		459.98	0.86

De acuerdo con los resultados mostrados en el balance global, se puede apreciar que el acuífero se mantiene estable en el tiempo, siendo las entradas prácticamente idénticas a las salidas. Por otro lado, las recargas por precipitación y sobre todo por riego, son una componente muy importante de aporte de agua al acuífero, de modo que, si se produjera una disminución de los recursos hídricos, se podría comprometer la estabilidad del acuífero. En cuanto a la relación río-acuífero, queda de manifiesto que el acuífero aporta más agua a los ríos que viceversa, aproximadamente 30 hm<sup>3</sup>/año. Los drenes también son un elemento clave, debido a que representan en torno al 40% de las salidas totales del sistema.

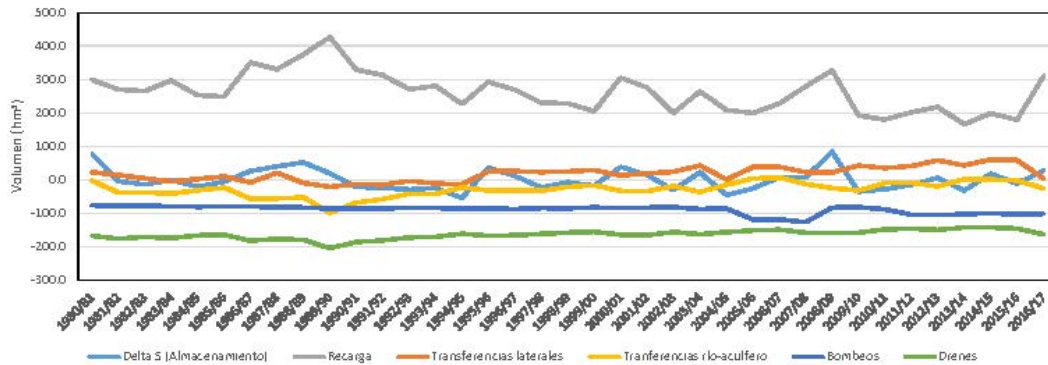


Figura 1. Evolución temporal de las componentes del balance global para el periodo 1980/81 a 2016/17.

Se puede apreciar que desde el año 1985/1986 hasta el 1990/1991, se produjo una importante recarga debido a importantes episodios de lluvias, lo que se tradujo en aumento del almacenamiento. Por otro lado, la relación río-acuífero toma valores negativos en ese periodo, lo que se traduce en aportes de agua subterránea a los ríos, es decir, los ríos pasaban a ser ganadores. También queda de manifiesto el periodo de sequía entre los años 2005 y 2009, en el aumento de las detracciones a causa de la activación de los pozos de sequía.

El almacenamiento sigue el mismo patrón que la recarga, de modo que aquellos momentos en los que o bien la lluvia o los retornos agrícolas menguan, el acuífero acumula menos agua. Con el fin de poder visualizar con mayor claridad los cambios en el almacenamiento del acuífero, se ha representado en la Figura 2 la evolución del almacenamiento a lo largo de los 37 años simulados.

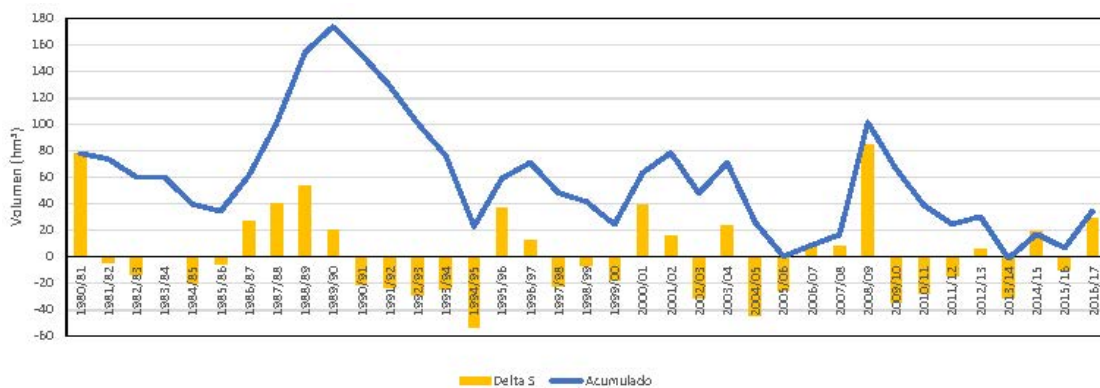


Figura 2. Evolución del almacenamiento para el periodo 1980/81 a 2016/17.

Se aprecia que el comportamiento del cambio en el almacenamiento no tiene un patrón determinado, es decir, hay años en los que se almacena mucha más agua que otros. Solamente hay dos momentos puntuales en los que el acuífero está en niveles mínimos y prácticamente no acumula agua, el año 2005/2006 y el 2013/2014 debido a una bajada sustancial de las precipitaciones. Por tanto, queda de manifiesto que el acuífero por norma general almacena agua en mayor o menor medida, sin embargo, presenta una clara tendencia a la baja producida por la disminución de las precipitaciones en la zona y de los retornos de riego.



## Aplicación

El modelo calibrado se utiliza para estudiar el comportamiento del sistema en el marco de los escenarios de la Tabla 2:

Tabla 2. Descripción de los escenarios.

Escenario	Periodo de simulación	Reducción recarga (%)	Reducción retornos (%)	Bombeos (situación normal)	Bombeos (situación de emergencia)
1	1980-2017	–	–	Actuales	–
2	1980-2027	–	1	Actuales + 1000 l/s <sup>a</sup>	–
3a	1980-2027	12	1	Idem escenario 2	–
3b	1980-2027	12	1	Idem escenario 2	Actuales + 1000 l/s + 1600 l/s <sup>b</sup>
4a	1980-2027	20	1	Idem escenario 2	–
4b	1980-2027	20	1	Idem escenario 2	Idem escenario 3b

<sup>a</sup>A partir de 2017/2018 se desactiva el pozo de La Presa ( $\approx 14 \text{ hm}^3/\text{año}$ ) y se activan los pozos P1 y P2 ( $\approx 30 \text{ hm}^3/\text{año}$ ).

<sup>b</sup>A partir de 2017/2018 se activan los pozos P3, P4, M1, M2 y M3 ( $\approx 50 \text{ hm}^3/\text{año}$ ).

### Escenario 1: situación actual

Este escenario corresponde al que se desarrolló hasta ahora y cuyo periodo abarca desde octubre de 1980 hasta septiembre de 2017.

### Escenario 2: horizonte 2027 sin efecto del cambio climático

El cambio introducido respecto al anterior escenario es una reducción de los retornos de riego del 1%, un traslado de la extracción de caudales desde La Presa a Valencia y un aumento de la misma hasta llegar a los 1.000 l/s ( $31.5 \text{ hm}^3/\text{año}$ ). El periodo de simulación comprende desde el año hidrológico 1980/81 hasta el 2026/27, esto es, 47 años hidrológicos o 564 pasos de tiempo.

### Escenario 3: horizonte 2027 con reducción de la precipitación del 12%

Se han considerado dos subescenarios (a y b). En el primero, se ha decidido solamente modificar la entrada de la precipitación respecto al escenario 2, para así poder identificar qué efectos tiene esa componente sobre el sistema. En el segundo subescenario, además del cambio de la precipitación, se consideran 5 nuevas estaciones de bombeo (pozos de emergencia) para poder paliar los efectos que la sequía tendría sobre el abastecimiento urbano. El periodo de simulación comprende desde el año hidrológico 1980/81 hasta el 2026/27, como el escenario 2.

### Escenario 4: horizonte 2027 con reducción de la precipitación del 20%

Se han considerado dos subescenarios para estudiar sus efectos por separado (a y b). En el primero, se ha modificado solamente la componente de la precipitación y en el segundo, además de la precipitación se han incorporado 5 nuevas estaciones de

bombeo. El periodo de simulación comprende desde el año hidrológico 1980/81 hasta el 2026/27, al igual que el escenario 2.

En la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** se resume la disminución del almacenamiento acumulado para los tres escenarios a medio plazo, con el fin de poder comparar como afecta la disminución de la lluvia al modelo.

Tabla 3. Comparativa de la evolución del almacenamiento para los 3 escenarios futuros.

Escenario	2	3a	4a	3b	4b
2017/2018	28.52	24.92	22.52	11.79	9.38
2018/2019	85.23	75.10	68.25	60.88	54.01
2019/2020	42.03	38.33	35.83	23.87	21.35
2020/2021	13.59	11.31	9.77	-3.29	-4.84
2021/2022	13.59	11.31	9.77	-3.29	-4.84
2022/2023	16.59	14.64	13.31	0.05	-1.30
2023/2024	-18.16	-18.87	-19.35	-33.59	-34.08
2024/2025	-2.54	-4.45	-5.74	-19.14	-20.45
2025/2026	-14.79	-15.56	-16.10	-30.24	-30.79
2026/2027	12.01	8.37	5.97	-6.04	-8.48
Total	176.06	145.09	124.23	0.99	-20.02

En el caso de reducirse la precipitación un 12%, se dejarían de almacenar 31 hm<sup>3</sup> en 10 años aproximadamente, pero si la reducción fuera del 20 % se estarían perdiendo 52 hm<sup>3</sup>. La situación empeora cuando se ponen en marcha las estaciones de bombeo, ya que el almacenamiento se reduce sensiblemente. Por tanto, tiene mucha más influencia en los cambios del almacenamiento, las detracciones de Aguas de Valencia que las disminuciones de la recarga consideradas.

## Conclusiones

El principal objetivo de este estudio ha sido evaluar las posibilidades de extracción de agua subterránea para suministro de la ciudad de Valencia. Para ello, se diseñó un modelo numérico de flujo de la Plana de Valencia Norte y Sur. A la vista de los resultados obtenidos se puede decir que se trata de un modelo robusto que representa satisfactoriamente el funcionamiento del sistema.

Cabe destacar el estado de equilibrio que mantiene el acuífero incluso en las condiciones más desfavorables planteadas, puesto que las entradas y las salidas están prácticamente compensadas. Esto hace pensar que se podrían bombear esos caudales a medio plazo, sin embargo, aunque el acuífero esté estable, a la vista de la clara tendencia decreciente de la precipitación en la zona y del almacenamiento, es posible que estos niveles de extracción no se puedan mantener en el tiempo ya que se estaría explotando el acuífero por encima de su tasa de renovación. Con las extracciones simuladas, de momento las relaciones entre las componentes consideradas y el acuífero no se ven afectadas porque solamente se ve comprometido el almacenamiento. Sin embargo, este aumento de la presión sobre el recurso hídrico subterráneo se puede traducir a largo plazo en problemas de sostenibilidad para generaciones futuras, afecciones en la calidad de las aguas, subsidencia del terreno, cambios en la relación río acuífero, inclusive avance de la cuña salina tierra adentro. Por ello, se ha de realizar una gestión del recurso hídrico que se pueda mantener en el tiempo y que utilice todas las fuentes de suministro posibles, así como mejore la eficiencia de las ya existentes.

Es de vital importancia apuntar que en este modelo no se han tenido en cuenta los bombeos que realiza la CHJ en periodos de escasez hídrica, que de ser similares a lo extraído en épocas anteriores (años 2005 a 2008) se podrían llegar a superar los 210 hm<sup>3</sup> en años puntuales, lo que aceleraría el proceso de vaciado del acuífero de la Plana de Valencia. Tampoco se han incluido en el modelo bombeos metropolitanos autorizados por la CHJ de ámbito privado para dotaciones de riego y uso industrial.

Otro punto importante acerca de los bombeos está relacionado con la ubicación de los pozos que se encuentran en las cercanías del contorno Liria-Casinos, ya que para los escenarios simulados toman agua de esta masa de agua, pero en un futuro no sabemos en qué estado se encontrará y de si podrá seguir dando la misma cantidad de agua.

A partir del análisis de la piezometría en su entorno y de los niveles de la lámina de agua del lago, se ha visto que éste se encuentra desconectado del acuífero salvo en algunas ocasiones en las que existen flujos del acuífero al lecho, pero que han ido disminuyendo paulatinamente a lo largo de los años pasando de 4 hm<sup>3</sup>/año a menos de 1 hm<sup>3</sup>/año en la actualidad.

Sin embargo, son de mencionar las surgencias en la parte sur del parque, que coinciden con la antigua superficie del lago y que lo alimentan en forma de escorrentía superficial. Estos aportes superficiales al lago se complementan en la realidad con retornos superficiales del canal Júcar-Turia, con retornos de riego superficial, con los drenajes repartidos por todo el parque que suministran agua a los cultivos de la zona, vertidos sin depurar, etc. En este trabajo únicamente se han simulado los bombeos en los alrededores del parque, que funcionan a modo de dren, pero cuya agua no retorna al sistema como sí ocurre realmente. Por todo lo mencionado anteriormente, se puede concluir que cuando el lago se encontraba bajo un escenario de baja antropización, recibía aportes subterráneos de forma natural que lo recargaban, sin embargo, debido al complejo sistema de riegos y de las extracciones que se realizan en el entorno del parque, se ha producido una desconexión entre la Albufera y el acuífero de la Plana, viendo justificados sus niveles por encima de la piezometría por los aportes superficiales que recibe.

Por último, aunque se hayan analizado los flujos entre el acuífero y la costa, sin un estudio complementario no se puede realizar un diagnóstico preciso del alcance del problema de intrusión marina, ni de cómo afectan las detracciones de emergencia propuestas. Sí se puede afirmar que la dinámica entradas/salidas en la Plana de Valencia Norte se modifica.

