

# **Informe sobre la situación actual y perspectivas de futuro de la reutilización de aguas urbanas en la Comunitat Valenciana**

**Valencia, noviembre de 2016**

# Índice

<b>1.- UTILIZACIÓN DE MEMBRANAS EN LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS.....</b>	<b>5</b>
1.1.- INTRODUCCIÓN .....	5
1.2.- SISTEMAS DE FILTRACIÓN POR MEMBRANA APLICADOS EN LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS.....	6
1.3.- SISTEMAS INTEGRADOS PARA LA DEPURACIÓN Y REGENERACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS: LOS BIORREACTORES DE MEMBRANAS .....	14
1.4.- RETOS Y PERSPECTIVAS FUTURAS.....	21
1.5.- REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA.....	21
<b>2.- LA PROBLEMÁTICA DE LOS CONTAMINANTES EMERGENTES EN LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS .....</b>	<b>26</b>
2.1.- RESUMEN.....	26
2.2.- INTRODUCCIÓN .....	27
2.3.- MATERIALES Y MÉTODOS .....	28
2.4.- RESULTADOS.....	31
2.5.- CONCLUSIONES .....	42
2.6.- REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA.....	43
<b>3.- SISTEMAS DE DRENAJE SOSTENIBLE.....</b>	<b>44</b>
3.1.- LOS SUDs Y LA REUTILIZACIÓN .....	44
3.2.- LOS SUDs EN LA COMUNITAT VALENCIANA .....	45
3.3.- AVANCES TÉCNICOS.....	46
3.4.- AVANCES INSTITUCIONALES .....	50
3.5.- ESTRATEGIAS DE FUTURO .....	52
3.6.- REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA.....	53
<b>4.- PERSPECTIVAS DE EMPLEO DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES PARA REGENERACIÓN DE AGUAS EN LA COMUNIDAD VALENCIANA.....</b>	<b>57</b>
4.1.- INTRODUCCIÓN .....	57
4.2.- CALIDAD DEL AGUA DEPURADA MEDIANTE HHAA.....	59
4.3.- IMPLEMENTACIÓN PARA USOS URBANOS.....	60
4.4.- IMPLEMENTACIÓN PARA USOS AGRÍCOLAS Y RECREATIVOS.....	61
4.5.- IMPLEMENTACIÓN PARA USOS INDUSTRIALES .....	61

---

4.6.-	IMPLEMENTACIÓN PARA USOS AMBIENTALES .....	61
4.7.-	LA PROBLEMÁTICA DEL FÓSFORO.....	63
4.8.-	IMPLICACIONES DE LA FRECUENCIA DE MUESTREO Y ANÁLISIS DE LA CALIDAD DEL AGUA .....	65
4.9.-	REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA.....	66
<b>5.-</b>	<b>RECARGA DE ACUÍFEROS Y LA REUTILIZACIÓN DE EFLUENTES DE EDAR.....</b>	<b>68</b>
5.1.-	INTRODUCCIÓN .....	68
5.2.-	CAPACIDAD DE INFILTRACIÓN DE LOS TERRENOS.....	69
5.3.-	REDUCCIÓN PROGRESIVA DE LA PERMEABILIDAD. COLMATACIÓN.....	72
5.4.-	DISMINUCIÓN DEL RITMO DE COLMATACIÓN .....	74
5.5.-	DESCOLMATACIÓN Y MANTENIMIENTO DE LA CAPACIDAD DE INFILTRACIÓN .....	75
5.6.-	PARTICULARIDADES DE LA RECARGA CON AGUAS RESIDUALES .....	76
5.7.-	ESCENARIOS HIDROGEOLÓGICOS Y CONTROL DE LA RECARGA .....	78
5.8.-	EJEMPLO DE APLICACIÓN .....	81
5.9.-	REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA.....	83
<b>6.-</b>	<b>CASOS REALES DE INTEGRACIÓN Y MAXIMIZACIÓN DE LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS DEPURADAS URBANAS EN LA COMUNIDAD VALENCIANA .....</b>	<b>86</b>
6.1.-	INTRODUCCIÓN Y PROBLEMÁTICA.....	86
6.2.-	LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS DE PINEDO .....	88
6.3.-	LA CONDUCCIÓN CATARROJA-BENIFAIÓ .....	89
6.4.-	USUARIOS POTENCIALES DEL AGUA REGENERADA.....	91
6.5.-	REGADÍOS DEL MAGRO.....	96
6.6.-	DEMANDA HÍDRICA .....	99
6.7.-	NECESIDADES DE REGULACIÓN ANUAL .....	101
6.8.-	POSIBILIDADES DE REGULACIÓN .....	104
6.9.-	ALTERNATIVAS ANALIZADAS .....	109
6.10.-	ALTERNATIVAS SELECCIONADAS.....	113
6.11.-	REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA.....	119
<b>7.-</b>	<b>ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS DE LA REUTILIZACIÓN .....</b>	<b>121</b>
7.1.-	MICROORGANISMOS PATÓGENOS .....	121
7.2.-	ELIMINACIÓN Y USO COMO AGUA DE RIEGO .....	126
7.3.-	REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA.....	134
<b>8.-</b>	<b>ANÁLISIS ECONÓMICO DE LA REUTILIZACIÓN .....</b>	<b>137</b>

---

---

8.1.-	ANÁLISIS ECONÓMICO, COSTE-EFICACIA Y COSTE-BENEFICIO .....	137
8.2.-	ANÁLISIS FINANCIERO Y PRECIOS DEL AGUA REGENERADA .....	141
8.3.-	MODELOS HIDROECONÓMICOS Y ANÁLISIS DE ESTRATEGIAS DE REUTILIZACIÓN A ESCALA DE CUENCA	142
8.4.-	REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA.....	143
<b>9.-</b>	<b>RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS.....</b>	<b>146</b>
9.1.-	INTRODUCCIÓN .....	146
9.2.-	PROBLEMÁTICA DEL ESTUARIO DEL JÚCAR Y DEL ESTANY DE CULLERA .....	147
9.3.-	CONCLUSIONES Y POSIBLES ACTUACIONES PARA SU RESTAURACIÓN .....	156
9.4.-	REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA.....	159
<b>10.-</b>	<b>LA REUTILIZACIÓN DEL AGUA Y LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA .....</b>	<b>163</b>
10.1.-	INTRODUCCIÓN .....	163
10.2.-	ASPECTOS BÁSICOS RELACIONADOS DE LA REUTILIZACIÓN.....	164
10.3.-	MARCO ADMINISTRATIVO Y LEGAL .....	167
10.4.-	BORRADOR DEL PLAN NACIONAL DE REUTILIZACIÓN DE AGUAS (BPNRA) .....	168
10.5.-	EL CONCEPTO DE REUTILIZACIÓN PLANIFICADA Y LOS BALANCES DE CUENCA .....	169
10.6.-	ENFOQUE METODOLÓGICO SOBRE LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA Y LA REUTILIZACIÓN DE LAS AGUAS	170
10.7.-	REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA.....	173

---

# 1.- UTILIZACIÓN DE MEMBRANAS EN LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS

*Autores: Ángel Robles<sup>1</sup> y José Ferrer<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> CALAGUA – Unidad Mixta UV-UPV, Departament d'Enginyeria Química, Universitat de València, Avinguda de la Universitat s/n, 46100 Burjassot, València, Spain.

<sup>2</sup> CALAGUA – Unidad Mixta UV-UPV, Institut Universitari d'Investigació d'Enginyeria de l'Aigua i Medi Ambient – IIAMA, Universitat Politècnica de València, Camí de Vera s/n, 46022 València, Spain.

## 1.1.- Introducción

Los últimos años han supuesto un remarcable aumento en la aplicación de sistemas de membranas en el sector del tratamiento de aguas residuales de origen tanto doméstico como industrial. Dicho aumento viene fomentado por la necesidad de transformar el agua residual en una fuente de recursos, tales como energía, nutrientes y agua susceptible de reutilización. Además, la cada vez más exigente legislación y el creciente estrés hídrico al cual están sometidos países tales como España, en combinación con los avances tecnológicos que han permitido elaborar membranas más eficientes, de mayor vida útil y con un coste notablemente inferior, son motores clave en el desarrollo y expansión de dicha tecnología (Neoh et al., 2016).

La aplicación de membranas para la recuperación de recursos del agua y para la reutilización de la misma viene condicionada por la necesidad de incluir al sector del tratamiento de aguas residuales en el nuevo modelo de desarrollo basado en Economía Circular (Ghisellini et al., 2016). Concretamente, el uso de membranas pretende fomentar la incorporación al sector del concepto Triple R o 3R, basado en la reutilización, recuperación y reciclaje, con el objetivo de explotar el potencial del agua residual como fuente de recursos. Un agua residual adecuadamente regenerada es susceptible de reutilización con diversos fines, tales como la irrigación agrícola, la reutilización urbana e industrial, el uso como agua de servicio, o la recarga de acuíferos, entre otros.

Además, la reutilización de aguas permite no solo reducir los costes de explotación y mantenimiento de la instalación ambiental, sino también el impacto ambiental asociado al agotamiento de recursos

abióticos y minerales. Cabe destacar la posible reutilización de aguas regeneradas con contenido en nutrientes con fines agrícolas (i.e. irrigación agrícola o *fertirrigación*), especialmente con contenido en fósforo, ya que éste es un elemento esencial para la vida de plantas, animales y bacterias, el cual no puede ser sustituido por ningún otro elemento en la producción de cultivos y alimentos (Ashley et al., 2011). Además, los recursos de fósforo son limitados y están fuertemente geolocalizados, lo cual da lugar a un decremento en la disponibilidad de este mineral a la vez que se incrementa su demanda. En lo que respecta al nitrógeno, el uso directo de aguas regeneradas con fines agrícolas supondría una reducción de costes a nivel mundial, ya que el proceso de fijación de nitrógeno para la producción de fertilizantes en base amoníaco es uno de los procesos que más aportan al consumo total de energía mundial ([www.prtr-es.es](http://www.prtr-es.es)).