## Bibliografía

- Ballesteros Navarro, Bruno J.; García Menéndez, Olga; Domínguez Sánchez, José A.; Hernández Torres, José María; Navarro Odriozola, José Oriol; Barba-Romero Muñoz, Joaquín; Fernández Portal, José Miguel; Clausell Borja, Vicente; Rosado Piqueras, Silvia y Rodríguez Mauricio, Tomás (2012). Uso sostenible de las masas de agua subterránea en épocas de sequía. Aplicación a la cuenca baja del río Júcar. Tomo II. Memoria y Planos. Modelo conceptual de funcionamiento hidrogeológico del acuífero de la Plana de Valencia Sur. Instituto Geológico y Minero de España. Fondo documental.
- CHJ (2003). Informe complementario para el Banco Europeo de inversiones sobre la conducción Júcar-Vinalopó.
- CHJ (2017). Plan Especial de Sequía. Demarcación Hidrográfica del Júcar.
- Palop Guillem, S. F. (2015). Procesos ecológicos, agronómicos, y ambientales en el humedal de L'Albufera de Valencia. Construcción de escenarios de futuro. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de València.

- Pérez Martín, M. A. (2005). Modelo distribuido de simulación del ciclo hidrológico y calidad del agua, integrado en sistemas de información geográfica para grandes cuencas. Aportación al análisis de presiones e impactos de la Directiva Marco del Agua. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de València.
- Sahuquillo Herráiz, A. (2012). Informe sobre las posibilidades de utilizar aguas subterráneas para los usos urbanos en el área metropolitana de Valencia. Anexo 2.

# CONEXIÓN ENTRE LAS ACTIVIDADES QUE SE REALIZAN EN LAS PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS POTABLES Y LAS NECESIDADES DE ESTACIONES DEPURADORAS DE AGUAS RESIDUALES

Martín, M. y Hernández-Crespo, C.

## Introducción

En el marco del ciclo integral del agua, es un ejercicio muy interesante explorar las sinergias que pueden existir entre las distintas etapas que intervienen. Una de ellas consiste en el potencial aprovechamiento de los residuos sólidos que generan las Estaciones de Tratamiento de Aguas Potables (ETAP) para la mejora de los rendimientos de depuración en Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) o en Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS).

Dos de los residuos sólidos que se producen en las ETAP son los lodos procedentes del tratamiento de coagulación-floculación y el carbón activado agotado de los sistemas de filtración.

Los lodos del tratamiento físico-químico están actualmente considerados como residuos no peligrosos en la lista europea de residuos (LER 190902). En Europa se producen anualmente varios millones de toneladas al año de fangos de este tipo (Babatunde y Zhao, 2007), siendo un motivo de preocupación el coste asociado a su gestión mediante disposición en vertedero, aplicación agrícola, etc. que llega a ser una parte significativa de los costes globales del tratamiento del agua. En España se generan cerca de 120000 tn/año de este material (Argudo García, Juan José, 2018), de los cuales un 8% corresponderían a la Comunidad Valenciana.

El carbón activado granular se emplea en los procesos de filtración gracias a su alta capacidad de adsorción de compuestos orgánicos disueltos, principalmente. Cuando el carbón activado reduce su eficacia hasta ser inoperativo, es posible llevarlo a regeneración para recuperar su capacidad de adsorción, aunque esta recuperación nunca es total. Tras cada proceso de regeneración va perdiendo cualidades, de manera que existe un límite económico por el cual llega un momento en el que es más rentable sustituirlo por nuevo material. En ese momento, el carbón activado “agotado” se convierte en un residuo industrial. Este carbón activado también está actualmente considerado como residuo no peligroso en la lista europea de residuos (LER 190904). Para ambos residuos, una de las opciones de gestión según la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, es mediante Operaciones de Recuperación (R), concretamente la R7: valorización de componentes utilizados para reducir la contaminación. Esta valorización es la que se propone explorar, valorización fundamentada en el hecho de que el material, inútil ya para el tratamiento en aguas potables, podría ser útil en el tratamiento de aguas residuales.

La utilidad en EDAR es el siguiente aspecto que hay que explorar. El fango deshidratado contiene restos de coagulantes químicos, basados fundamentalmente en sales de aluminio, por lo que cabe pensar que dispone de cierta capacidad de adsorción. Por su lado, el carbón activado granular agotado no está estrictamente agotado; lo que ocurre es que tras sucesivas regeneraciones llega un momento en que ya no es económicamente rentable volverlo a hacer, lo que lo convierte en un residuo. Por lo tanto, el aprovechamiento

de la capacidad de adsorción es, en primera instancia, el objetivo del empleo de estos residuos. Las sustancias objetivo adsorbibles serían el fósforo inorgánico y los compuestos orgánicos como pesticidas, restos de medicamentos, etc. Además de estas sustancias, se puede pensar en eliminar otras como nitrógeno amoniacal y nitratos, por acción de las bacterias que se desarrollan sobre su superficie al hacer circular el agua residual a través de un lecho filtrante constituido por este tipo de materiales. Así mismo, otros contaminantes particulados presentes en las aguas residuales, como los organismos patógenos o los microplásticos, pueden ser retenidos de manera eficiente por estos lechos filtrantes.



Figura 1. Fango de ETAP deshidratándose en una era de secado (izqda.) y carbón activado agotado (dcha.) (Fuente propia)

En el caso de los SUDS, el empleo de estos materiales en elementos como pavimentos permeables, cunetas vegetadas y balsas de retención, contribuiría a reducir significativamente la concentración de diversos contaminantes presentes en las escorrentías urbanas, como materia orgánica, nutrientes, metales pesados, hidrocarburos y microplásticos, protegiendo la calidad de las masas de agua receptoras. Este aspecto, la protección de los ecosistemas acuáticos sometidos a descargas periódicas desde sistemas de colectores unitarios desbordados, está cobrando cada vez más importancia ya que se está observando que es uno de los principales focos de contaminación en la actualidad.

El fósforo inorgánico suele ser el nutriente limitante en las masas de agua dulce y, por tanto, la entrada de altas cantidades de fósforo en estos sistemas puede dar lugar a la eutrofización de sus aguas, y a la consecuente pérdida de calidad, de biodiversidad (flora y fauna), disminución del valor estético de la masa de agua e importantes pérdidas económicas, incluyendo la pérdida del uso recreativo de la misma. Su eliminación ya se lleva a cabo en las EDAR que realizan su vertido a zonas sensibles mediante sistemas de coagulación-floculación, habitualmente, al ser los que mejor relación coste-beneficio presentan para grandes caudales. No serían estas EDAR las destinatarias de los residuos sólidos de ETAP ya que tienen sus procesos operativos muy bien establecidos y la introducción de este material distorsionaría su funcionamiento. Hay que pensar en qué tipo de EDAR este material puede aportar un valor añadido sin que altere su funcionamiento ordinario.

La propuesta es estudiar su empleo como tratamiento de afino en EDAR de pequeñas poblaciones; aquellas que cumplen con los requisitos de vertido pero que no están obligadas a eliminar nutrientes. El hecho de que no estén obligadas no significa que no sea deseable, ya que la escasez de recursos hídricos es un problema crónico en el área mediterránea que, según las previsiones de los modelos de recursos hídricos que incorporan los efectos del cambio climático, se va a agravar y extender. Una parte de estos recursos hídricos mantiene la calidad ambiental de los ríos y humedales, cuya pérdida a causa de la actividad humana está siendo muy rápida, según se ha denunciado desde foros como la Convención Ramsar. Por lo tanto, la generación de recursos hídricos de buena calidad a partir de fuentes no convencionales de una forma ambientalmente sostenible y económicamente viable en pequeñas poblaciones debería cobrar más fuerza ya que se

podría destinar a riego o usos ambientales, manteniendo la salud de nuestros ecosistemas acuáticos, así como de los múltiples servicios que éstos brindan a la sociedad.

Como herramienta tecnológica para este tratamiento de afino se propone el empleo de humedales artificiales (HA). Los humedales artificiales son sistemas de tratamiento de aguas que se enmarcan dentro de las tecnologías basadas en la naturaleza (NBS, por sus siglas en inglés, Nature-Based Solutions). Estos sistemas reproducen los procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en los humedales naturales en un entorno más controlado que en un humedal natural (Kadlec y Wallace, 2009). Agua, plantas acuáticas y un sustrato de enraizamiento son sus elementos principales, que permiten el desarrollo de una diversa población bacteriana que contribuye a la descontaminación de las aguas. Bien diseñados y operados como tratamiento biológico (secundario) obtienen rendimientos de eliminación en términos de materia orgánica (DQO,  $DBO_5$ ) y de sólidos en suspensión totales (SST), similares a cualquier sistema de tratamiento biológico mediante fangos activados, cumpliendo los requisitos que se exigen en la Directiva 91/271/CEE para estas variables (Vymazal y Kropfelova, 2008). Sin embargo, la eliminación de sustancias específicas mediante HA está cada vez más extendida (Ávila et al., 2014), por lo que, en este caso, el objetivo de los HA no es eliminar estas variables de calidad del agua, que ya viene tratada desde la EDAR, sino fósforo inorgánico, nitrógeno inorgánico, compuestos orgánicos, microorganismos patógenos o micro plásticos.

Esta eliminación se puede conseguir empleando como material de relleno de los HA lo que se denominan “sustratos activos”, sustancias que favorezcan la adsorción de fósforo y eliminación de otros contaminantes (Westholm, 2006; Martín et al. 2013b)). Entre estas sustancias se encuentran los residuos de la ETAP, el fango deshidratado y el carbón activado granular, que se proponen emplear como sustrato en un humedal vertical de flujo subsuperficial intermitente. De hecho, existen estudios a nivel europeo (Babatunde et al. 2009) y en el ámbito de la Comunidad Valenciana (Naranjo-Ríos, Y. et al., 2018) que demuestran la aplicabilidad de este material.

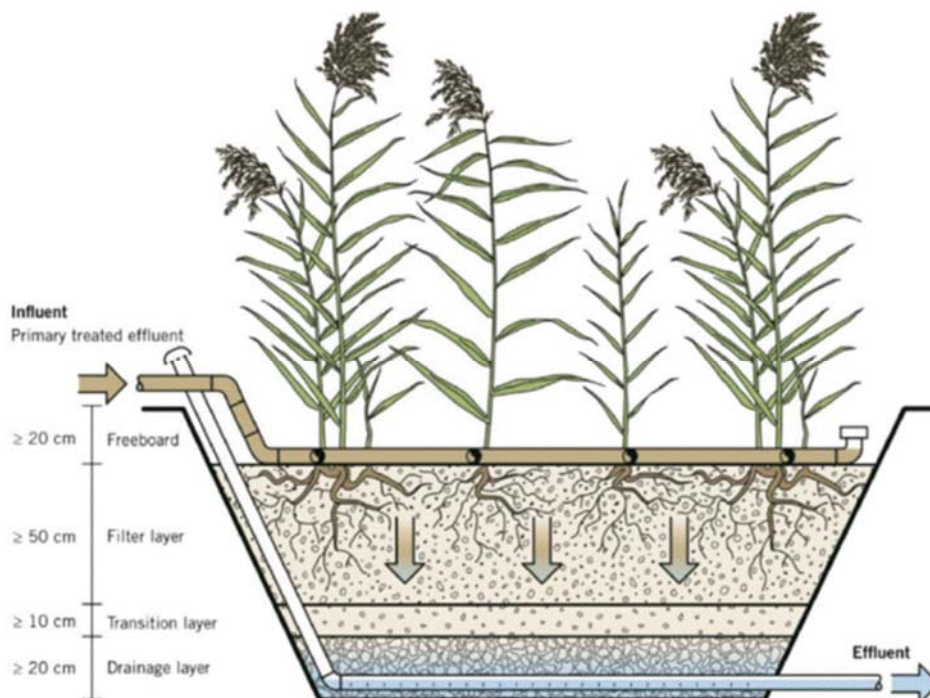


Figura 2. Esquema de un humedal artificial de flujo subsuperficial vertical (Fuente: Treatment Wetlands, IWA, 2017).

Una vez agotada la capacidad de adsorción del material residual, habría que estudiar en qué medida el fósforo inorgánico retenido puede ser recuperado como nutriente para cultivos y así cerrar completamente el ciclo.

### Descripción de la propuesta

La propuesta consiste en el diseño y operación de sistemas de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical con sustrato activo. A partir del conocimiento obtenido a escala laboratorio, habría que preparar pequeñas instalaciones piloto con el fin de establecer las reglas de operación del humedal artificial. La carga hidráulica, carga volumétrica, número de ciclos de llenado/vaciado diarios, el tiempo de residencia hidráulico, el espesor de la capa adsorbente, las posibles combinaciones de capas fango/carbón, entre otras, son variables operativas y de diseño que habría que estudiar.

El relleno del humedal estaría formado por los residuos, fango y carbón, bien en sistemas monocapa, bien en sistemas multicapa. Los sistemas multicapa permitirían optimizar la eliminación de sustancias diversas ya que es previsible que un único tipo de residuo no sea igualmente eficiente para cualquier contaminante. El relleno deberá tener una granulometría adecuada para que el llenado y vaciado se realice en los tiempos adecuados; esto es, lo más rápidamente posible para que el número de ciclos diarios sea el máximo posible y el caudal tratado, también. El carbón activado granular ya tiene una granulometría adecuada, pero el fango deshidratado es un material terroso y duro. Es necesario romper el fango mediante máquinas molturadoras para generar pequeñas gravas de granulometría adecuada. En esta etapa hay que llegar a un equilibrio entre la conductividad hidráulica del material triturado y su capacidad de adsorción ya que, para una misma masa de fango, cuanto menor sea la granulometría final menor será su permeabilidad, pero mayor su capacidad de adsorción.



Figura 3. Imagen de distintas granulometrías de un fango de ETAP deshidratado molturado (Fuente propia).

La vegetación ayudaría a desarrollar una diversa flora bacteriana en su sistema radicular que contribuiría también a la transformación de contaminantes, fundamentalmente



compuestos orgánicos, pero también inorgánicos, como el nitrógeno amoniacal o el nítrico. La alimentación del humedal provendría del efluente de la EDAR. Sería de forma intermitente, con varios ciclos de llenado y vaciado diarios. Esta intermitencia favorecería la aireación del lecho, lo que permitiría mejorar los procesos de nitrificación en el caso de que el nitrógeno amoniacal estuviera presente en altas concentraciones. Dependiendo del tiempo de reposo se podrían producir condiciones anóxicas, favoreciendo también procesos de desnitrificación y logrando una eliminación neta de nitrógeno total. La presencia de condiciones aerobias-anóxicas-anaerobias también podría ayudar al desarrollo de bacterias específicas para la eliminación de compuestos orgánicos. Adicionalmente, en estos sistemas también se dan las condiciones adecuadas para la colonización por parte de organismos de mayor tamaño, como diversos macroinvertebrados acuáticos, entre los cuales predominan los anélidos. Éstos juegan un papel muy importante en el mantenimiento de la permeabilidad hidráulica de los sistemas, retrasando su colmatación, así como una función de depredación de otros organismos, por ejemplo, de los organismos patógenos, muy importante.

Sería muy importante que el sistema funcionara con un consumo energético nulo, aprovechando el desnivel del terreno y mecanismos hidráulicos de sifones para los vaciados. De no ser posible, se pueden instalar pequeñas placas solares que alimenten bombas y electroválvulas para la dosificación del agua de entrada.

En el ámbito de los SUDS, se podrían estudiar básicamente las mismas variables de funcionamiento con la finalidad de desarrollar criterios de diseño en cuanto a composición y cantidad de estructuras filtrantes, a base de estos materiales, necesarias para producir una escorrentía urbana con una concentración reducida de contaminantes, que no provocase impactos negativos sobre el medio receptor.

### **Innovación de la propuesta.**

Esta propuesta permite mejorar un aspecto del ciclo integral del agua, la calidad de las aguas residuales urbanas, a partir de unos residuos generados en otra etapa del ciclo, la potabilización.

El primer aspecto, contribuir a la mejora de la calidad de las aguas residuales urbanas (ARU) tratadas mediante tecnologías accesibles por pequeñas poblaciones, tiene una gran trascendencia en el ámbito de la Comunidad Valenciana y a nivel nacional, ya que contribuye a mejorar los recursos destinados a reutilización; aspecto clave en las políticas actuales del agua en nuestro país. La sencillez del humedal artificial y de su gestión puede facilitar la reutilización agrícola, urbana, medioambiental, etc. en pequeños municipios en cuyas EDAR, por su tamaño, no sea rentable introducir sistemas de tratamiento terciario para la eliminación de nutrientes, sólidos en suspensión, o microorganismos patógenos que se requieren en función del uso del agua regenerada. En la economía de los "grandes números", estas poblaciones quedan olvidadas; pero para la economía local, el hecho de disponer de un caudal regenerado de alta calidad puede suponer un salto cualitativo en su calidad de vida y en su tejido empresarial y por tanto también social.

La definición de las reglas de explotación es el segundo aspecto fundamental para optimizar el funcionamiento de los humedales. Hay que recordar que el fango deshidratado tiene una capacidad de adsorción de fósforo alta, pero limitada. Su vida útil, con respecto al fósforo, dependerá del caudal aplicado y de las concentraciones de fósforo en el influente, por lo que el usuario debería poder decidir el caudal a tratar en función de estos aspectos y prever el resultado que va a obtener y su duración. Lo mismo se puede decir sobre el carbón activado con respecto a los contaminantes que sea capaz de retener. Por

otro lado, la eliminación de nitrógeno no depende tanto de la capacidad de adsorción del fango como de las condiciones que se propician en el sustrato y las raíces de las plantas para el desarrollo de bacterias nitrificantes/desnitrificantes; mientras que la eliminación de microorganismos patógenos se basa en procesos de filtración y depredación, por lo que tampoco finalizará cuando se agote la adsorción de fósforo. Por ello, la vida útil del humedal puede ser mayor o menor en función de la variable de calidad del agua que se desee mejorar. Con respecto a los contaminantes emergentes, también existen varios procesos físico-químicos y biológicos que inciden en su eliminación, por lo que hay que estudiar cómo evoluciona el rendimiento con el tiempo.

Esta propuesta podría dar lugar a algunas líneas de negocio a evaluar. Por ejemplo, una posible línea de negocio sería el diseño de sistemas modulares que pudieran ser reemplazados rápidamente una vez hubiera finalizado su vida útil. Este tipo de sistemas modulares podrían aplicarse tanto en EDAR como en SUDS, cada uno con las características necesarias que se establezcan a partir de los resultados obtenidos en la presente propuesta de línea de investigación innovadora.

### **Aplicación en la Comunidad Valenciana.**

Aunque una buena parte del abastecimiento en la Comunidad Valenciana se realiza a partir de aguas subterráneas, otra gran parte es obtenida a partir de recursos superficiales, como los abastecimientos del área metropolitana de València y Sagunt/Camp de Morvedre y de la zona de Orihuela, Santa Pola, Alicante y Elche. Es en las instalaciones que dan servicio a estas zonas en las cuales se producen residuos sólidos susceptibles de ser empleados en tratamientos de afino en pequeñas EDAR mediante humedales artificiales, como se ha comentado en los apartados anteriores. Por lo tanto, son las instalaciones de La Presa (Manises), Realón (Picassent), Sagunto y Torrealta, las que aportarían la mayor parte del material susceptible de ser empleado como material adsorbente/filtrante en humedales artificiales.

Por el lado del usuario de estos productos, se podrían emplear en numerosas EDAR de pequeños municipios, entendidos estos como aquellos que generaran un caudal anual de agua residual tratada inferior a 55000 m<sup>3</sup>/año (aprox. 1000 he). De las 485 instalaciones en servicio en la CV en el año 2018, aproximadamente un 50% cumple ese requisito, por lo que la potencial aplicación de esta tecnología es muy elevada. Para este caudal, los humedales artificiales tendrían una superficie razonable, algo que ayudaría a su implantación ya que la superficie disponible suele ser un serio inconveniente para ello. En la medida en que las empresas explotadoras de EDAR quisieran, más por responsabilidad social y ambiental que por responsabilidad legal, implantar este sistema, se podría dar una salida útil a los residuos de fangos y carbones activados agotados de las ETAP.

Por último, hay que señalar que muchas empresas valencianas dedicadas al ciclo integral del agua no desarrollan su actividad exclusivamente en la Comunidad Valenciana, por lo que podrían trasladar esta idea de conectividad entre potabilización y depuración a otras zonas de nuestro país y el resto del mundo. En el ámbito de los SUDS, los beneficios de este tipo de sistemas en clima mediterráneo han sido claramente demostrados (alguna referencia a los artículos). La obligatoriedad de su implantación en los nuevos desarrollos urbanísticos ya está contemplada en el RD 638/2016 así como su recomendación en algunas ordenanzas municipales de saneamiento como la de Valencia. Por tanto, la transferencia y aplicación de la tecnología en la planificación urbanística de la Comunidad Valenciana sería un aspecto muy positivo, que convertiría a la Comunidad en un ejemplo de desarrollo sostenible e inteligente.

---

## Referencias

- Argudo García, J.J. (2018) <https://www.iagua.es/blogs/juan-jose-argudo-garcia/valorizacion-lodos-procedentes-ptap-como-nutriente-tecnologico> (consultada el 31/10/2019).
- Ávila, C., Matamoros, V., Reyes-Contreras, C., Piña, B., Casado, M., Mita, L., Rivetti, C., Barata, C., García, J., Bayona, J.M. 2014. Attenuation of emerging contaminants in a hybrid constructed wetland system under different hydraulic loading rates and their associated toxicological effects in wastewater. *Science of the Total Environment*, 470-471: 1272-1280.
- Babatunde, A. O., & Zhao, Y. Q., 2007. Constructive Approaches Toward Water Treatment Works Sludge Management: An International Review of Beneficial Reuses. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37(2), 129–164.
- Babatunde, A. O., Zhao, Y. Q., Burke, A. M., Morris, M. A., & Hanrahan, J. P., 2009. Characterization of aluminium-based water treatment residual for potential phosphorus removal in engineered wetlands. *Environmental Pollution*, 157(10), 2830–2836.
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D., 2009. *Treatment Wetlands*, 2nd ed. CRC Press, Boca.Raton, FL.
- Martín, M., Gargallo, S., Hernández-Crespo, C., & Oliver, N., 2013. Phosphorus and nitrogen removal from tertiary treated urban wastewaters by a vertical flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 61, 34–42.
- Naranjo-Ríos Y., Hernández-Crespo C., Fernández M., Macián J., Añó M., Moscardó C., Martín M., 2018. Availability of drinking water treatment sludge as substrate in constructed wetlands for phosphorus removal. 16<sup>th</sup> IWA International Conference on Wetland Systems, Valencia, Spain.
- Perales-Momparler, S., Andrés-Doménech, I., Hernández-Crespo, C., Vallés-Morán, F., Martín, M., Escuder-Bueno, I., Andreu, J., et al., 2016. The role of monitoring sustainable drainage systems for promoting transition towards regenerative urban built environments: a case study in the Valencian region, Spain. *J. Clean. Prod.* 163, S113–S124.
- *Treatment Wetlands* (2017), Biological Wastewater Treatment Series. IWA Publishing.
- Vymazal, J., Kropfelova, L., 2008. *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-surface Flow*. Springer Verlag.
- Westholm L.J., 2006. Substrates for phosphorus removal-Potential benefits for on-site wastewater treatment? *Wat. Res.* 40, 23-36.

---

# DEFINICIÓN DE LAS ZONAS DE MEZCLA DE DESCARGAS PUNTUALES EN AGUAS COSTERAS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA

Romero, I., Martínez-Guijarro, R., Pachés, M.

## Introducción

La Unión Europea define una zona de mezcla (ZM) como el área adyacente a un punto de descarga donde las concentraciones de una o más sustancias pueden exceder los estándares de calidad ambiental, si el resto de la masa de agua cumple con estos estándares. Las ZM están definidas en el artículo 4 de la Directiva 2008/105/CE, permitiendo por tanto a los Estados Miembros designar ZM adyacentes a los puntos de descarga, donde las concentraciones de una o más sustancias puedan exceder la norma de calidad ambiental dentro de dichas zonas, siempre y cuando no afecten al resto de la masa de agua superficial.

En diciembre de 2010, la Comisión Europea publicó unas Directrices técnicas para la identificación de las ZM en aplicación del art. 4 (4) de la Directiva 2008/105/EC, que ayuda a las Autoridades competentes a decidir si la definición de una ZM es necesaria. También ayuda a definir el tamaño y la accesibilidad de la misma a través de una "estrategia escalonada". Esta estrategia permitirá aplicar los grados de detalle y control apropiados para el escenario presentado. En general, esta ha sido la base para la delimitación de la ZM de los trabajos existentes sobre el tema (Çeka, 2012; Rodríguez, 2016).

Algunos países han desarrollado su propia metodología basada en las directrices de la Comisión Europea para facilitar la designación de la ZM a las autoridades competentes (Bleninger y Jirka, 2011). Italia permite designar ZM a regiones y provincias autónomas, pero sin marcar pautas concretas. En Francia, se definen los criterios de definición de ZM y se establece una guía para calcular la ZM a partir de los datos reales de la descarga y el ecosistema receptor con la ayuda de un software. En Portugal, se introdujo el concepto de ZM pero sin establecer directrices específicas. En Escocia, la Agencia Escocesa de Protección del Medio Ambiente (SEPA) es la responsable de regular las descargas y establece directrices sobre el modelado de descargas en aguas costeras y de transición (SEPA, 2006). En la República Checa, el Instituto de Investigación del Agua T.G. Masaryk, ha desarrollado una metodología y un software para el cálculo de la ZM llamada "The Czech Pollution Test" (Micanik et al., 2012).

Letonia y Lituania gestionan las zonas de mezcla de los territorios transfronterizos y han desarrollado HOTRISK, un proyecto centrado en la armonización de la gestión del agua y el riesgo de contaminación. En este proyecto, basado en las directrices técnicas, se ha utiliza la herramienta "Discharge test" (LEGMC & LEI, 2014)

Dinamarca ha optado por una distancia fija a partir de la zona de dilución inicial. Para aguas costeras, se establecen 50-100 m desde el punto de descarga (Lieverink et al., 2011).

Países Bajos define la longitud máxima permitida de la ZM de sustancias químicas para masas de agua de tipo lineal en relación con el ancho del cuerpo de agua,  $10 \cdot \text{Ancho}$ , con un máximo de 1000 m. En el caso de las aguas costeras, se define un volumen máximo que corresponde a una longitud de 150 m en aguas costeras profundas (Rodríguez, 2016; Skorbilowicz et al., 2017).