La reutilización con fines agrícolas es una creciente prioridad en numerosos países, no solo por estar sometidos a un posible estrés hídrico, sino porque además el consumo de agua para dicho uso representa un gran porcentaje del consumo total de agua del país. En el caso de España, el consumo de agua con fines agrícolas supone hasta el 80% del consumo total de agua ([www.ine.es](http://www.ine.es)).

Por tanto, el uso de membranas constituye una interesante alternativa para convertir el sector tradicional de tratamiento de aguas en procesos de recuperación de recursos del agua, dando paso a un nuevo modelo de negocio enmarcado en un contexto de economía circular.

## **1.2.- Sistemas de filtración por membrana aplicados en la depuración de aguas residuales urbanas**

Tradicionalmente, la separación del agua de la biomasa generada en los sistemas de depuración de aguas residuales urbanas se ha llevado a cabo mediante decantadores. Dichos sistemas hacen uso de la gravedad para que los agregados de microorganismos generados en el reactor biológico sedimenten y el agua clarificada rebose por el borde superior del depósito.

Los sistemas de decantación por gravedad necesitan que el grueso de la biomasa desarrollada genere agregados (flóculos) que faciliten su sedimentación. Además, son sensibles a problemas de operación que favorezcan la desnitrificación, proceso por el cual el nitrato pasa a nitrógeno gaseoso, cuyas burbujas provocan que los flóculos floten y salgan de la instalación junto al agua vertida. También son sensibles a la aparición de bacterias filamentosas, que dificultan la sedimentación, o a

microorganismos generadores de espumas, responsables del fenómeno denominado *bulking*. Estos factores imposibilitan el uso directo del efluente con fines de reutilización, siendo necesario un paso de higienización o tratamiento terciario de dicho efluente previamente a su vertido.

Estos problemas desaparecen con la instalación de un sistema de separación basado en membranas. Las membranas son barreras selectivas que limitan el transporte en una determinada dirección de algunas de las sustancias y organismos presentes en el medio. Su uso estuvo mucho tiempo condicionado por las limitaciones que suponían su coste, eficiencia y selectividad. Sin embargo, los avances tecnológicos y de materiales de los últimos años han permitido su abaratamiento y las convierten en una tecnología susceptible de ser utilizada en el ámbito del tratamiento de aguas residuales urbanas. Dentro de este campo, la tecnología de membranas se viene usando principalmente en las siguientes aplicaciones:

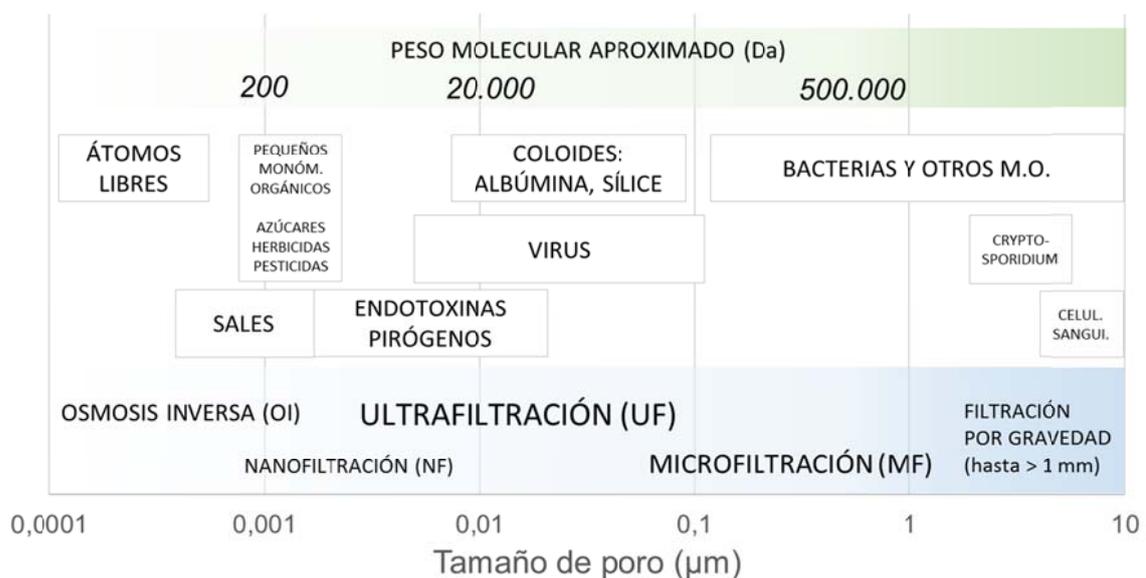
- Sistema de separación de sólidos en el tratamiento secundario de aguas residuales, permitiendo la retención de sólidos y microorganismos presentes en el efluente proveniente del reactor biológico.
- Tratamiento terciario de aguas residuales, asumiendo las funciones de eliminación de turbidez, restos de sólidos suspendidos, parásitos y la mayoría de las bacterias presentes en el efluente proveniente del decantador secundario.

### 1.2.1.- Clasificación, características y aplicaciones de los procesos de membrana

El diámetro de poro de la membrana permite retener las moléculas, partículas u organismos con un tamaño superior al mismo y supone además uno de los criterios para diferenciar los diferentes tipos de procesos que tienen como fuerza impulsora la presión. Menores diámetros de poro suponen efluentes más clarificados, pero necesitan mayores gradientes de presión para llevar a cabo el proceso de separación, lo cual se traduce en mayores consumos energéticos. Por tanto, la selección del tipo de membrana a aplicar en cada caso viene condicionada por el uso posterior o destino del agua regenerada (*e.g.* irrigación agrícola, reutilización urbana e industrial, recarga de acuíferos, etc.).

La Figura 1 muestra la capacidad de retención de los sistemas de filtración aplicados en el sector del tratamiento de aguas urbanas: la microfiltración (MF), la ultrafiltración (UF), la nanofiltración (NF)

y la osmosis inversa (OI). Cabe destacar el uso de sistemas UF, los cuales no solo son capaces de retener contaminantes de pequeño peso molecular, sino que además tienen capacidad desinfectante gracias a su elevada capacidad de retención de organismos patógenos, incluyendo virus. Además, los costes de la filtración son cada vez inferiores, gracias a los avances en el desarrollo estructural de los módulos de membrana. Dentro del grupo de membranas UF, caben destacar las membranas sumergidas de fibra hueca o placa plana. Estas membranas presentan, en comparación con otros tipos existentes tales como las de flujo tangencial, menores consumos energéticos y menores requisitos de limpieza y mantenimiento.



**Figura 1.** Capacidad de retención de los sistemas de filtración (adaptado de Judd & Jefferson 2003)

Los aspectos más importantes a tener en cuenta a la hora de establecer el tipo de membrana a utilizar para una instalación determinada, ya sea en el ámbito de la depuración de aguas residuales urbanas como en cualquier tipo de industria, son: el propio tipo de membrana, las características del tipo de mezcla a separar y el modo de operación de las membranas (presión aplicada, flujo transmembrana, tamaño de partícula a separar, etc.). La diferenciación de los tipos de procesos de separación gobernados por la aplicación de un gradiente de presión (MF, UF, NF y OI) se establece tanto por las presiones de operación aplicadas, como por el tamaño de las partículas, moléculas y/o iones en el soluto retenido y en el permeado. La Tabla 1 resume las principales características de los sistemas de membranas basados en MF, UF, NF y OI.

Por lo general, a medida que se utilizan membranas con mayores capacidades de retención, gracias a la reducción del tamaño de poro de las mismas, se precisan valores de presión transmembrana

(TMP, del inglés *transmembrane pressure*) superiores para llevar a cabo la separación física. La reducción del diámetro de poro de la membrana conlleva un incremento de la resistencia de la membrana al transporte del fluido. Este incremento de resistencia es el responsable de los incrementos de TMP requeridos, traducidos a su vez en incrementos de la energía requerida y de los costes globales del proceso.