Austria limita la longitud a 1000 m para cuerpos de agua de hasta 100 m de ancho y 10 \* Ancho si es mayor (Rodríguez, 2016; Skorbilowicz et al., 2017)

En España, el Real Decreto 60/2011 (derogado por el Real Decreto 817/2015) sobre estándares de calidad ambiental en el ámbito de la política del agua, definió el concepto de ZM. Si se define una ZM, el Real Decreto 60/2011 requería que se reflejara en el Plan Hidrológico de Cuenca correspondiente y que se definieran estrategias para reducir su superficie en el futuro. Esta regulación no incluyó cómo definir las zonas de mezcla, ni qué regulación o documento podría usarse en caso de querer o necesitar designar una zona de mezcla. El Real Decreto 817/2015 establece los criterios para monitorizar y evaluar el estado de los estándares de calidad del agua superficial, y define en el Artículo 3.47 la ZM. Sin embargo, la metodología de definición de las ZM tampoco está en esta normativa demasiado delimitada ni suficientemente estandarizada, pues de hecho, este reglamento sólo establece que la designación de la ZM (que debe limitarse a la proximidad del punto de descarga) debe incluirse en los Planes Hidrológicos de la Cuenca en los que se realiza la descarga. Apunta que debe incluir una descripción de los enfoques y métodos aplicados para definir dichas zonas, así como las medidas adoptadas, con miras a reducir la extensión de dichas zonas en el futuro.

En España, a nivel de las Demarcaciones Hidrográficas, hay tres que han incluido de alguna manera el concepto de zona de mezcla en sus Planes de Cuenca, aunque no se incluye una definición específica.

- El Plan Hidrológico Miño-Sil introduce el concepto de ZM de una manera puramente teórica y, por el momento, no tiene ninguna aplicación práctica.
- El Plan Hidrológico Guadalquivir define un valor específico para la zona de mezcla sin tener en cuenta ninguna característica del medio receptor: tipo, ancho, largo, corrientes, tipo de sustancia prioritaria, etc. Define provisionalmente ZM en las descargas de las plantas de tratamiento de aguas residuales (100 m aguas abajo del punto de descarga). No define una metodología concreta y se enfoca en descargas de EDAR en un río.
- El Plan de Gestión del Distrito de Cuenca de Cataluña define ZM como un valor fijo y diferencia entre los emisarios que descargan en la costa (circunferencia con un radio de 50 m) y las descargas directas a los ríos (50 m aguas abajo del punto de descarga)

Sin embargo, este tipo de definiciones o designaciones de ZM no están adaptadas a los artículos correspondientes de la Directiva 2008/105/CE, ya que no existe una descripción y/o explicación de los enfoques y métodos aplicados para delimitar la distancia definida. Además de esto, la definición de ZM con valores fijos es inexacta y puede no tener mucho sentido porque es demasiado larga o insuficiente. El estudio de las descargas submarinas no puede centrarse solo en el área cercana al derrame. El área a estudiar debe extenderse a una zona adyacente al punto de vertido, con una extensión que depende de la descarga de aguas residuales, la carga de contaminantes, la magnitud de las corrientes marinas y los vientos típicos del área (Mossa, 2006).

## Objetivo

Aunque la definición de ZM puede ser una buena herramienta para cumplir con las Normas de Calidad Ambiental, ni España ni sus países vecinos han explotado este recurso. La legislación, en general, no se ha adaptado en detalle y no se ha definido prácticamente ninguna ZM en descargas reales. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es aplicar la metodología definida en Romero et al. (2020) para determinar la zona de mezcla de una

descarga específica en aguas costeras de la Comunidad Valenciana, de conformidad con el Real Decreto 817/2015 y en base a las directrices de la Directiva 2008/105/CE para las zonas de mezcla. Para ello, se tendrán en cuenta los pasos descritos en el documento de la Comisión Europea "Directrices técnicas para la identificación de zonas de mezcla".

## Metodología

Para la identificación de zonas de mezcla, se siguen las pautas establecidas por la Comisión Europea (CIS-WFD, 2010). Primero, debe determinarse si es necesario definir una zona de mezcla. En segundo lugar, se debe definir el tamaño y la admisibilidad de la misma. Para ello se utiliza la "estrategia escalonada" que permite aplicar el nivel apropiado de detalle y control. Se divide en 5 niveles:

- Nivel 0 - Determinación de la presencia de contaminantes de riesgo. Este nivel está diseñado para identificar la presencia de descargas puntuales capaces de causar el incumplimiento de las Normas de Calidad Ambiental (NCA) o *Environmental Quality Standards* (EQS).
- Nivel 1 - Análisis preliminar. Este paso determina si las descargas identificadas en el nivel 0 deben estar sujetas a nuevas consideraciones, aplicando pruebas simples para excluir descargas seguras de otros estudios más avanzados.
- Nivel 2 - Estudio simple de la ZM. El propósito es la eliminación de aquellas descargas que claramente pertenecen a las categorías de admisibles o inadmisibles.
- Nivel 3 - Evaluación detallada de la ZM. El objetivo es la evaluación detallada de los casos más complejos.
- Nivel 4 - Estudio científico. Este paso permite evitar dudas que pueden persistir después de los análisis realizados en los niveles anteriores. En este caso, sería aconsejable llevar a cabo un estudio científico capaz de validar los resultados, refinar los métodos aplicados o describir en detalle los impactos.

Para una gestión eficiente de la descarga, es importante definir adecuadamente la zona de mezcla generada por la descarga de un efluente. La zona de mezcla de un efluente depende de las condiciones hidrodinámicas, geomorfología y batimetría del ecosistema receptor (Rodríguez et al., 2016). Por lo tanto, la delimitación de la ZM debe tener en cuenta estos factores y por ello se necesita utilizar modelos matemáticos.

Varios modelos pueden ayudar a aplicar la estrategia propuesta en el documento de orientación técnica (CORMIX, VISUAL PLUMES, VISJET, MOHID, DISCHARGE TEST,...) (Doneker et al., 2002; Etemad-Shahidi et al., 2004; SEPA, 2006; Etemad -Shahidi y Azimi, 2007; Loya-Fernández et al., 2012; Palomar et al., 2012a, b). En nuestro caso se utiliza un programa de acceso libre, VisualPlumes-UM3, que puede ayudarnos a definir específicamente el ZM. Es un programa desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. Está diseñado para simular el comportamiento de una descarga, su movimiento y las concentraciones de las sustancias prioritarias presentes en él. Integra varios modelos de simulación (NRFIELD, DKHW, UM3, PSDW, FRFIELD) (Baumgartner et al., 1994; Frick et al., 2002, 2003, 2007; Frick, 2004). Es útil para predecir la dilución de la pluma o penacho contaminante y las propiedades físicas, en la zona de mezcla y en el campo lejano (Frick, 2004; SEPA, 2006; Hunt et al., 2010; Bottelli, 2011; Muhammetoglu et al., 2012; Loya-Fernández et al., 2012).

## Caso de estudio

En el Anexo I de la Directiva 2008/105/CE y en la Directiva 2013/39/UE, se indican los valores de las Normas de Calidad Ambiental (NCA) para las diferentes sustancias prioritarias de interés y sobre las cuales es posible definir una ZM. La sustancia prioritaria elegida para este estudio es el **mercurio**, ya que es una sustancia altamente contaminante, sus estándares de calidad ambiental son bastante restrictivos y se han encontrado altas concentraciones en algunos análisis de efluentes de diferentes plantas de tratamiento. Para el mercurio y sus compuestos (número CAS 7439-97-6) en otras aguas superficiales, la NCA marcada en el anexo I de la Directiva 2008/105/CE y la Directiva 2013/39/UE son promedio anual (MA) 0.05 µg/L y concentración máxima admisible (CMA) 0.07 µg/L.

Para la definición de la ZM, es necesario reproducir la situación más desfavorable en términos ambientales. Por lo tanto, se han asumido las siguientes premisas para la elección del "enfoque del peor de los casos (descarga/concentración)":

- El contaminante presenta un comportamiento conservador. La tasa de descomposición se considera nula. Se supone que las concentraciones de fondo son nulas en el medio receptor.
- El volumen de descarga es el máximo esperado para la EDAR. Se toma como caudal el caudal máximo de diseño del emisario.
- La corriente del medio es uniforme, con velocidad y dirección iguales en profundidad.

Durante las condiciones invernales no suele existir estratificación, y por tanto la concentración del efluente puede aumentar a lo largo de la columna de agua. Sin embargo, durante las condiciones de verano en las que puede existir una cierta estratificación, el efluente liberado puede aumentar y quedar atrapado debajo de la pycnoclina o termoclina (Signell et al., 2000; Lucas y Kudela, 2017). Por lo tanto, se consideran diferentes períodos del año en el entorno receptor y en la descarga:

- Verano: ambiente estratificado y temperatura de descarga típica de verano.
- Invierno: ambiente no estratificado y temperatura de descarga típica invernal.

También se consideran diferentes escenarios, con diferentes rangos de velocidad y dirección de la corriente.

La descarga estudiada proviene de una EDAR ubicada en la Comunidad Valenciana (España). Las aguas residuales tratadas se descargan a través de un emisario submarino al mar Mediterráneo. El emisario submarino descarga a 2 km de la costa y a una profundidad de 17 metros con un ángulo de 0.461° y una orientación de 59 Ndeg tierra-mar (siendo 0 el norte), mediante 25 difusores de 120 mm de diámetro separados 2.5 metros.

Los datos de la EDAR estudiada se han obtenido de los informes de España a la Comisión Europea en cumplimiento de la Directiva de tratamiento de aguas residuales urbanas (European Environment Agency, 2017). Está diseñado para 280000 habitantes equivalentes con un caudal de entrada de 269921 habitantes equivalentes. El caudal de proyecto es de 60000 m<sup>3</sup>/d.

En función de los datos históricos disponibles sobre los efluentes de diferentes plantas de tratamiento en la Comunidad Valenciana (provenientes de trabajos propios), se han seleccionado las características de la descarga. Se ha elegido una concentración de mercurio (Hg) de 8 µg/L (máximo de todas las concentraciones de las EDAR). La salinidad

del efluente es de 1.4, y la temperatura se considera 25.20 °C en verano y 19.67 °C en invierno.

La dirección de propagación de la corriente en el área de estudio con datos reales de puertos estatales entre 2005 y 2018 varía en el rango completo de 0 a 359 Ndeg, siendo 0 el norte (Puertos del Estado, 2019). La velocidad mínima de la corriente encontrada en el área de estudio es 0.01 m/s. La velocidad máxima mensual entre 2005 y 2018 en el área de estudio varía de 0.14 m/s en febrero de 2008 a 1.0 m/s en octubre de 2010. La velocidad promedio mensual entre 2005 y 2018 en el área de estudio varía de 0.05 m/s en febrero 2008 a 0.33 m/s en agosto de 2017.

Para el medio marino receptor, se han propuesto dos escenarios, estratificado en verano y no estratificado en invierno (tabla 1). En ambos escenarios, la salinidad se considera constante en profundidad (37.5).

Profundidad (m)	Estratificado	No estratificado
0	28.5	17
1	28.3	17
5	28	17
10	28	17
12	20	17
15	20	17
18	20	17

Tabla 1. Perfil de temperatura (°C) en cada escenario.

Además, en cada uno de estos escenarios se estudian diferentes casos según la corriente (velocidad y dirección). La velocidad de la corriente se define desde 0.002 m/s a 1.0 m/s (0.002, 0.01, 0.05, 0.1, 0.15, 0.25, 0.3, 0.5, 0.7 y 1.0 m/s). La dirección de la corriente cubrirá todas las direcciones posibles (0, 90, 180, 270, 59, 149, 239 y 329 Ndeg). Todas estas combinaciones de parámetros producen 80 casos para cada escenario.

La concentración de descarga es de 8 µg/l, por lo que para alcanzar el máximo permitido (0.07 µg/L) la dilución mínima debe ser superior a 114.

Cuando el efluente sale del difusor y entra en aguas de mayor densidad, se produce una dilución inicial del efluente mediante la mezcla. La diferencia en velocidad y densidad entre el efluente y las aguas receptoras da lugar a turbulencias y mezclas, mientras el penacho sube a la superficie. Sin embargo, la mezcla no es solo vertical (fase en la que consideraremos que la descarga está en "campo cercano"), sino que la acción de las corrientes marinas causa una dispersión de la descarga, produciendo su dilución secundaria y transporte en el "campo lejano" (Schnurbusch, 2000; Suh, 2001). La estratificación reduce la dilución, la altura del penacho y la posibilidad de que llegue a la superficie. Incluso en condiciones extremas, la estratificación puede suprimir la mezcla (Roberts y Tian, 2003).

En el escenario estratificado, el penacho no alcanza la superficie y se retiene a una profundidad entre 10 y 12 m, dependiendo de la velocidad. En la Figura 1 se muestran dos casos típicos, para 0.05 m/s y 0.7 m/s. La existencia de estratificación hace que el penacho se retenga a la profundidad donde hay un cambio repentino de temperatura (tabla 1). Cuando el penacho alcanza esa profundidad, comienza a moverse horizontalmente. La Figura 1 muestra claramente que cuando la velocidad de la corriente es pequeña, el penacho se eleva rápidamente y se retiene a la profundidad de estratificación en un punto muy cercano al punto de descarga (a una distancia máxima de 10 m en el caso de una



velocidad de 0.05 m/s). Sin embargo, cuando la velocidad de la corriente es mayor, el penacho se mueve horizontalmente mientras asciende y se retiene a la profundidad de estratificación a una distancia del punto de descarga más alejada (a un máximo de 80 m en el caso de la velocidad de 0.7 m/s). La dirección de la corriente es un factor importante y marca hacia dónde se mueve el penacho (figura 1). Sin embargo, cuando la velocidad de la corriente es demasiado pequeña, no hay diferencia en la dirección en que se mueve el penacho, como se muestra en la Figura 1 para la velocidad de 0.05 m/s. En este caso, es más importante la dirección en la que se produce la descarga del emisario submarino. Así, para una velocidad de la corriente pequeña, para todas las direcciones de la corriente modelada el penacho se mueve principalmente en la dirección 59 Ndeg. Sin embargo, para velocidades más altas (0.7 m/s) se observa claramente que el penacho se mueve en la dirección de la corriente.

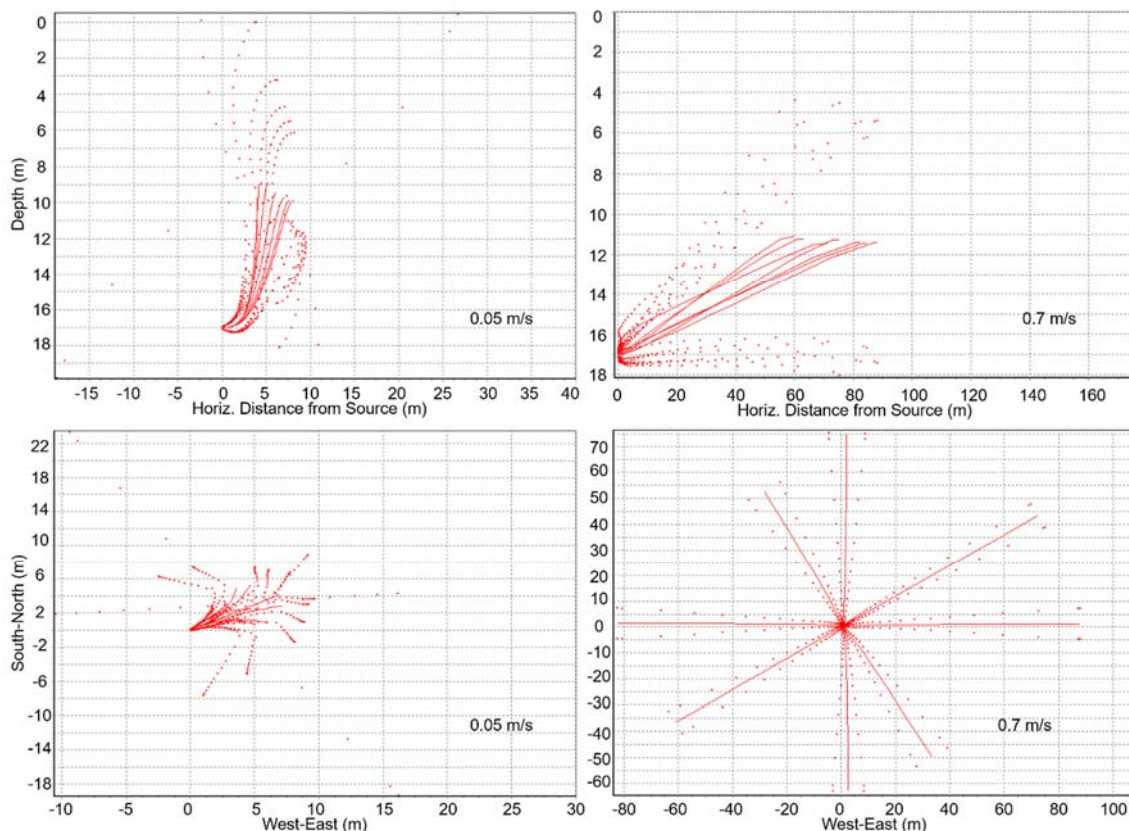


Figura 1. Escenario estratificado. Línea central (línea continua) y límites de penacho (líneas discontinuas). Elevación del penacho y vista en planta para 0.05 m/s y 0.7 m/s, para todas las direcciones.

El punto donde la concentración alcanzada es menor a  $0.07 \mu\text{g/L}$  delimitará la zona de mezcla (ZM). Sin embargo, Visual Plumes no proporciona las dimensiones de la ZM, aunque sí proporciona la "distancia horizontal desde la fuente" (distancia) y el diámetro del penacho en este momento (P-dia). Por lo tanto, ZM de cada caso, estará dado por la suma de la distancia y el radio de la pluma ( $P\text{-dia} / 2$ )

La Figura 2 muestra la ZM para la velocidad de corriente más baja en las diferentes direcciones. Para esas velocidades, se alcanza la distancia más pequeña para las direcciones 149, 329 y 0 y 180 Ndeg. La mayor distancia se alcanza para las direcciones 59, 239 y 90 y 270 Ndeg. Es para la velocidad de 0.05 m/s cuando mayor es la distancia necesaria para que la concentración sea menor a  $0.07 \mu\text{g/L}$ .

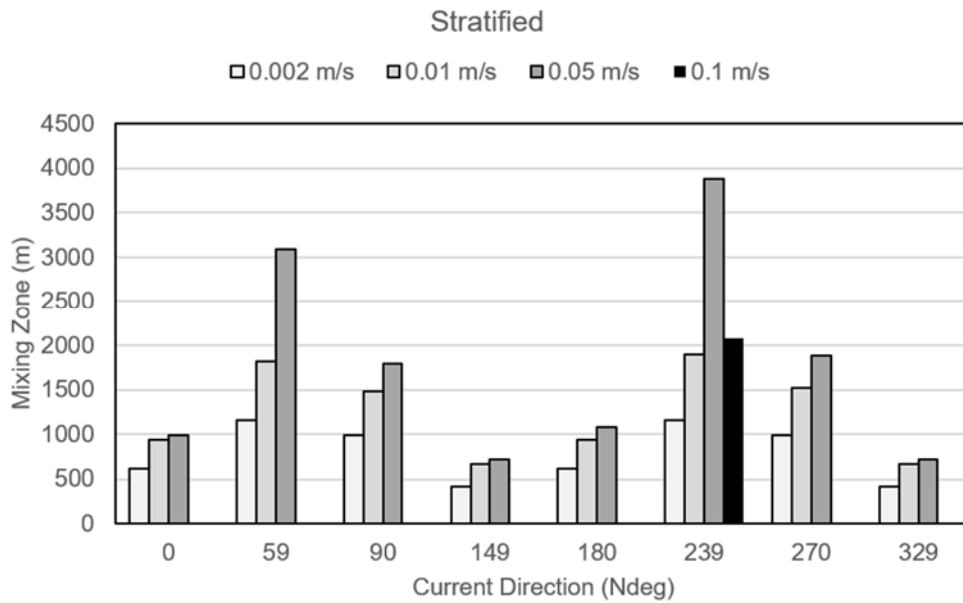


Figura 2. Escenario estratificado. Zona de Mezcla para velocidades de la corriente bajas.

La Figura 3 muestra la ZM para velocidades de la corriente mayores que 0.05 m/s en las diferentes direcciones. La ZM más pequeña es para 0.15 m/s, para cualquier dirección, aumentando esta ZM al hacerlo la velocidad. Para estas velocidades, no existen diferencias de dirección tan claras como las observadas a velocidades menores.

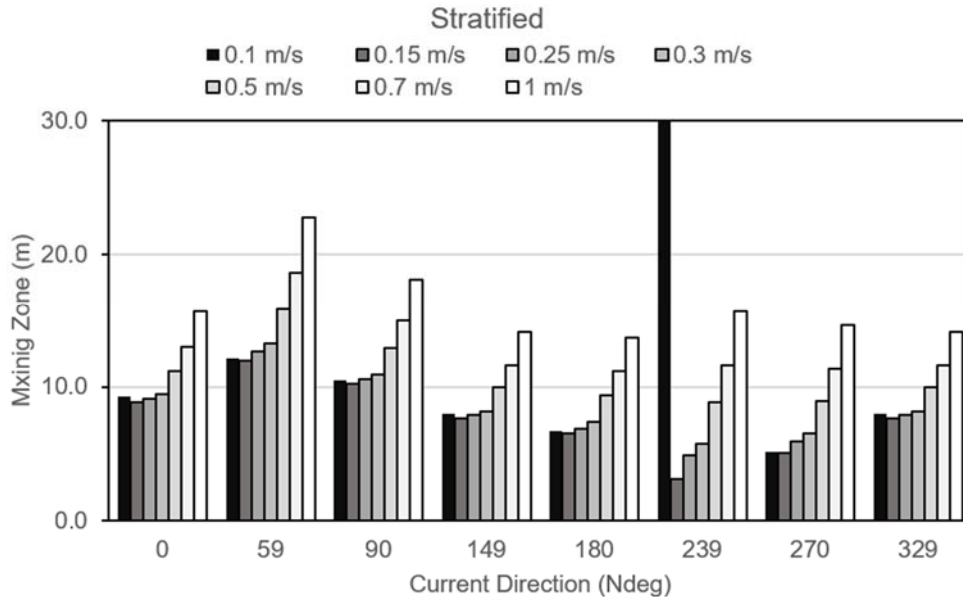


Figura 3. Escenario estratificado. Zona de mezcla para velocidades de la corriente mayor que 0.05 m/s

Para este entorno estratificado, la ZM es alta para las velocidades más bajas. Se observan claras diferencias entre velocidades inferiores a 0.1 m/s y mayores. De hecho, el tratamiento estadístico (Anova) muestra que existen diferencias significativas entre las velocidades 0.002, 0.01 y 0.05 m/s y el resto (valor  $p = 0.0000$ ). La única excepción es 0.1 m/s con una dirección de 239 Ndeg, donde la distancia es más alta que para las otras velocidades. La razón de esta excepción es que, a esta velocidad y con esta dirección (al

contrario de la descarga del difusor, 59Ndeg), el penacho se retiene cerca del emisario e impide su rápida dilución. De hecho, se observa que para las velocidades más bajas, las ZM más altas se producen en esta dirección de 239 Ndeg. El tratamiento estadístico (Anova) muestra que no hay diferencias significativas entre las direcciones (valor  $p = 0.3760$ ).

En el entorno no estratificado (figura 4), cuando la velocidad de la corriente es pequeña, el penacho se eleva rápidamente y alcanza la superficie (a una distancia máxima de 15 m en el caso de una velocidad de 0.05 m/s). Cuando la velocidad de la corriente es más alta, el penacho se mueve horizontalmente mientras asciende y alcanza la superficie a una distancia del punto de descarga más alejado (a un máximo de 100 m en el caso de la velocidad de 0.7 m/s). Además, en este caso, la dirección de la corriente es un factor importante y marca hacia dónde se mueve el penacho. Sin embargo, cuando la velocidad de la corriente es demasiado pequeña, no hay diferencia en la dirección en que se mueve el penacho, como se muestra en la Figura 4 para la velocidad de 0.05 m/s. En este caso, la dirección en la que se descarga el emisario submarino es más importante. Así, para todas las direcciones de la corriente modelada, el penacho se mueve principalmente en la dirección 59 Ndeg. Sin embargo, para velocidades más altas (0.7 m/s) se observa claramente que el penacho se mueve en la dirección de la corriente.

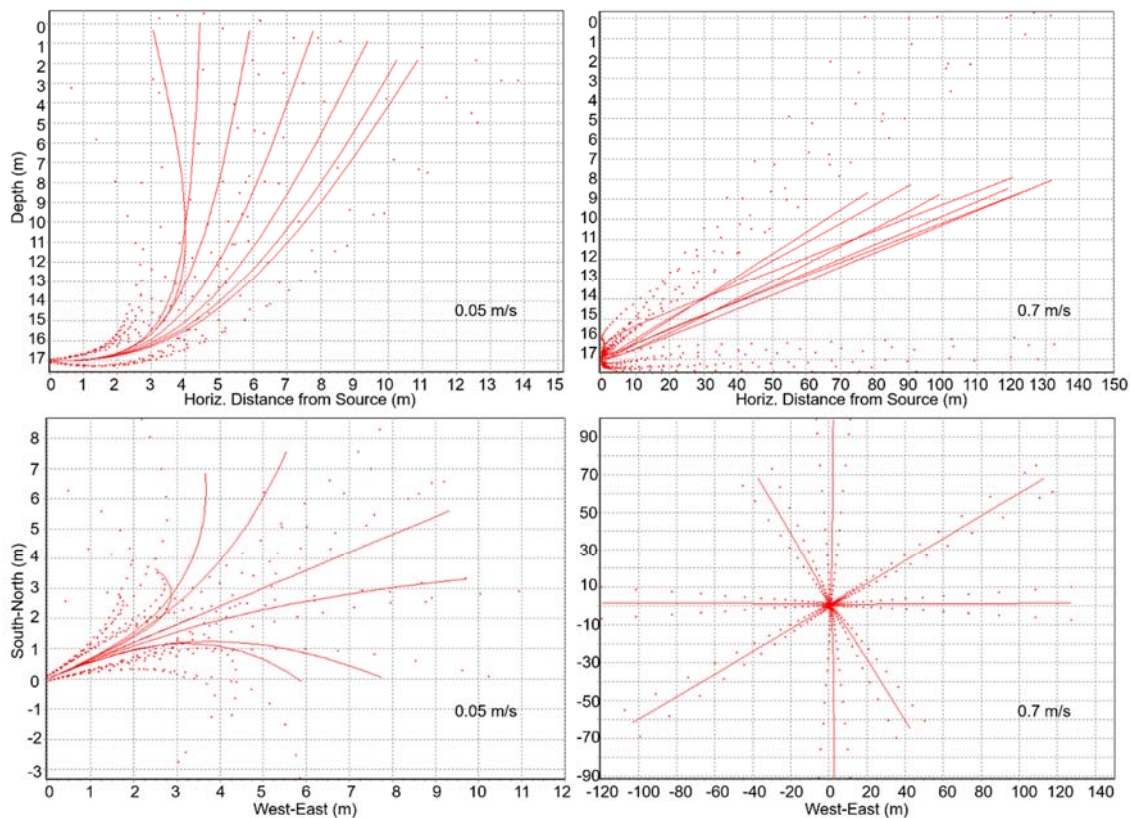


Figura 4. Escenario no estratificado. Línea central (línea continua) y límites de penacho (líneas discontinuas). Elevación del penacho y vista en planta para 0.05 m/s y 0.7 m/s, para todas las direcciones.