**Tabla 1.** Principales características de los sistemas de membranas de MF, UF, NF y OI

MF	UF	NF	OI
Separación de partículas ( <i>e.g.</i> bacterias, hongos, coloides)	Separación de macromoléculas (MF + <i>e.g.</i> proteínas, virus)	Separación de solutos de elevado peso molecular e iones (UF + <i>e.g.</i> iones multivalentes y pesados, glucosa, lactosa)	Separación de solutos de bajo peso molecular e iones (NF + <i>e.g.</i> iones multivalentes, iones monovalentes)
Tamaño de poro $\approx$ 0,02 – 1 $\mu\text{m}$	Tamaño de poro $\approx$ 0,005 – 0,1 $\mu\text{m}$	Tamaño de poro (teórico) $\approx$ 0,001 – 0,01 $\mu\text{m}$	Tamaño de poro (teórico) $\approx$ 0,0001 – 0,001 $\mu\text{m}$
Presión osmótica despreciable	Presión osmótica despreciable	Presión osmótica moderada	Presión osmótica elevada
Presión aplicada muy baja	Presión aplicada baja	Presión aplicada elevada	Presión aplicada elevada
Membrana con estructura simétrica	Membrana con estructura asimétrica	Membrana con estructura asimétrica	Membrana con estructura asimétrica
Separación basada en el tamaño de partícula (macroporos)	Separación basada en el tamaño de partícula (mesoporos)	Separación basada en repulsión de cargas, diferencias de solubilidad y tamaño de partícula (microporos)	Separación basada en diferencias de solubilidad y difusividad

Las membranas de MF se caracterizan por la separación de partículas con diámetro superior a 20 kDa (micro- y macro-partículas), aproximadamente. A pesar de esto, la clasificación de una membrana como MF o como UF no es tan sencilla como el establecimiento de una barrera numérica a partir del diámetro de poro de las mismas, sino que también hay que hacer referencia al tipo de estructura de la membrana en sí. De este modo, se consideran membranas de MF aquellas de estructura simétrica, independientemente del tamaño de poro, aunque en la práctica el diámetro de poro nominal de este tipo de membrana se sitúa actualmente en torno a 0,1  $\mu\text{m}$ . Las membranas de MF presentan una resistencia al transporte a lo largo de todo el espesor de la misma, mientras que el proceso real de separación tiene lugar en una pequeña capa de torta de menor porosidad que se forma en la superficie de las membranas.

Las membranas de UF se caracterizan por la separación de partículas con diámetro superior a 0,2 kDa, aproximadamente. Este tipo de membrana se caracteriza por ser de naturaleza asimétrica, compuesta por una capa activa, con espesor comprendido entre 0,1 y 1  $\mu\text{m}$ , soportada sobre una subestructura porosa con espesor comprendido entre 50 y 150  $\mu\text{m}$ . De este modo, es la primera

capa la que ejerce el efecto real de filtración, siendo la segunda un simple soporte para la primera. Se puede establecer como diferencia básica entre MF y UF la propia estructura de las membranas utilizadas, siendo las primeras de tipo simétrico y las segundas de tipo asimétrico (capa activa). Este tipo de proceso se utiliza para la separación de disoluciones que contienen macromoléculas, solutos y disolventes. A pesar de presentar similitudes con la NF y OI, la principal diferencia entre éstas es que en la UF la presión osmótica de la suspensión a tratar es prácticamente despreciable en comparación con la que ejerce la OI.

Las membranas de NF se caracterizan por ser de naturaleza asimétrica, siendo su estructura similar a las membranas de UF (capa activa y soporte de esta). La NF funciona de forma similar a la OI, pero combinando la aplicación del correspondiente gradiente osmótico de presión para la separación del soluto y del disolvente con mecanismos de repulsión de cargas y tamizado de partículas mediante microporos. Este proceso de separación se utiliza para la separación de disoluciones formadas por solutos orgánicos (*e.g.* glucosa) o inorgánicos (sales) de elevado peso molecular y un disolvente también de bajo peso molecular (generalmente agua). Los iones monovalentes tales como el cloro o el sodio pasarán a través de la membrana, siendo posible su utilización para la desalación y concentración de productos de procesos determinados. Las membranas utilizadas en este tipo de proceso son de elevada densidad, por lo que precisan de elevados gradientes de presión.

Las membranas de OI se caracterizan por ser de naturaleza asimétrica, siendo su estructura similar a las membranas de UF y NF. La OI se basa en el principio de osmosis inversa. Por tanto, la presión aplicada será mayor cuanto mayor sea la concentración de soluto en la disolución, siendo esta presión necesariamente superior a la presión osmótica que rige el equilibrio para dicha concentración de soluto. Este proceso de separación se utiliza para la separación de disoluciones formadas por solutos orgánicos o inorgánicos (sales) de bajo peso molecular. Del mismo modo que para la NF, las membranas utilizadas en este tipo de proceso son de elevada densidad, por lo que precisan de elevados gradientes de presión (se ha de tener en cuenta también la existencia de un incremento en el gradiente aplicado de presión para la compensación de la presión osmótica).

La Tabla 2 resume algunas aplicaciones habituales de sistemas de membranas basados en MF, UF, NF y OI.

**Tabla 2.** Ejemplos de aplicación de los sistemas de membranas basados en MF, UF, NF y OI (adaptado de Ferrer & Seco 2007)

MF	UF	NF	OI
Estabilización de productos de la industria agroalimentaria, fundamentalmente vinos, vinagres, zumos, cervezas u otras bebidas.	Tratamientos de efluentes industriales. Aguas con elevado contenido en sólidos o fibras. Eliminación de aceites y moléculas orgánicas de gran tamaño.	Desalación y concentración de corrientes de proceso	Desalación de aguas salobres y de mar, para la obtención de agua potable.
Eliminación de sulfuros metálicos precipitados.	Estabilización, concentración, purificación y separación de disoluciones de macromoléculas en industrias químicas, de alimentos y farmacéutica.	Purificación y concentración de productos en industrias químicas y de alimentos, tales como lactosa.	Obtención de agua ultra pura para la industria de componentes electrónicos.
Etapas de afinado en depuración de aguas (tratamiento terciario), tras procesos de sedimentación.	Purificación de agua.	Eliminación de metales pesados y pesticidas.	Tratamiento terciario de aguas residuales.
Retención de materia orgánica particulada en depuración de aguas (tratamiento primario), tras procesos de sedimentación.	Pretratamiento del agua de mar para los procesos de osmosis inversa.	Reducción de color.	Eliminación de sólidos disueltos y contaminantes orgánicos de los lixiviados procedentes de vertederos de residuos.
Determinados tratamientos biológicos de eliminación de materia orgánica (MBR).	Determinados tratamientos biológicos de eliminación de materia orgánica (MBR).	Purificación y reutilización de disoluciones tales como disoluciones de NaOH.	

### 1.2.2.- Clasificación y características de los tipos de membranas

Las membranas comerciales aplicadas al tratamiento de aguas pueden clasificarse en dos grandes grupos en función del material del que estén constituidas: poliméricas (orgánicas) e inorgánicas. El tipo de membrana a instalar viene condicionado no solo por la naturaleza de la suspensión a filtrar, sino también por el uso posterior del agua regenerada y del valor de la misma.

#### 1.2.2.1 Membranas poliméricas

Las membranas poliméricas presentan elevadas permeabilidades y por tanto bajos costes de operación. Sin embargo, presentan bajas resistencias a la oxidación y a otros agentes químicos y microbiológicos, además de presentar dificultades en su limpieza. Generalmente, las membranas comerciales de MF o UF se fabrican de diferentes polímeros tales como polipropileno (PP), polietileno (PE), politetrafluoroetileno (PTFE), polisulfona (PE), poliéster de sulfona (PES),

poliacrilonitrilo (PAN) o polivinildifluoruro (PVDF). En función de su estructura, estas membranas se dividen en membranas simétricas, asimétricas y de intercambio iónico.

#### 1.2.2.2 Membranas inorgánicas

Las membranas inorgánicas más habituales se denominan también membranas cerámicas, de óxidos metálicos o simplemente metálicas. Destacan las membranas de alúmina ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ), las de óxido de zirconio ( $\text{ZrO}_2$ ) o titanio ( $\text{TiO}_2$ ), las de fibra de vidrio y las de carbón microporoso. Existen también membranas metálicas, pero sus aplicaciones son muy específicas y no están relacionadas con el tratamiento de aguas residuales. Son más resistentes física y químicamente que las orgánicas y, al ser inertes, no varían sus propiedades con el tiempo. Tienen una resistencia elevada en amplios intervalos de pH, temperatura y presión, tienen menos tendencia al ensuciamiento y son más fáciles de limpiar que las membranas orgánicas. Como contrapartida, presentan un coste más elevado.

#### 1.2.3.- Clasificación y características de los tipos de módulos de membranas

Para su utilización a nivel industrial, las membranas se estructuran en diferentes formas en función del propio tipo de membrana, así como de su aplicación. Las configuraciones más habituales en orden descendente de la relación superficie/volumen son: 1) membranas tubulares, 2) membranas de arrollamiento en espiral, 3) membranas de fibra hueca y 4) membranas de placa plana.

Los módulos de membrana tubulares ensamblan membranas en forma de filamentos o tubos perforados. El alimento puede circular a través de la carcasa, extrayéndose el permeado desde el interior de la membrana o viceversa. Presentan un ensamblado sencillo, con carcasas de PVC o acero inoxidable. Su principal inconveniente es que presentan una baja relación superficie/volumen.

Los módulos de membranas de arrollamiento en espiral consisten en una serie de membranas planas separadas entre sí por capas de tejidos de distinta naturaleza que funcionan como transportadores y generadores de turbulencia de las disoluciones de alimentación y permeado. Todo el sistema queda protegido por una carcasa cilíndrica. El alimento fluye axialmente, mientras que el permeado fluye radialmente hacia el tubo central. Consiste en una de las configuraciones más económicas en lo que a consumo energético se refiere y alcanza altas relaciones superficie/volumen.

Los módulos de membranas de fibra hueca consisten en un conjunto de membranas dispuestas en forma de haces o paquetes constituidos por un número variable de fibras, que oscila entre algunas decenas o varios millares, dependiendo de su diámetro y del tamaño del cartucho que las contiene. Los cartuchos se sellan por sus extremos donde se enlazan las fibras. Son de fácil accesibilidad, tanto para la sustitución como para la limpieza. Presenta una alta relación superficie/volumen.

Los módulos de membranas de placa plana consisten en una serie de membranas dispuestas en capas horizontales y separadas por unos espaciadores permeables que actúan como canales que dirigen el flujo. La relación superficie/volumen depende de la eficacia del material que actúa como espaciador. El conjunto de placas y marcos que constituye el módulo puede disponerse en serie o en paralelo, lo cual permite diseños con superficies de filtrado elevadas. Tienen la ventaja de ser compactos y presentar la mayor relación superficie/volumen. Son de fácil accesibilidad tanto para la sustitución como para la limpieza de cualquier membrana.

#### 1.2.4.- Ensuciamiento de membranas

El ensuciamiento o *fouling* es un problema general asociado a todos los procesos de separación con membranas. Se debe al taponamiento o recubrimiento de la membrana con sustancias o partículas que hay en el lado del alimento. Este fenómeno tiene como consecuencia una reducción de la permeabilidad, lo cual supone una disminución del flujo a través de la membrana o un aumento de la presión transmembrana necesaria para mantener un determinado flujo. En ambos casos, disminuye el rendimiento del proceso al incrementarse los costes de operación asociados, por ejemplo, al bombeo.

En función de su origen, el ensuciamiento puede dividirse en:

- Inorgánico: se produce al precipitar compuestos como  $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{CaSO}_4$ ,  $\text{MgCO}_3$ , sílice, etc. Suele combatirse controlando el pH de la solución o mediante sustancias que formen complejos con el catión.
- Particulado: las partículas presentes en el alimento penetran en la membrana colmatando los poros o forman una película sobre la membrana que añade una resistencia adicional al flujo.

- Biológico: sobre determinadas superficies y bajo ciertas condiciones de operación, puede desarrollarse un biofilm sobre la membrana que actuaría como una resistencia adicional al flujo.

Otra manera de clasificarlo, según su naturaleza, sería:

- Reversible: se trata del ensuciamiento que se produce durante una etapa de filtración y que puede ser eliminado en una etapa posterior de limpieza mecánica (relajación, contralavado).
- Irreversible: es el ensuciamiento que no puede eliminarse mediante limpieza mecánica. La manera de eliminarlo es interrumpir la operación y someter a la membrana a un lavado químico.
- Permanente o irrecuperable: el ensuciamiento es permanente cuando la membrana no recupera sus condiciones ni siquiera al ser sometida a un lavado químico.

Dada la naturaleza de las aguas residuales, cualquiera de estos tipos de ensuciamiento puede producirse, incluso todos a la vez.

La bibliografía establece que en los sistemas de membranas destinados al tratamiento de aguas residuales, el origen del *fouling* está principalmente causado por la secreción por parte de la biomasa de sustancias poliméricas extracelulares (*EPS*), productos solubles microbiológicos (*SMP*) y otras sustancias resultantes de la lisis celular (Pollice et al., 2005). En cualquier caso, parece que la materia coloidal presente juega un papel importante en los mecanismos relacionados con el ensuciamiento, ya que estas partículas son transportadas más lentamente de nuevo al seno de licor mezcla que otra materia particulada, por lo que tiende a acumularse en la superficie de la membrana durante los ciclos de operación (Judd 2010; Rosenberger et al. 2006).

### **1.3.- Sistemas integrados para la depuración y regeneración de las aguas residuales urbanas: los biorreactores de membranas**

La tecnología de membranas fue introducida en el sector del tratamiento de aguas residuales a finales de década de los 60, coincidiendo con la disponibilidad de los primeros módulos de

membranas de UF y MF a escala industrial. El primer reactor dotado de membranas de filtración fue comercialmente desarrollado por Dorr-Oliver para el tratamiento de aguas residuales en navíos (Bailey J., Bemberis I., 1971). Dicho sistema consistía en un proceso convencional de fangos activados conectado a un circuito externo que contenía un sistema de filtración tangencial. Debido al elevado coste que suponía dicha combinación, este sistema solo fue aplicado en determinados nichos de mercado, tales como parkings de camiones aislados o estaciones de esquí. La revolución tecnológica de los sistemas MBR llegaría a finales de la década de los 80, cuando Yamamoto et al. (1989) propusieron sumergir las membranas directamente en el licor mezcla, lo que supuso una notoria reducción de los costes de operación del sistema. Actualmente, la tecnología de membranas sumergidas se considera una de las soluciones tecnológicas más prometedoras de las disponibles en el sector del tratamiento de aguas residuales.

Al igual que en los sistemas convencionales de tratamiento biológico de aguas residuales, los MBR pueden ser aerobios o anaerobios. Una ventaja de estos sistemas de membrana es que permiten obtener efluentes de elevada calidad, susceptibles de ser reutilizados con diversos fines. En un país como España, cuyos recursos hídricos convencionales pueden sufrir una drástica reducción en los próximos años a causa de factores tales como el cambio climático, las aguas residuales, tras un adecuado tratamiento, pueden convertirse en una nueva fuente de recursos que ayude a mitigar el impacto de la creciente escasez. La legislación española, a través del **Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre**, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas, establece los usos permitidos para las aguas residuales tratadas, así como las exigencias en su calidad. Uno de los condicionantes más repetidos en sus anexos, donde se establecen los criterios a cumplir, es el microbiológico. Estos anexos detallan los valores máximos admisibles de determinados tipos de microorganismos según los usos del agua. Dado que en un sistema MBR es posible seleccionar el tamaño de poro del sistema de filtración, la calidad microbiológica está perfectamente controlada y la totalidad del agua tratada podría ser reutilizada, siempre que cumpliera con el resto de parámetros, tales como concentraciones límite de materia orgánica y nutrientes.

### 1.3.1.- Biorreactores aerobios de membranas (MBR)

Los biorreactores de membrana (MBR, del inglés *membrane bioreactor*) combinan básicamente el proceso de fangos activos convencional con un sistema físico de separación por membranas. Por

tanto, el concepto operacional básico es similar a los procesos convencionales de fangos activos, con la excepción que la separación del agua clarificada de la biomasa generada se realiza a través de un proceso de separación por membranas. Uno de los objetivos de esta combinación es minimizar el volumen de reacción necesario. Por tanto, es una solución tecnológica de aplicación en aquellas situaciones en las que sea necesario ampliar la capacidad de tratamiento de una determinada estación depuradora de aguas residuales (EDAR) con disponibilidad de espacio limitada. Por otra parte, el proceso de separación física por membranas se caracteriza por una retención total de los sólidos suspendidos presentes en el licor mezcla, lo que permite alcanzar grados de depuración superiores a los alcanzados en una EDAR convencional, incluso de contaminantes refractarios gracias al control independiente de los tiempos de residencia del agua y de la biomasa (TRH y TRC, respectivamente). Como resultado, el efluente obtenido se caracteriza por una concentración de sólidos despreciable y generalmente, en función del tamaño de poro de la membrana seleccionada, exento de bacterias y patógenos. Por tanto, un sistema MBR permite obtener aguas regeneradas susceptibles de reutilización sin necesidad de aplicar tratamientos adicionales al efluente del sistema.

Por tanto, los principales beneficios de la tecnología MBR frente al sistema clásico de fangos activados se pueden resumir como:

- Se obtiene un efluente completamente clarificado y prácticamente desinfectado. La calidad del efluente obtenido convierte a éste en un recurso de agua adecuadamente regenerada y susceptible de reutilización con diversos fines, tales como la irrigación agrícola (cuando su contenido en nutrientes es el adecuado), la reutilización urbana e industrial, el uso como agua de servicio, o la recarga de acuíferos, entre otros.
- Se minimiza la extensión de terreno (*footprint*) necesaria para la EDAR gracias a la supresión de decantadores secundarios y tratamiento terciario.
- Se reduce la problemática asociada a la producción de espumas y flotación de fangos gracias al efecto barrera que ejerce el sistema de filtración.
- TRH y TRC se controlan de forma independiente, permitiendo aumentar el TRC sin necesidad de aumentar el volumen de reacción.

- Se intensifica el proceso de eliminación de materia orgánica gracias a la completa retención de los microorganismos presentes en el licor mezcla. Esta característica permite una mayor diversidad microbiológica, gracias a la retención de aquellas especies que presentan una tasa de crecimiento más lenta, permitiendo la eliminación de contaminantes persistentes y refractarios. Además, los sistemas MBR son especialmente efectivos en la eliminación biológica de amonio, ya que las condiciones de operación favorecen el crecimiento de microorganismos nitrificantes, los cuales presentan bajas tasas de crecimiento.

Los sistemas MBR no siempre representan la mejor solución tecnológica para el tratamiento de aguas residuales urbanas ya que en ocasiones presentan costes de inversión y explotación sensiblemente superiores a los que presentan otras tecnologías. A modo de ejemplo, la Tabla 3 resume algunos valores de consumo energético de diferentes tecnologías aplicadas al tratamiento del agua residual urbana. Sin embargo, tal y como se ha comentado anteriormente, la tecnología MBR es una solución adecuada para aquellas situaciones en las que se requieren alcanzar grados de depuración considerablemente elevados (*e.g.* vertido en zonas muy sensibles), en las que se requiera de la obtención de un agua regenerada de elevada calidad para su reutilización posterior, o en aquellas situaciones en las que el espacio esté limitado, ya sea para la creación de instalaciones de nueva construcción o para la ampliación o actualización de instalaciones existentes.