Para el ambiente no estratificado, la ZM es mayor para 0.05 m/s y 0.1 m/s con direcciones 149, 180, 270 y 329 Ndeg, pero sin grandes diferencias entre ellos. El tratamiento estadístico muestra que existen diferencias significativas entre las velocidades de 0.05 y 0.1 m/s y el resto (valor  $p = 0.0010$ ). Sin embargo, no hay diferencias significativas entre las direcciones (valor  $p = 0.2393$ ). Las figuras 5 y 6 muestran la ZM para cada velocidad y dirección.

La Figura 5 muestra la ZM para la velocidad de corriente más baja en las diferentes direcciones. Para esas cuatro velocidades, se alcanza la distancia más pequeña para las direcciones 0, 59, 90 y 239 Ndeg. La mayor distancia se alcanza para las direcciones 149, 180, 270 y 329 para 0.05 m/s y 0.1 m/s.

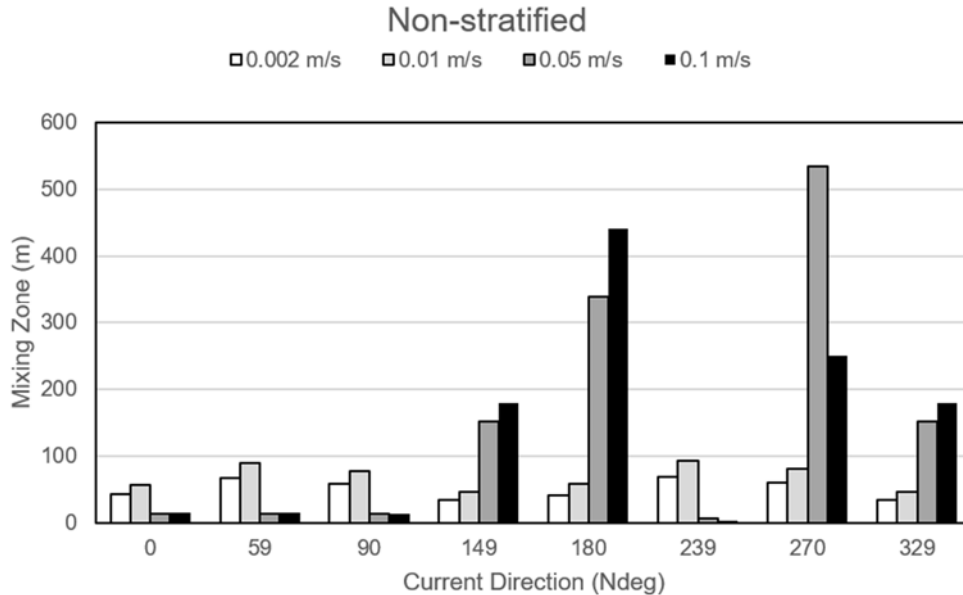


Figura 5. Escenario no estratificado. Zona de mezcla para velocidades de la corriente bajas.

La Figura 6 muestra la distancia requerida para alcanzar una concentración menor a 0.07  $\mu\text{g/L}$  (zona de mezcla) para una velocidad de la corriente mayor a 0.1 m/s en las diferentes direcciones. La distancia más pequeña se alcanza para 0.15 m/s y 0.25 m/s, para cualquier dirección, aumentando esta distancia al hacer la velocidad. Para estas velocidades, no existen diferencias de dirección tan claras como las observadas a velocidades menores. Para estas velocidades, se dan las distancias más pequeñas para las direcciones 239 y 270 Ndeg, alcanzando las distancias más grandes para las direcciones 149 y 329 Ndeg.

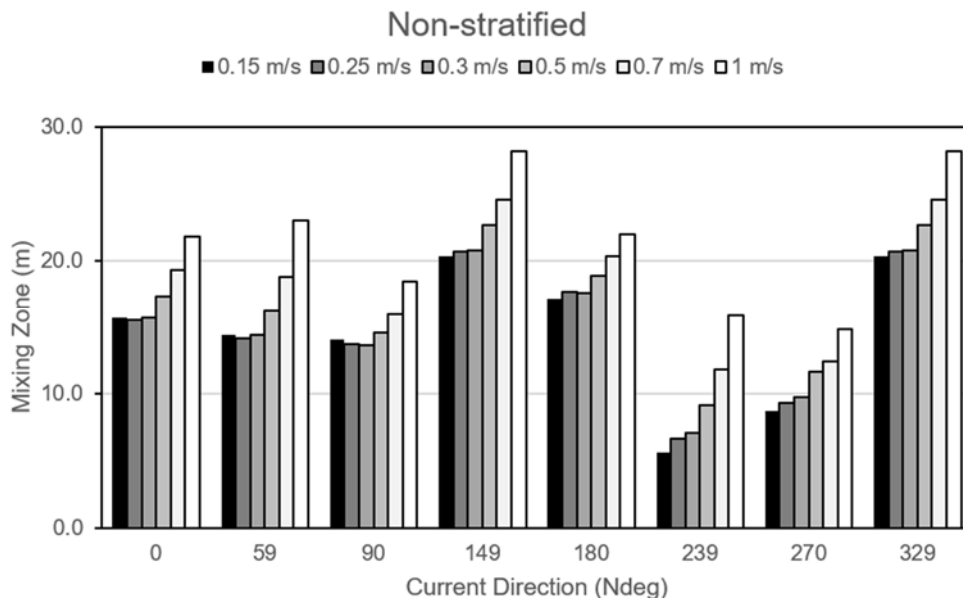


Figura 6. Escenario no estratificado. Zona de mezcla para la velocidad de la corriente mayor que 0.1 m/s

En el entorno no estratificado, el penacho alcanza la superficie, y las distancias necesarias para alcanzar concentraciones inferiores a  $0.07 \mu\text{g/L}$  son mucho más bajas que en el entorno estratificado para velocidades menores a  $0.1 \text{ m/s}$ . Sin embargo, para velocidades mayores a  $0.1 \text{ m/s}$ , no hay diferencias claras entre ambos escenarios, oscilando las distancias entre 10 y 30 m. En ambos escenarios, se verifica que para velocidades mayores a  $0.1 \text{ m/s}$ , la distancia aumenta claramente al hacerlo la velocidad. Sin embargo, no hay una tendencia clara para la dirección.

Los resultados obtenidos permiten definir la ZM. Para esto, se debe tener en cuenta el entorno (estratificación o no y la corriente, dirección y velocidad). El emisario submarino estudiado genera un penacho que llega a la superficie cuando el ambiente no está estratificado y queda atrapado en profundidad cuando hay estratificación.

La ZM no debe ser demasiado grande. Por lo tanto, de los 160 casos estudiados, se eliminan aquellas ZM mayores que el percentil 90 de los 160 casos (932.49 m). Por lo tanto, eliminando los casos con  $ZM > 932.49 \text{ m}$ , el percentil 90 de los casos restantes es 170.41 m. Por lo tanto, la zona de mezcla para este emisario es de 170 m. Esta ZM representaría la superficie circular correspondiente a un radio equivalente a 170 m, dibujada alrededor del punto de descarga.

Una vez que se define la ZM, siguiendo las indicaciones del documento de directrices técnicas de la Comisión Europea, se debe evaluar la admisibilidad de la ZM. En la sección 5 de estas directrices, se establecen cinco cuestiones clave que la autoridad competente debe tener en cuenta para considerar si la ZM es admisible o no. Estas preguntas son:

1. Proximidad: ¿la extensión de la zona de concentración excesiva se limita a la proximidad del punto de descarga (concepto aplicable a cada uno de estos puntos), en el sentido de la Directiva 2008/105/CE?

En el caso de estudio, el medio receptor es el cuerpo de agua costero ES080MSPFC0101 definido por la Directiva Marco Europea del Agua y la ZM se extiende 170 metros desde el punto de descarga. Teniendo en cuenta las dimensiones del cuerpo de agua costero ( $4.41 \text{ km}^2$ ), se puede concluir que un círculo con un radio de 170 metros ( $0.091 \text{ km}^2$ ) es prácticamente insignificante (2%) y, por lo tanto, completamente aceptable como ZM.

2. Proporcionalidad: ¿es proporcional la extensión de la zona de concentración excesiva, teniendo en cuenta los valores registrados en el punto de descarga y las condiciones de las emisiones de acuerdo con la normativa anterior? (Concepto aplicable a cada uno de los puntos de descarga).

El valor de emisión de Hg considerado en el estudio de caso es de  $8 \mu\text{g/L}$ . Este valor se puede comparar con el valor límite de emisión impuesto en la Decisión de Ejecución de la Comisión del 9 de diciembre de 2013, que establece las conclusiones sobre las mejores tecnologías disponibles (MTD) para la producción de cloro-álcali de acuerdo con la Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo sobre emisiones industriales: desmantelamiento o conversión de plantas de células de mercurio, donde el mercurio se libera al agua, a la salida de la unidad de tratamiento de mercurio durante el desmantelamiento o conversión es  $3 - 15 \mu\text{g/L}$ . Teniendo en cuenta este valor de emisión, el valor considerado en nuestro estudio de caso también es proporcional. Al ver los valores normativos de emisión de textos de diferente naturaleza jurídica y la extensión de la ZM, es proporcionado.

3. Buen estado químico: ¿la extensión de la zona de concentración excesiva afecta el buen estado químico del cuerpo de agua considerado, de conformidad con la Directiva 2000/60/CE (en particular, el Artículo 4) y con la Directiva 2008/105/CE y con la Directiva 2013/39/UE (en particular, su anexo I, parte B)?

Teniendo en cuenta que la extensión de la ZM es prácticamente insignificante en relación con el cuerpo de agua costera, a priori, esto no afectará el buen estado químico del resto del cuerpo de agua.

4. Buen estado ecológico: ¿la extensión de la zona de concentración excesiva afecta al buen estado ecológico de la masa de agua considerada, de conformidad con la Directiva 2000/60/CE (en particular, el artículo 4)?

Este punto es más delicado debido a la alta toxicidad del mercurio y la sensibilidad de la población marina a su ingestión. La ZM puede considerarse pequeña, y no debería ser un problema para los organismos marinos a menos que haya una colonia o especie que habite permanentemente el área de concentración excesiva. En este caso, habría que llevar a cabo un estudio mucho más detallado para evaluar las consecuencias sobre el estado ecológico del cuerpo de agua.

5. Coherencia: ¿la extensión del área de concentración excesiva es coherente con los requisitos impuestos a otras fuentes puntuales por otras normas comunitarias (por ejemplo, la Directiva 2008/1/CE), además de las Directivas 2000/60/CE y 2008/105/CE?

La Directiva 2008/1/CE queda derogada y ha sido sustituida por la Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 24 de noviembre de 2010, sobre emisiones industriales (prevención y control integrados de la contaminación). Ni esta Directiva ni la 2000/60/CE ni la 2008/105/CE han encontrado ningún requisito que sea incompatible con la ZM delimitada.

Una vez que se responden estos problemas clave, se puede afirmar que la ZM calculada con Visual Plumes es admisible.

## Conclusiones

Considerando los resultados de la simulación usando Visual Plumes, fue posible delimitar la ZM, cubriendo una distancia desde la descarga de 170 metros.

Para la delimitación de la ZM, los pasos a seguir son:

- Determinar el peor caso posible de los parámetros de descarga (concentración, caudal, etc.) y del emisario (longitud, profundidad, difusores, etc.)
- Determinar los escenarios ambientales más comunes en la zona, estratificación, temperatura y corrientes (velocidad y dirección)
- Definir los casos a estudiar, abarcando todos los escenarios posibles y realizar el modelado.
- Determinar la zona de mezcla de cada caso.
- Eliminar los casos que exceden el percentil 90 de todos los escenarios.
- Calcular el percentil 90 de los casos restantes (zona de mezcla)
- Evaluar la admisibilidad de la ZM siguiendo las indicaciones de las directrices técnicas de la Comisión Europea (sección 5)

Todos los cálculos se han realizado con un modelo gratuito de la USEPA, VisualPlumes. Aunque no hay duda de que existen herramientas de pago mucho más completas que las utilizadas, VisualPlumes permite a un futuro usuario o técnico hacer una primera aproximación a una ZM específica.