**Tabla 3.** Consumos energéticos de diferentes tecnologías aplicadas al tratamiento del agua residual urbana (adaptado de Lema & Suárez 2017)

Sistema	Demanda energética (kWh/m <sup>3</sup> )	Fuente
Pre-tratamiento	0,16 – 0,30	(Meda and Cornel 2010)
CAS	0,19 – 1,4	(Fenu et al., 2010)
HRAS	0,3 – 1,4	(Meda and Cornel 2010)
	-0,079 – 0,13	(Smith et al., 2014)
MBR	0,5 – 2,5	(Meda and Cornel 2010)
	0,7 – 1,8	(Palmowski et al. 2010)
	0,4	(Tao et al., 2010)
	0,9 – 3,9	(Judd, 2010)
	0,4 – 4,2	(Krzeminski, 2013)
	0,8 – 2,4	(Barillon et al., 2013)
	0,4 – 2,1	(Gabarrón et al., 2014)
	0,8 – 3,0	(Itokawa et al., 2014)

Los sistemas MBR han sido implementados en más de 200 países y su mercado presenta un crecimiento estimado interanual de hasta un 15% anual ([www.thembrsite.com](http://www.thembrsite.com)). Este hecho se atribuye principalmente a un continuado aumento de confianza en el proceso gracias al aumento del número de casos de éxito existentes, así como a la creciente capacidad de tratamiento de las plantas de nueva construcción. La Tabla 4 resume algunas de las instalaciones de depuración de aguas residuales urbanas basadas en tecnología MBR de membrana sumergida que se encuentran actualmente en operación.

**Tabla 4.** Caudal punta diario (CPD) en millones de litros por día (MLD) de algunas de las instalaciones basadas en tecnología MBR de membrana sumergida actualmente en operación ([www.thembrsite.com](http://www.thembrsite.com))

Proyecto	Proveedor	Configuración	CPD (MLD)
Al Ansab, Muscat, Oman	Kubota	FS	220
Brightwater, USA	GE ZeeWeed	HF	216
Yellow River, USA	GE ZeeWeed	HF	114
Aquaviva, Cannes, France	GE ZeeWeed	HF	108
Busan City, South Korea	GE ZeeWeed	HF	102
Jingxi, Guangzhou City, China	NOVO	HF	100
Aquapolo, São Paulo, Brazil	KMS	HF	86
Dubai Sports City, UAE	Eagle	HF	84
Cleveland Bay, Australia	GE ZeeWeed	HF	75
Johns Creek, USA	GE ZeeWeed	HF	56

### 1.3.2.- Biorreactores anaerobios de membranas (AnMBR)

A pesar de no ser una tecnología aún madura como lo son los sistemas MBR aerobios, los cuales han sido ampliamente implementados para el tratamiento de aguas residuales a escala industrial a lo largo del mundo (TRL = 9), la tecnología de biorreactores anaerobios de membranas (AnMBR) (TRL = 7-8) puede proporcionar el paso deseado hacia un tratamiento sostenible del agua residual, ampliando la aplicabilidad de la biotecnología anaerobia al tratamiento de aguas residuales de baja carga (ej. agua residual urbana) o a condiciones medioambientales extremas (ej. bajas temperaturas de operación). Esta tecnología combina las ventajas de los procesos de tratamiento anaerobio (baja demanda energética gracias a la ausencia de aireación y a la recuperación energética a través de la producción de metano) con los beneficios de la tecnología de membranas (ej. efluente de alta calidad y reducidas necesidades de espacio). Cabe destacar que la tecnología AnMBR podría permitir el autoabastecimiento energético del sistema debido a la generación de

biogás. Otros aspectos a considerar de la tecnología AnMBR son el potencial de recuperación de nutrientes, la calidad del efluente generado y la baja cantidad de fangos producidos, siendo todos ellos de vital importancia cuando se evalúa el impacto medioambiental de una EDAR.

La elevada calidad del efluente obtenido (libre de sólidos suspendidos y patógenos) permitiría su uso directo sobre el terreno para aportar nutrientes ( $\text{NH}_4^+$  y  $\text{PO}_4^{3-}$ ) a los cultivos, previa eliminación de los gases disueltos (i.e.  $\text{CH}_4$  y  $\text{H}_2\text{S}$ ). Sin embargo, actualmente la legislación no permite realizar esta práctica, siendo necesario un post-tratamiento del efluente generado.

Por tanto, los sistemas AnMBR presentan las siguientes características que favorecen el balance tanto económico como ambiental del tratamiento de aguas residuales urbanas:

- El uso de membranas, principalmente UF, permite obtener un efluente exento tanto de sólidos como de microorganismos y patógenos, dependiendo del tamaño de poro de la membrana seleccionada. Se obtiene por tanto un efluente de elevada calidad, completamente clarificado y prácticamente desinfectado.
- Gracias a su elevada calidad, el efluente generado es susceptible de reutilización para diferentes usos. Es de particular interés el potencial agronómico que presenta dicho efluente, debido a las concentraciones de nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo) que éste presenta. Por tanto, el efluente generado es apto para irrigación agrícola, entre otros usos tales como irrigación urbana.
- Mantiene los beneficios asociados a un sistema MBR relativos a *footprint*, control independiente de TRH y TRC e intensificación del proceso de eliminación de materia orgánica gracias a la completa retención de los microorganismos presentes en el licor mezcla (retención de aquellas especies que presentan una tasa de crecimiento más lenta).
- Permite reducir la demanda energética, el coste y el impacto ambiental asociados al tratamiento del agua residual urbana a partir de factores tales como la reducción del volumen de biosólidos producidos, la reducción del consumo energético gracias a la ausencia de oxígeno para la eliminación de materia orgánica, o la recuperación energética asociada a la producción de biogás, entre otros (Pretel et al., 2016).

Tal y como se ha mencionado anteriormente, la tecnología AnMBR para el tratamiento del agua residual urbana no se encuentra actualmente implementada a escala industrial. Sin embargo, los últimos años han supuesto un avance sustancial hacia este objetivo. La Tabla 5 resume las principales características y rendimientos de operación de algunos de los estudios llevados a cabo a escala piloto en los últimos años con el objetivo de demostrar la viabilidad de la tecnología AnMBR para el tratamiento de aguas residuales urbanas. Tal y como muestra la tabla, la tecnología AnMBR presenta resultados prometedores en lo que respecta a eliminación de materia orgánica, producción de metano y generación de biosólidos. En lo que respecta al potencial del efluente generado para irrigación agrícola o *fertirrigación*, para el caso específico del agua residual afluyente a la EDAR del Barranc del Carraixet (Valencia), la tecnología AnMBR permite obtener un efluente totalmente clarificado y exento de patógenos con una concentración en nutrientes en torno a 57 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L y 19 mg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L (Pretel et al. 2013). Además, la tecnología AnMBR permite reducir considerablemente la demanda energética asociada al proceso de depuración del agua residual urbana, presentando balances energéticos que varían desde -0,15 hasta 0,23 kWh/m<sup>3</sup> en función de la configuración de tratamiento seleccionada (Ferrer et al., 2015; Pretel et al., 2016, 2015; Smith et al., 2014).

**Tabla 5.** Principales características y rendimientos de operación de sistemas AnMBR a escala piloto para el tratamiento de aguas residuales urbanas (adaptado de Lema & Suárez 2017). <sup>a</sup> observado; <sup>b</sup> Sólidos Volátiles

Diámetro poro (µm)	Área mem. (m <sup>2</sup> )	Tipo React.	Volumen (L)	DQO <sub>elim</sub> (%)	Producción CH <sub>4</sub> L <sub>CH4</sub> /gDQO	Producción biosólidos kg SS/kg DQO	Fuente
0,05	31	RCTA	1500	87	0,294 (0,069a)		(Giménez et al., 2011)
0,04	3,5	RCTA	350	82-90	0,23-0,27		(Martínez-Sosa et al., 2011)
0,05	31	RCTA	2100			0,117-0,228	(Giménez et al., 2012)
0,04	3,5	RCTA	350	84-94	0,24-0,29		(Martínez-Sosa et al., 2012)
0,05	31	RCTA	2100	85		0,16-0,23	(Robles et al., 2013)
0,05	31	RCTA	2100			0,23-0,25	(Pretel et al., 2013)
0,05	31	RCTA	2100	90-94	0,015-0,082a	0,37-0,46	(Giménez et al., 2014)
0,05	31	RCTA	2100			0,16-0,55	(Pretel et al., 2014)
0,045	0,93	UASB	310	87	0,18-0,23		(Gouveia et al. 2015a)
0,045	0,93	UASB	459	90		0,05-0,083b	(Gouveia et al. 2015b)
0,04	5,4	RCTA	550	80-94	0,091-0,102	0,13-0,25	(Dong et al., 2015)
0,04	5,4	RCTA	550	88-92	0,076-0,115	0,15-0,20	(Dong et al., 2016)
0,03	123	RCTA	42400	90	0,115		(Robles et al 2016)

## 1.4.- Retos y perspectivas futuras

A pesar de los continuos avances en el sector de membranas aplicadas al tratamiento del agua residual urbana, siguen existiendo barreras o retos a superar para fomentar una mayor penetración de este tipo de tecnologías en el sector. Algunos de los principales objetivos a alcanzar son:

- Mejorar el balance energético y económico de la tecnología mediante mejoras en las estrategias de operación, la producción de materiales más económicos y la optimización de la economía de escala.
- Mejorar aspectos operacionales asociados al ensuciamiento de las membranas mediante la adopción de estrategias de operación y control efectivas y de bajo coste, el desarrollo de membranas con cualidades que minimicen su ensuciamiento y la identificación de protocolos de pre-tratamiento apropiados.
- Desarrollar nuevos y eficientes protocolos para la limpieza del biogás generado y para la recuperación del metano disuelto en el efluente de sistemas AnMBR.

## 1.5.- Referencias y bibliografía

Ashley, K., Cordell, D., Mavinic, D., 2011. A brief history of phosphorus: From the philosopher's stone to nutrient recovery and reuse. *Chemosphere* 84, 737–746. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.03.001

Bailey J., Bemberis I., P.J., 1971. Phase I Final Report e Shipboard sewage treatment system.

Barillon, B., Ruel, S.M., Langlais, C., Lazarova, V., 2013. Energy efficiency in membrane bioreactors. *Water Sci. Technol.* 67. doi:10.2166/wst.2013.163

Dong, Q., Parker, W., Dagnew, M., 2016. Influence of SRT and HRT on bioprocess performance in anaerobic membrane bioreactors treating municipal wastewater. *Water Environ. Res.* 88. doi:10.2175/106143016X14504669767175

---

Dong, Q., Parker, W., Dagnew, M., 2015. Impact of FeCl<sub>3</sub> dosing on AnMBR treatment of municipal wastewater. *Water Res.* 80. doi:10.1016/j.watres.2015.04.025

Fenu, A., Roels, J., Wambecq, T., de Gussem, K., Thoeys, C., de Guedre, G., van de Steene, B., 2010. Energy audit of a full scale MBR system. *Desalination* 262, 121–128. doi:10.1016/j.desal.2010.05.057

Ferrer, J., Pretel, R., Durán, F., Giménez, J.B., Robles, A., Ruano, M.V., Serrallta, J., Ribes, J., Seco, A., 2015. Design methodology for submerged anaerobic membrane bioreactors (AnMBR): A case study. *Sep. Purif. Technol.* 141, 378–386. doi:10.1016/j.seppur.2014.12.018

Gabarrón, S., Ferrero, G., Dalmau, M., Comas, J., Rodríguez-Roda, I., 2014. Assessment of energy-saving strategies and operational costs in full-scale membrane bioreactors. *J. Environ. Manage.* 134, 8–14. doi:10.1016/j.jenvman.2013.12.023

Ghisellini, P., Cialani, C., Ulgiati, S., 2016. A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *J. Clean. Prod.* 114, 11–32. doi:10.1016/j.jclepro.2015.09.007

Giménez, J.B., Martí, N., Ferrer, J., Seco, A., 2012. Methane recovery efficiency in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAnMBR) treating sulphate-rich urban wastewater: Evaluation of methane losses with the effluent. *Bioresour. Technol.* 118, 67–72. doi:10.1016/j.biortech.2012.05.019

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 Sci. Technol.* 69. doi:10.2166/wst.2014.069

Giménez, J.B., Robles, A., Carretero, L., Durán, F., Ruano, M. V., Gatti, M.N., Ribes, J., Ferrer, J., Seco, A., 2011. Experimental study of the anaerobic urban wastewater treatment in a submerged hollow-fibre membrane bioreactor at pilot scale. *Bioresour. Technol.* 102, 8799–8806. doi:10.1016/j.biortech.2011.07.014

---

Gouveia, J., Plaza, F., Garralon, G., Fdz-Polanco, F., Peña, M., 2015a. A novel configuration for an anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR). Long-term treatment of municipal wastewater under psychrophilic conditions. *Bioresour. Technol.* 198, 510–519. doi:10.1016/j.biortech.2015.09.039

Gouveia, J., Plaza, F., Garralon, G., Fdz-Polanco, F., Peña, M., 2015b. Long-term operation of a pilot scale anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for the treatment of municipal wastewater under psychrophilic conditions. *Bioresour. Technol.* 185, 225–233. doi:10.1016/j.biortech.2015.03.002

Itokawa, H., Tsuji, K., Yamashita, K., Hashimoto, T., 2014. Design and operating experiences of full-scale municipal membrane bioreactors in Japan. *Water Sci. Technol.* 69. doi:10.2166/wst.2014.020

Judd, S., 2010. *The MBR book : principles and applications of membrane bioreactors for water and wastewater treatment.* Butterworth-Heinemann.

Judd, S., Jefferson, B., 2003. *Membranes for industrial wastewater recovery and re-use.* Elsevier Science.

Krzeminski, P., 2013. *Activated sludge filterability and full-scale membrane bioreactor operation.* Delft University of Technology.

Lema, J.M., Suárez, S., 2017. *Innovative Wastewater Treatment & Resource Recovery Technologies: Impacts on Energy, Economy and Environment.* IWA Publishing.

Martinez-Sosa, D., Helmreich, B., Horn, H., 2012. Anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR) treating low-strength wastewater under psychrophilic temperature conditions. *Process Biochem.* 47, 792–798. doi:10.1016/j.procbio.2012.02.011

Martinez-Sosa, D., Helmreich, B., Netter, T., Paris, S., Bischof, F., Horn, H., 2011. Anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR) for municipal wastewater treatment under mesophilic and psychrophilic temperature conditions. *Bioresour. Technol.* 102, 10377–10385. doi:10.1016/j.biortech.2011.09.012

---

Meda, A. and Cornel, P., 2010. Energy and water: relationships and recovery potential. Amsterdam, The Netherlands.

Neoh, C.H., Noor, Z.Z., Mutamim, N.S.A., Lim, C.K., 2016. Green technology in wastewater treatment technologies: Integration of membrane bioreactor with various wastewater treatment systems. *Chem. Eng. J.* 283, 582–594. doi:10.1016/j.cej.2015.07.060

Palmowski, L., Veltmann, K. and Pinnekamp, J., n.d. Energy optimization of large-scale membrane bioreactors – Importance of the design flux, in: IWA MTWR Conference. Istanbul, Turkey.

Pollice, A., Brookes, A., Jefferson, B., Judd, S., 2005. Sub-critical flux fouling in membrane bioreactors — a review of recent literature. *Desalination* 174, 221–230. doi:10.1016/j.desal.2004.09.012

Pretel, R., Durán, F., Robles, A., Ruano, M.V., Ribes, J., Serralta, J., Ferrer, J., 2015. Designing an AnMBR-based WWTP for energy recovery from urban wastewater: The role of primary settling and anaerobic digestion. *Sep. Purif. Technol.* 156, 132–139. doi:10.1016/j.seppur.2015.09.047

Pretel, R., Robles, A., Ruano, M.V., Seco, A., Ferrer, J., 2016. Economic and environmental sustainability of submerged anaerobic MBR-based (AnMBR-based) technology as compared to aerobic-based technologies for moderate-/high-loaded urban wastewater treatment. *J. Environ. Manage.* 166, 45–54. doi:10.1016/j.jenvman.2015.10.004

Pretel, R., Robles, A., Ruano, M.V., Seco, A., Ferrer, J., 2013. Environmental impact of submerged anaerobic MBR (SAnMBR) technology used to treat urban wastewater at different temperatures. *Bioresour. Technol.* 149, 532–540. doi:10.1016/j.biortech.2013.09.060

Pretel, R., Robles, A., Ruano, M. V., Seco, A., Ferrer, J., 2014. The operating cost of an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) treating sulphate-rich urban wastewater. *Sep. Purif. Technol.* 126, 30–38. doi:10.1016/j.seppur.2014.02.013

Robles, A., Ruano, M.V., Ribes, J., Ferrer, J., 2013. Performance of industrial scale hollow-fibre membranes in a submerged anaerobic MBR (HF-SAnMBR) system at mesophilic and psychrophilic conditions. *Sep. Purif. Technol.* 104. doi:10.1016/j.seppur.2012.12.004

---

Rosenberger, S., Laabs, C., Lesjean, B., Gnirss, R., Amy, G., Jekel, M., Schrotter, J.-C., 2006. Impact of colloidal and soluble organic material on membrane performance in membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. *Water Res.* 40, 710–720. doi:10.1016/j.watres.2005.11.028

Seco, A., Ferrer, J., 2007. *Tratamientos Biológicos de Aguas Residuales*. Ed. UPV.

Smith, A.L., Stadler, L.B., Cao, L., Love, N.G., Raskin, L., Skerlos, S.J., 2014. Navigating wastewater energy recovery strategies: A life cycle comparison of anaerobic membrane bioreactor and conventional treatment systems with anaerobic digestion. *Environ. Sci. Technol.* 48. doi:10.1021/es5006169

Tao, G., Kekre, K., Oo, M.H., Viswanath, B., Yusof, A.M.D., Seah, H., 2010. Energy Reduction and Optimisation in Membrane Bioreactor Systems. *Water Pract. Technol.* 5.

Yamamoto, K., Hiasa, M., Mahmood, T., Matsuo, T., 1989. Direct Solid-Liquid Separation Using Hollow Fiber Membrane in an Activated Sludge Aeration Tank. *Water Sci. Technol.* 21, 43 LP-54.

---

## 2.- LA PROBLEMÀTICA DE LOS CONTAMINANTES EMERGENTES EN LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS

*Autores: M.R. Abargues<sup>1</sup>, J. Ferrer<sup>2</sup>, A. Bouzas<sup>1</sup> y A. Seco<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> CALAGUA – Unidad Mixta UV-UPV, Departament d'Enginyeria Química, Universitat de València, Avinguda de la Universitat s/n, 46100 Burjassot, València, Spain.

<sup>2</sup> CALAGUA – Unidad Mixta UV-UPV, Institut Universitari d'Investigació d'Enginyeria de l'Aigua i Medi Ambient – IIAMA, Universitat Politècnica de València, Camí de Vera s/n, 46022 València, Spain.

### 2.1.- Resumen

Estudios recientes han mostrado que un tratamiento anaerobio de membranas (AnMBR) es una tecnología prometedora para el tratamiento de aguas residuales urbanas, especialmente cuando el efluente de la misma puede emplearse para riego. Cuando este no es el caso, la tecnología AnMBR se puede acoplar a un postratamiento, con el fin de aumentar la calidad del vertido final.