En este trabajo se ha estudiado el concepto de zona de mezcla (ZM), un concepto que, a pesar de haber aparecido en el marco regulatorio europeo en 2008, prácticamente no ha sido regulado en España y, en consecuencia, no se ha llevado a la práctica. Las pocas definiciones de ZM que se han hecho para casos específicos se han hecho en estudios de casos académicos. La posibilidad de definir una ZM es, en general, bastante desconocida en el campo de la ciencia e ingeniería ambiental y se debe en gran medida a la escasa regulación existente. Sin embargo, es una herramienta que podría ser muy útil, especialmente en casos específicos de actividades con problemas en la calidad de los efluentes descargados en las masas de agua. Si la definición de ZM estuviera más extendida y contemplada en el conjunto de planes hidrológicos, habría una mayor transparencia en las características de los vertidos realizados realmente por industrias o fábricas que son sustancialmente contaminantes y con esto, podría haber un mayor control de las administraciones sobre las ZM. La ventaja que tienen las ZM es que son áreas definidas donde se pueden superar las Normas de Calidad Ambiental. Además, y este sería el punto más interesante, se podría trabajar de una manera mucho más concreta, en la reducción de la extensión de la ZM y, por lo tanto, de la contaminación.

## Referencias

- Baumgartner, D.J., Frick, W.E., Roberts, P.J.W., 1994. Dilution models for effluent discharges, third ed. U.S. Environmental Protection Agency, Pacific Ecosystems Branch, Oregon, EPA/600/R-94/086, 189 pp.
- Bleninger T., Jirka G.H., 2011. Mixing zone regulation for effluent discharges into EU waters. *Water Management, Proceedings of the Institution of Civil Engineers Water Management*, 164 (8), 387-396. <https://doi.org/10.1680/wama.900037>
- Bottelli, D.N., 2011. Methodology applied for the design of Outfall Systems for different types of effluents. *International Symposium on Outfall Systems*, Mar de Plata, Argentina. 13pp.
- Çeka, A., 2012. Mixing Zone Guidelines Application in a Smelter in Northern Sweden with Discharge to the Baltic Sea. *J. Environmental Science and Engineering A* 1, 1185-1196. <https://doi.org/10.17265/2162-5298/2012.10.004>
- CIS-WFD, 2010. Technical Background Document on Identification of Mixing Zones. Electronic document <https://circabc.europa.eu/>
- Directiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de diciembre de 2008, relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas, por la que se modifican y derogan ulteriormente las Directivas 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE y 86/280/CEE del Consejo, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE.
- Directiva 2013/39/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de agosto de 2013, por la que se modifican las Directivas 2000/60/CE y 2008/105/CE en cuanto a las sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas.
- Doneker, R.L., Jirka, G.H., 2002. Boundary Schematization in Regulatory Mixing Zone Analysis. *J. Water Resour. Plann. Manage.*, 128 (1), 46-56. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2002\)128:1\(46\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2002)128:1(46))
- Etemad-Shahidi, A., Azimi A.H., Hadjizadeh Zaker N., 2004. Numerical Simulation of Boston Outfall in Stagnant Ambient Current. *J. Coast. Res.*, SI 39, ICS 2004 (Proceedings), 1520-1523.

- Etemad-Shahidi, A., Azimi, A.H., 2007. Simulation of Thermal Discharges Using Two Mixing Zone Models. *J. Coast. Res.*, SI 50, ICS 2007 (Proceedings), 663-667.
- European Environment Agency, 2017. Urban Waste Water Treatment Directive - Implementation. <http://rod.eionet.europa.eu/obligations/613> (accessed 09 July 2018)
- Frick, W.E., 2004. Visual Plumes mixing zone modeling software. *Environmental Modelling & Software*, 19 (7-8), 645-654. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2003.08.018>
- Frick, W.E., Baumgartner, D.J., Denton, D.L., Roberts, P.J.W., 2002. New developments of Visual Plumes-evaluation of bacterial pollution, 2nd International Conference on Marine Waste Water Discharges, Proceedings MWWD2002, Istanbul, Turkey.
- Frick, W.E., Khangaonkar, T., Sigleo, A.C., Yang, Z., 2007. Estuarine-ocean exchange in a North Pacific estuary: Comparison of steady state and dynamic models. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74 (1-2), 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.02.019>
- Frick, W.E., Roberts, P.J.W., Davis, L.R., Keyes, J., Baumgartner, D.J., George, K.P., 2003. Dilution Models for Effluent Discharges. Fourth Ed. (Visual Plumes). U.S. Environmental Protection Agency. Athens, Georgia, U.S.A. <https://www.epa.gov/sites/production/files/documents/VP-Manual.pdf>
- Hunt, C.D., Mansfield, A.D., Mickelson, M.J., Albro, C.S., Geyer, W.R., Roberts, P.J.W., 2010. Plume tracking and dilution of effluent from the Boston sewage outfall. *Marine Environmental Research*, 70(2), 150-161. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.04.005>
- LEGMC experts, LEI experts, 2014. Towards a harmonised water quality and pollution risk management LLIV-303. WP3. Development of modelling and supporting data set "Report on integration of mixing zones to the overall water body, evaluation of fate of chemicals and nutrients in water media" Common report. 197 pp.
- Liefferink, D., Wiering, M., Uitenboogaart, Y., 2011. The EU Water Framework Directive: A multi-dimensional analysis of implementation and domestic impact. *Land Use Policy*, 28, 712-722. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2010.12.006>
- Loya-Fernández, A., Ferrero-Vicente, L.M., Marco-Méndez, C., Martínez-García, E., Zubcoff, J., Sánchez-Lizaso, J.L., 2012. Comparing four mixing zone models with brine discharge measurements from a reverse osmosis desalination plant in Spain. *Desalination*, 286, 217-224. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.11.026>
- Lucas, A.J., Kudela, R.M., 2017. The fine-scale vertical variability of a wastewater plume in shallow, stratified coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 186 (B), 183-197. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.08.010>
- Micanik, T., Sajer, J., Kotatko, A., 2012. Mixing zones designation as a tool for management decision making in the case of the hazardous substances releases into the water environment. SGEM Conference Proceedings, 12th International Multidisciplinary Scientific GeoConference and of Modern Management of Mine Producing, Geology and Environmental Protection (SGEM2012), ISBN: 978-1-62993-274-3, ISSN: 1314-2704, vol 4, 579-586. <https://doi.org/10.5593/SGEM2012/S20.V5078>
- Mossa, M., 2006. Field measurements and monitoring of wastewater discharge in sea water, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68, 509-514. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.03.002>
- Muhammetoglu, A., Yalcin, O.B., Ozcan, T., 2012. Prediction of wastewater dilution and indicator bacteria concentrations for marine outfall systems. *Marine Environmental Research*, 78, 53-63. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.04.005>



- Palomar, P., Lara, J.L., Losada, I.J., 2012a. Near field brine discharge modeling part 2: Validation of commercial tools. *Desalination*, 290, 28-42. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.10.021>
- Palomar, P., Lara, J.L., Losada, I.J., Rodrigo, M., Álvarez, A., 2012b. Near field brine discharge modelling part 1: Analysis of commercial tools. *Desalination*, 290, 14-27. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.11.037>
- Puertos del Estado, 2019. Ministerio de Fomento, Gobierno de España, <http://www.puertos.es/es-es/oceanografia> (fecha de consulta: 25 septiembre 2019)
- Real Decreto 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas. (Disposición derogada)
- Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental.
- Roberts, P.J.W., Tian, X., 2003. Physical Modeling of the Goro Nickel Outfall Diffuser, Project No. E20-J02, Work Performed for Rescan Environmental Services Ltd., Georgia Institute of Technology, Atlanta, Georgia.
- Rodríguez, A.J., 2016. Metodología para el análisis de zonas de mezcla de vertidos puntuales en medios fluviales. PhD Thesis. Universidad de Cantabria, Spain.
- Rodríguez, A.J., García, A., Álvarez, C., 2016. Definition of mixing zones in rivers. *Environmental Fluid Mechanics*, 16 (1), 209-244. <https://doi.org/10.1007/s10652-015-9425-0>
- Romero, I., Martínez-Guijarro, R., Pachés, M., 2020. Methodology for the definition of the mixing zones of punctual discharges in coastal waters. Enviado para su publicación
- Schnurbusch, S., 2000. A mixing zone guidance document prepared for the Oregon Department of Environmental Quality. Master of Environmental Management Thesis. Portland State University, USA.
- SEPA, 2006. Modelling Coastal and Transitional Discharges, Supporting Guidance (WAT-SG-11), Scottish Environment Protection Agency, October 2006, 26 pp.
- Signell, R.P., Jenter, H.L., Blumberg, A.F., 2000. Predicting the Physical Effects of Relocating Boston's Sewage Outfall. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50(1), 59-71. <https://doi.org/10.1006/ecss.1999.0532>
- Skorbilowicz, M., Skorbilowicz, E., Wójtowicz, P., Zamojska, E., 2017. Determination of mixing zones for wastewater with receiver waters. *J. Ecological Engineering*, 18(4), 192-198. <https://doi.org/10.12911/22998993/74291>
- Suh, S., 2001. A hybrid near-field/far-field thermal discharge model for coastal areas. *Marine Pollution Bulletin*, 43(7-12), 225-233. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00074-1](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00074-1)

## PROPUESTA DE ADAPTACIÓN PARA USOS MEDIOAMBIENTALES DEL CANAL PRINCIPAL DE LA ACEQUIA REAL DEL JÚCAR

Solera, A.

Muchos regadíos tradicionales de la CV han transformado (o lo harán en futuro próximo) el sistema de riego a manta por riego localizado, y en algunos casos, las acequias principales diseñadas para grandes caudales durante prácticamente todo el año, son total o parcialmente sustituidas por conducciones a presión, y pasan a llevar caudales muy pequeños y de forma discontinua. En algunos casos podría ser interesante plantear nuevas formas de funcionamiento que incluyan objetivos medioambientales y/o paisajísticos y sociales. Se propone realizar un estudio piloto en este sentido en la Acequia Real del Júcar.

La Acequia Real del Júcar es una infraestructura tradicional que acumula valores históricos, medio-ambientales y funcionales de gran importancia para las comunidades que atraviesa en sus más de 35 km de recorrido. También es la principal vía para llevar agua a la Albufera de Valencia desde el río Júcar. En las últimas décadas, el caudal conducido por este canal se ha reducido como consecuencia de la transformación de sistema de riego para aumentar la eficiencia, y el canal ha pasado de permanecer casi permanentemente lleno durante todo el año a permanecer seco durante largos periodos de tiempo. Pero, por otro lado, esta reducción de caudales ha tenido un serio coste ambiental debido a la reducción de aportes de caudal a la Albufera y a toda la Plana de Valencia.

Con esta propuesta se pretende estudiar una adaptación del canal dirigida a acondicionarlo como un medio hídrico que pueda mantener un nivel de agua permanente que proporcione un medio natural favorable al desarrollo de la fauna en la zona; y por supuesto, sin merma en la eficiencia del uso del agua en el regadío y compatible con la planificación hidrológica. Este objetivo se alcanzaría mediante la instalación de paradas o compuertas a lo largo del canal que regulen el caudal de paso manteniendo un nivel de agua constante aguas arriba y forzando un paso de caudal mínimo que asegure la renovación suficiente de agua a lo largo del canal.

### **Motivación**

Con este epígrafe se inicia una nueva línea innovadora de investigación sobre gestión eficiente y sostenible del agua, dirigida a la conservación de espacios de gran interés ecológico, pero que por su origen no son naturales. Y por este motivo, el cumplimiento de objetivos de eficiencia en el uso del agua pone en peligro su supervivencia, lo que puede tener como consecuencia un grave daño a los ecosistemas que se han desarrollado en su entorno. Como caso piloto se ha seleccionado el canal de la Acequia Real del Júcar. Este canal y las acequias secundarias que de este derivan son considerados un espacio de gran interés ambiental, aunque su protección legal se limita al espacio situado dentro del parque natural de La Albufera.

La necesidad de eficiencia en el uso del agua en la cuenca del Júcar ha hecho que poco a poco se reduzcan los caudales circulantes por estas acequias a lo estrictamente necesario para el uso de regadío. Como consecuencia los niveles en el canal se han reducido y también el número de días durante el año en que este lleva caudal.

El objetivo planteado en esta línea de investigación es diseñar unas directrices que contribuyan a mantener el uso de estos canales, sin mermar la necesaria mejora en la

eficiencia de la gestión del agua para el regadío de la zona. Esta propuesta pasa por la modificación del canal para que pueda actuar también como medio de regulación del agua. Esta no es una circunstancia aislada, sin salir de la Comunidad Valenciana se puede encontrar casos similares en muchos canales de regadío tradicional como por ejemplo las acequias de los riegos tradicionales de la Vega de Valencia.

### El canal de la Acequia Real del Júcar

La Acequia Real del Júcar (en adelante ARJ) es la comunidad de Regantes más importante de la Comunidad Valenciana. Está formada por casi 35.000 regantes.

Constituye un elemento de unión de las comarcas de la Ribera Alta, Ribera Baja y la Horta Sur. Comprende los términos de Antella, Gavarda, Alzira, Benimuslem, Puchol, Alberic, Masalavés, Benimodo, Guadassuar, L'Alcudia, Algemesí, Albalat de la Ribera, Sollana, Alginet, Benifayó, Almussafes, Picassent, Silla, Alcácer, Beniparrell y Albal. El canal principal deriva el agua directamente del Júcar, tiene su origen en Antella y tras recorrer 35 Km, termina en el parque natural de La Albufera a través de sus múltiples ramales secundarios.