Con el fin de eliminar las sustancias prioritarias (SP) de las aguas residuales urbanas (ARU), se intentan adecuar los tratamientos biológicos de las ARU a la eliminación de SP. Para ello se estudia qué tecnología o combinación de tecnologías, actualmente presentes en la depuración de agua residual, produce un mayor rendimiento de eliminación de SP en las ARU. Las tecnologías incluidas en este estudio son: Tratamiento Convencional de Fangos Activados (TCFA), Biorreactor Anaerobio de Membranas Sumergidas (AnMBR), Fangos activados configuración University Cape Town (UCT) y Fotobiorreactores de membrana para el crecimiento de microalgas (MPBR).

El estudio se llevó a cabo monitorizando la distribución de siete SP (octilfenol (OP), nonilfenol ramificado (t-NP), 4-n-nonilfenol (4-NP), bisfenol-A (BPA), pentaclorofenol (PCP), estrona (E1), 17 $\beta$ -estradiol (E2) y 17 $\alpha$ -etinilestradiol (EE2)) en dos plantas pilotos que combinan tratamiento Anaerobio/Aerobio. Las tecnologías acopladas estudiadas son: a) tratamiento anaerobio de membranas acoplado a un postratamiento de fangos activados configuración UCT (AnMBR-UCT) y b) tratamiento anaerobio de membranas acoplado a un postratamiento de fotobiorreactores de membrana para el crecimiento de microalgas (AnMBR-MPBR).

Se observó cómo bajo condiciones anaerobias (AnMBR) las concentraciones solubles de OP y t-NP aumentaron. Mientras que bajo estas condiciones, tanto el 4-NP como el BPA redujeron sus concentraciones solubles. Respecto al tratamiento de estos microcontaminantes bajo condiciones aerobias (UCT y MPBR), se observó la reducción de la concentración soluble de todas los microcontaminantes estudiados, siendo inferior al límite de detección para el 4-NP. En la fracción suspendida se observó que la retención de microcontaminantes sobre el fango anaerobio digerido fue mayor que sobre el fango aerobio.

Los resultados indican que la combinación de un tratamiento anaerobio (AnMBR) y uno aerobio (UCT o MPBR) produce un efluente con bajas concentraciones de las SP estudiadas. La etapa AnMBR es capaz de eliminar una gran cantidad de 4-NP, PCP, E1, E2 y EE2, pero requiere el empleo de un postratamiento aerobio para conseguir eliminaciones elevadas para BPA y moderadas para OP y t-NP.

## 2.2.- Introducción

En la actualidad, muchas sustancias prioritarias (SP) han sido detectadas en entornos naturales, principalmente debido al uso de productos manufacturados, tales como tensioactivos, plaguicidas o aditivos plásticos. Muchos de estas SP son capaces de modificar el sistema endocrino, por lo que se consideran disruptores endocrinos (DE). Los DE son una preocupación generalizada, debido a su presencia generalizada, persistencia, bioacumulación y posibles efectos adversos sobre el funcionamiento de los ecosistemas y la salud humana. Sin embargo, los DE pueden ser eliminados por la acción de plantas de tratamiento de aguas residuales (EDAR).

En respuesta al deterioro de las aguas por SP surge la Directiva Marco del Agua (DMA), cuyo objetivo es la eliminación de estas SP. La DMA define SP como la sustancia que presentan un riesgo significativo para el medio acuático o a través de él. Las SP son de origen antropogénico, que representan un riesgo para los ecosistemas acuáticos incluso en concentraciones muy bajas (del orden del ng/L). Un grupo de estas SP se consideran disruptores endocrinos, los cuales son una subclase dentro del grupo de las SP. Los disruptores endocrinos son sustancias exógenas que causan efectos adversos en la salud de un organismo intacto, como consecuencia de cambios en la función endocrina. Por último, se encuentran los contaminantes emergentes, los cuales son contaminantes que en la actualidad no están incluidos en los programas de seguimiento, pero que

suponen un importante riesgo para el medio acuático. La presencia de estas SP en entornos naturales se debe fundamentalmente a dos fuentes; los vertidos procedentes de las estaciones depuradoras de aguas residuales y la escorrentía agrícola.

Tras comparar los rendimientos de eliminación de SP, tanto en sistemas convencionales de fangos activados, como en biorreactores de membrana, se observó que los rendimientos de eliminación para las SP mejoraron al emplear biorreactores de membranas (Cirja et al., 2006). Otros estudios sobre el comportamiento de SP en procesos de biomembranas, observaron que la eliminación de las SP se basaba en la adsorción de los mismos sobre las partículas de fango (Wintgens et al., 2002). Monsalvo et al. (2014) llevaron a cabo estudios basados en el comportamiento de las SP en una planta piloto de membranas anaerobias. En su estudio concluyeron que la principal vía de eliminación de estas SP fue la biodegradación, asimismo el proceso de sorción sobre la biomasa y el fouling representaba un papel importante en la capacidad de eliminación de microcontaminantes del biorreactor de membranas anaerobio.

El objetivo del presente trabajo consiste en estudiar y comprender los principios que rigen los procesos de degradación de las SP en diferentes sistemas de tratamiento de aguas residuales.

## **2.3.- Materiales y métodos**

### **2.3.1.- Muestreo**

Las muestras se distribuyeron aleatoriamente durante los cinco días laborables de la semana, evitando así los posibles errores sistemáticos derivados de la inercia semanal de los vertidos. Se establecieron tres puntos de muestreo para el estudio de los tratamientos, afluente, reactor y efluente. Las muestras de afluente y efluente fueron recogidas como muestras integradas, recogéndolas con una bomba temporizada activada entre 130 y 300 s/h durante 24 h. Las muestras de los reactores fueron tomadas como muestras puntuales. La totalidad de las muestras fueron recogidas en botellas de vidrio color topacio de 125 mL de capacidad. Las muestras que presentaban tanto fracción soluble como suspendida fueron centrifugadas a 3500 rcf durante 10 min. El sobrenadante fue posteriormente almacenado a 4 °C en la oscuridad. La fracción suspendida obtenida tras la centrifugación fue congelada a -80 °C y liofilizada.

### 2.3.2.- Mètodes de anàlisis

La determinación de las SP se llevó a cabo con el empleo de la técnica combinada de microextracción en fase sólida (SPME) acoplada a cromatografía de gases con detector de espectrometría de masas (GC/MS).

El método de análisis de la fracción soluble consiste en una etapa de extracción y preconcentración mediante la técnica SPME y una etapa de determinación y cuantificación llevada a cabo mediante el equipo GC/MS. El método de análisis para la fracción suspendida requiere una etapa previa de extracción mediante ultrasonidos, posteriormente se procede con la técnica SPME y análisis por GC/MS. En la Tabla 1 se muestran los límites de detección (LDD) y límites de cuantificación (LDC) de las SP estudiadas en las fracciones soluble y suspendidas.

**Tabla 1.** Límites de detección y cuantificación para las SP estudiadas

Compuesto	Fracción Soluble		Fracción Suspendida	
	LDD (ng/L)	LDC (ng/L)	LDD (ng/kg)	LDC (ng/kg)
OP	2	6,7	20	67
t-NP	25	83,3	110	367
4-NP	8	26,7	30	100
BPA	500	1666,7	1000	3333
PCP	600	2000,0	1000	3333
E1	200	666,7	400	1333
E2	300	1000,0	600	2000
EE2	300	1000,0	600	2000

### 2.3.3.- Tipos de tratamientos estudiados

Los estudios de degradación se monitorizaron tanto en tratamientos secundarios como en postratamientos. Para ello se trabajó con los siguientes tratamientos secundarios: tratamiento convencional de fangos activados (TCFA) con zona anóxica y aerobia y planta piloto con un biorreactor anaerobio de membrana sumergida (AnMBR, ver Figura 1). Los postratamientos se estudiados fueron planta piloto en un sistema de fangos activados (configuración UCT, Figura 2) y una planta piloto compuesta por fotobiorreactores de membrana para el crecimiento de microalgas (MPBR, Figura 3). Ambos postratamientos (UCT y MPBR) fueron acoplados a la salida del AnMBR.