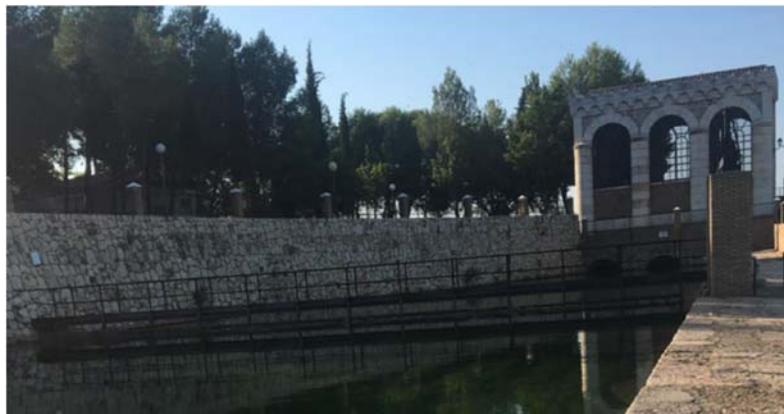


Ilustración 1: Nacimiento del canal de la ARJ.

El diseño original del canal es para 34.5 m<sup>3</sup>/s aunque actualmente puede llegar a conducir 18 m<sup>3</sup>/s y tarda 16 horas en llegar el agua desde Antella hasta el final de la acequia. Está constituido por 8 secciones diferentes, decrecientes a lo largo del trazado. A lo largo del recorrido hay más de 300 derivaciones secundarias que suman más de 500 Km de longitud.

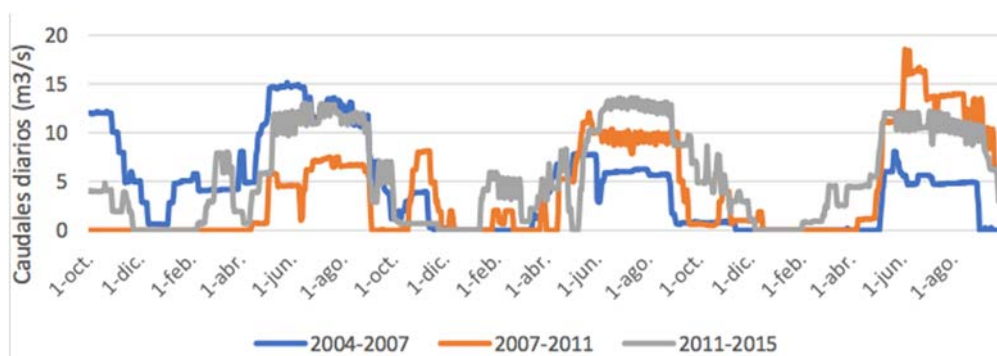


Ilustración 2: Datos de caudal medio diario registrado en la estación de aforo al inicio del canal.

Para que las derivaciones secundarias puedan tomar agua del canal principal, este debe estar lleno. Sin embargo, al estar sobredimensionado con respecto a la demanda actual es necesario establecer obras de retención para elevar el nivel o bien entregar al canal un caudal mucho mayor del necesario para el riego. Existen obras de retención que han sido improvisadas en general con medios difícilmente controlables.

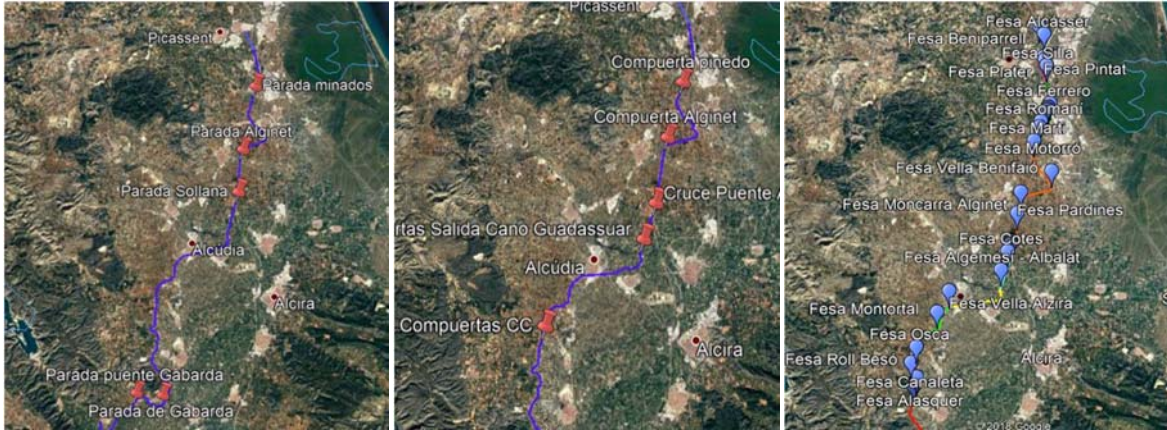


Ilustración 3: Presas de elevación existentes en el trazado del canal de la ARJ clasificadas en “paradas” “compuertas” y “fesas” según la denominación local.



Ilustración 4: Parada de elevación de niveles en "puente Gabarda".

Como consecuencia de lo expuesto se resalta las siguientes consecuencias:

- Desde el punto de vista de la gestión, existe una gran falta de control del uso del canal por causa de la improvisación adoptada para su adecuación a las cambiantes condiciones de asignaciones en cabecera. Una adecuada planificación de la ejecución y gestión de las presas mejoraría en gran medida la eficiencia en la gestión del canal y el control de los destinos del agua entregada al canal. Un problema no resuelto y que su resolución ha supuesto una importante inversión de recursos económicos por parte de la administración es estimar la cantidad de agua que alcanza el lago de La Albufera.
- Desde el punto de vista ambiental, el canal y sus ramales secundarios constituyen una masa de agua significativa para la evolución de la fauna en la zona. Los cambios en la gestión del canal desde los años 80 en que se comenzó una progresiva adaptación para la reducción de los caudales utilizados supone una afección no controlada sobre la flora y fauna de la zona.

## Propuestas de intervención en el canal

Como solución a los problemas indicados se propone la redacción de un plan de gestión del canal que comprenda principalmente las siguientes actuaciones:

- Planificación de la instalación de compuertas que permitan satisfacer principalmente las siguientes finalidades
  - Proporcionar una regulación suficiente de niveles que facilite el suministro correcto a los canales secundarios. En la figura se resume una propuesta que contempla la construcción de dos nuevas compuertas, la modernización de 3 compuertas y La remodelación de dos paradas existentes para convertirlas en compuertas.

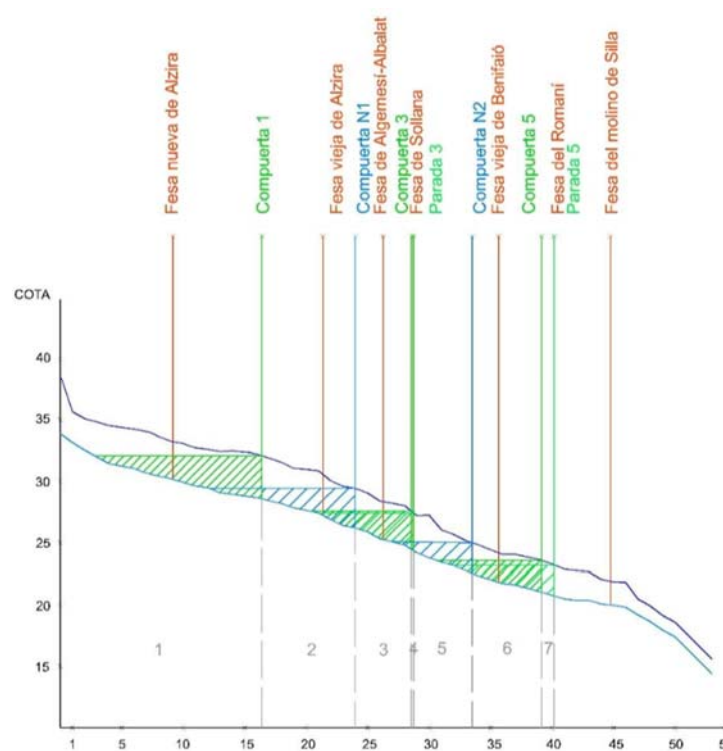


Ilustración 5: Propuesta de regulación en el canal de la ARJ.

- Garantizar continuidad en la lámina de agua para permitir la libre circulación de peces. Para ello las compuertas contarán con un paso de peces que se dimensionará para el paso de un caudal mínimo de mantenimiento que proporcione un nivel mínimo de llenado en las presas.

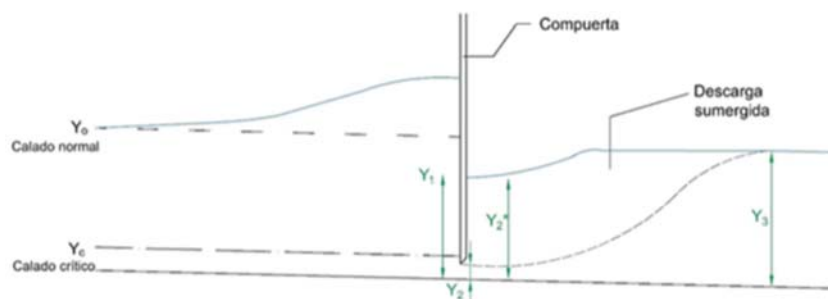


Ilustración 6: Esquema de flujo a través de una compuerta.

- Automatización y monitorización de compuertas. Esto permitirá hacer uso de la regulación proporcionada por las mismas, permitiendo una respuesta inmediata a las demandas de suministro de agua en cualquier parte del canal. Además se programarán para mantener el nivel del agua en su cota máxima, aunque el caudal circulante sea mínimo. De esta forma se garantiza el uso de las tomas secundarias y el mantenimiento de caudales ambientales.



Ilustración 7: Compuertas instaladas junto al centro de operación de la ARJ.

Como complemento a este informe se ha desarrollado un estudio detallado para la disposición y diseño de las compuertas y mejoras en el canal, que fue presentado como trabajo final de grado en el Grado Ingeniero Civil en la Escuela de Caminos Canales y Puertos de la Universidad Politécnica de Valencia. Se encuentra publicado en el repositorio de la UPV "[riunet](#)".

### Plan de explotación del canal

Además de adaptaciones estructurales es necesario el desarrollo de un Plan de Explotación que garantice la correcta gestión de las infraestructuras para la prestación de los servicios múltiples que se espera de estas. Las normas de explotación deberán prever los siguientes objetivos:

- Suministro de agua para riego, atendiendo a sus sucesivas fases de modernización futura previstas.
- Servicios ambientales en el propio canal. La automatización de compuertas deberá asegurar el suministro del agua requerida en cada tramo del canal a la menor brevedad posible. También debe asegurar el mantenimiento de niveles de agua en el canal que optimicen el uso ambiental pretendido.
- Suministro de agua al lago de La Albufera. El Plan Hidrológico del Júcar prevé que este canal sirva como medio de transporte para aportar un caudal de renovación mínimo al lago. Este suministro debe ser planificado e incluido en este plan de explotación.
- Posibilidad de usos lúdicos del canal ("corredor verde"). Como zona húmeda en un entorno natural como es el caso, el canal puede constituir un reclamo turístico que deberá ser previsto y regulado por el plan de explotación. Otros usos lúdicos a estudiar pueden ser la instalación de zonas de baño.
- También ha de prever un vaciado anual del canal, ya que al ser una infraestructura artificial requiere de operaciones regulares de limpieza y mantenimiento. En la

---

medida de lo posible este vaciado ha de ser compatible con los objetivos ambientales que se establezcan para el canal.

### **Conclusiones y resumen de aspectos generales a analizar en otros casos**

Las grandes infraestructuras de riego pueden verse como una afección al estado natural original de los ríos. Sin embargo, las infraestructuras de riegos tradicionales se han constituido también como un espacio natural de interés ecológico por las décadas o siglos que llevan construidas. Es por tanto contradictorio el mantenimiento de estos espacios naturales con el objetivo de eficiencia en el uso del agua.

La solución a esta contradicción es dejar de considerar estos canales como una simple infraestructura para riego pasando a constituir un espacio natural más con un conjunto de múltiples objetivos ambientales y económicos a cumplir. Esta solución requiere del desarrollo de un plan de explotación del mismo que identifique y delimite todos los objetivos o servicios que ha de satisfacer junto con un conjunto de protocolos de gestión que garanticen la correcta satisfacción de todos los objetivos.

La solución estructural basada en la regulación del canal mediante compuertas automatizadas es una medida apropiada y con un coste de ejecución relativamente bajo. Y proporciona beneficios, tanto para una mejor eficiencia en la gestión del regadío, como para una mejora en los servicios ambientales prestados por la infraestructura. También permite una mejora en la eficiencia del uso del agua a un coste de inversión proporcionalmente muy bajo.

La definición de objetivos ambientales y lúdicos puede ser perfectamente compatible con el uso agrícola, aunque no se puede olvidar que, como infraestructura que debe garantizar un suministro de agua, requiere también de un mantenimiento que podría entrar en conflicto con los objetivos ambientales. Un adecuado plan de explotación debe resolver este conflicto.

### **Casos de aplicación en la Comunidad Valenciana**

El caso de estudio es un canal emblemático en la Comunidad Valenciana, pero existen muchos otros casos similares aunque de menor volumen que se encuentran en esta situación. Prácticamente todos los regadíos tradicionales en el territorio han de ser modernizados a medio plazo si no lo han sido ya. Por tanto esta cuestión se planteará también en estos casos. Algunos ejemplos son

- Acequia de Escalona
- Acequia de Carcaixent.
- Acequia de Sueca
- Real acequia de Moncada
- Acequia de Quart Benager

Estas son algunas de las principales acequias por su tamaño que se encuentran en la Comunitat Valenciana y podrían someterse a un estudio similar. Además, existen muchas otras acequias de menor entidad candidatas a esta consideración.