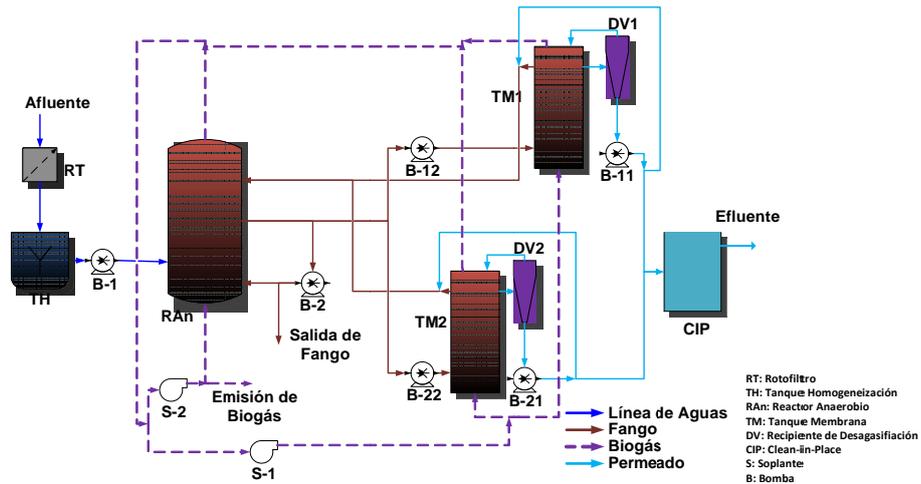


Figura 1. Diagrama de flujo de la planta piloto AnMBR

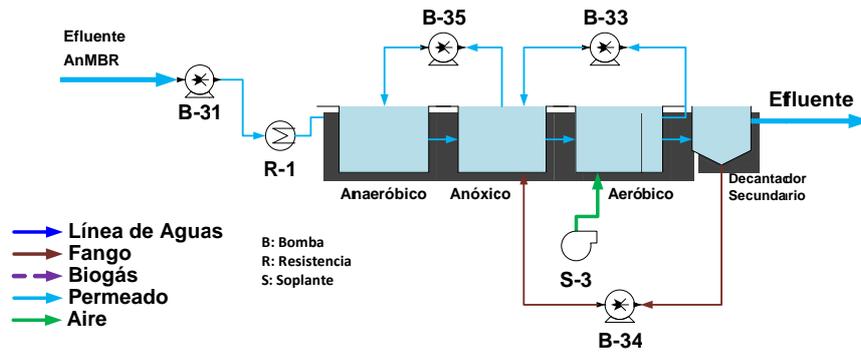


Figura 2. Diagrama de flujo del postratamiento UCT

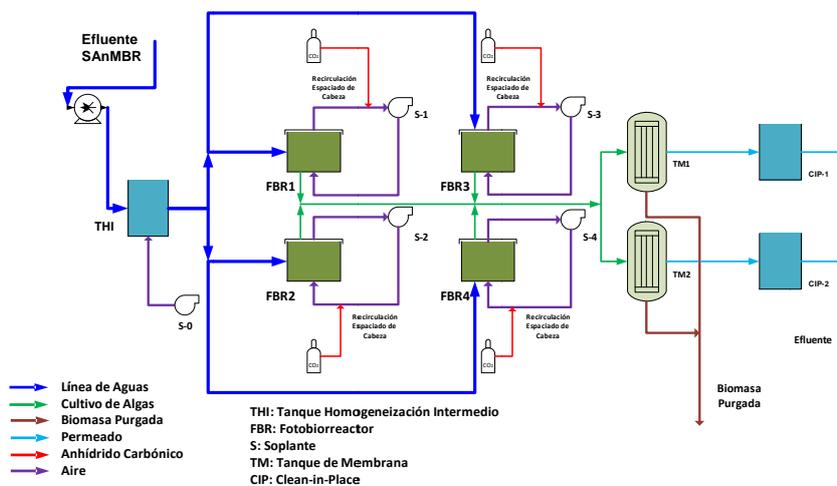


Figura 3. Diagrama de flujo del postratamiento MPBR

## 2.4.- Resultados

### 2.4.1.- Tratamiento convencional de fangos activos

Las características promedio del agua residual de entrada al proceso TCFA fueron:  $290 \pm 30$  mg DQO/L,  $96 \pm 13$  mg DQO<sub>soluble</sub>/L,  $32 \pm 4$  mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L,  $5 \pm 2$  mg P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L,  $112 \pm 7$  mg S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/L,  $6 \pm 3$  mg DQO/L asociada a ácidos grasos volátiles (AGV) y  $350 \pm 30$  mg CaCO<sub>3</sub>/L de alcalinidad.

#### 2.4.1.1 Fracción soluble

Los rendimientos de eliminación obtenidos para los alquilfenoles (OP, t-NP y 4-NP) estuvieron comprendidos entre 64 y 78 %, observándose que bajo condiciones aerobias es posible la eliminación parcial de estas SP. Sin embargo, no es posible alcanzar una eliminación completa, indicando que es necesario un tratamiento posterior que favorezcan el proceso de eliminación.

#### 2.4.1.2 Fracción suspendida

Los análisis de la fracción suspendida del tratamiento TCFA revelaron que el fango aerobio es capaz de retener alquilfenoles. El resto de compuestos analizados (BPA, PCP y EE2) mostraron concentraciones comprendidas entre el límite de detección y límite de cuantificación, por lo que no fue posible estudiar la tendencia de estos microcontaminantes en la fracción suspendida. Las hormonas, E1 y E2, presentaron niveles de concentración inferiores al límite de detección.

### 2.4.2.- Biorreactor Anaerobio de Membranas Sumergidas

Con el objetivo de observar el comportamiento en la fracción soluble de los disruptores bajo condiciones anaerobias, se llevó a cabo un estudio preliminar en la planta AnMBR.

Las características medias del agua residual de entrada a la planta piloto AnMBR fueron:  $600 \pm 200$  mg DQO/L,  $68 \pm 13$  mg DQO<sub>soluble</sub>/L,  $26 \pm 6$  mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L,  $3,5 \pm 1,5$  mg P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L,  $102 \pm 9$  mg S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/L,  $9 \pm 5$  mg DQO/L asociada a AGV y  $310 \pm 80$  mg CaCO<sub>3</sub>/L de alcalinidad.

En la Tabla 2 se muestra el promedio de las concentraciones de las SP detectadas en la fracción soluble del afluente y efluente del proceso AnMBR.

**Tabla 2.** Promedio de las concentraciones en la fracción soluble del estudio preliminar del proceso AnMBR

	Conc. ( $\mu\text{g/L}$ )	Máx.	Min	Promedio	s.d.
Afluente	OP	0,99	<LDD	<b>0,213</b>	0,312
	t-NP	4,90	<LDD	<b>2,283</b>	1,135
	4-NP	3,20	<LDD	<b>0,859</b>	1,211
Efluente	OP	1,24	<LDD	<b>0,372</b>	0,385
	t-NP	13,0	<LDD	<b>6,285</b>	4,149
	4-NP	0,50	<LDD	<b>0,069</b>	0,141

En los datos mostrados en la Tabla 2 se observa como la concentración de los alquiflenoles (OP y t-NP) en el efluente fue superior a la concentración en el afluente. En lo referente al 4-NP se observó el comportamiento contrario, es decir, el proceso anaerobio fue capaz de producir una eliminación parcial del 4-NP. Esto supone que el agua tratada mediante este tipo de proceso necesita un tratamiento posterior con el fin de obtener tanto una eliminación neta de OP y t-NP como una eliminación completa de 4-NP de la fracción soluble (Abargues et al., 2012).

De forma general, un proceso anaerobio es insuficiente para obtener un efluente con concentraciones de nutrientes reducidas, por lo que es necesario un postratamiento acoplado que favorezca la eliminación de estos nutrientes. Estudios previos demostraron que la combinación de un AnMBR y un postratamiento UCT permitía obtener un efluente con reducida concentración de materia orgánica y nutrientes (Sánchez-Ramírez et al., 2015). Estos resultados llevaron a plantear el estudio de la eliminación de las SP estudiadas en la fracción soluble y suspendida en este esquema de tratamiento. Estudios a escala de laboratorio mostraron que el empleo de un cultivo de microalgas es capaz de eliminar SP del agua residual (Abargues et al., 2013), por lo que también se estudió como postratamiento proceso de fotobiorreactores (MPBR).

#### **2.4.3.- Biorreactor Anaerobio de Membranas Sumergidas acoplado a postratamiento UCT**

El primer postratamiento aerobio estudiado fue un proceso de fangos activados con configuración UCT acoplado al efluente del proceso AnMBR (ver Figura 1 y Figura 2).

Las características promedio del agua de entrada al proceso AnMBR fueron:  $600 \pm 140$  mg DQO/L,  $74 \pm 13$  mg DQO<sub>soluble</sub>/L,  $34 \pm 8$  mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L,  $4.2 \pm 1.0$  mg P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L,  $106 \pm 13$  mg S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/L,  $9 \pm 7$  mg DQO/L asociada a ácidos grasos volátiles (AGV) y  $350 \pm 30$  mg CaCO<sub>3</sub>/L de alcalinidad.

### 2.4.3.1 Fracción soluble

En la Tabla 3 se muestran los promedios de las concentraciones solubles de las SP detectadas en la planta piloto AnMBR-UCT. Las concentraciones de OP y t-NP bajo condiciones anaerobias del proceso AnMBR experimentaron un incremento. En cambio, bajo las condiciones aerobias del proceso UCT se observó una eliminación efectiva de estos dos alquilfenoles.

**Tabla 3.** Promedio de las concentraciones de las SP detectadas en la fracción soluble de la planta piloto AnMBR-UCT

	OP (µg/L)				t-NP (µg/L)			
	Máx.	Mín.	Promedio	s.d.	Máx.	Mín.	Promedio	s.d.
<b>A<sub>AnMBR</sub></b>	1,12	0,01	<b>0,23</b>	0,38	6,24	0,06	<b>1,46</b>	2,18
<b>R<sub>AnMBR</sub></b>	3,33	0,02	<b>0,53</b>	1,24	9,75	0,12	<b>3,11</b>	3,60
<b>A<sub>UCT</sub></b>	3,22	0,03	<b>0,59</b>	1,04	10,76	0,43	<b>3,47</b>	3,58
<b>R<sub>UCT</sub></b>	0,54	<LDD	<b>0,12</b>	0,17	1,20	0,08	<b>0,35</b>	0,40
<b>E<sub>UCT</sub></b>	0,52	<LDD	<b>0,07</b>	0,17	1,10	<LDD	<b>0,26</b>	0,38

	4-NP (µg/L)				BPA (µg/L)			
	Máx.	Mín.	Promedio	s.d.	Máx.	Mín.	Promedio	s.d.
<b>A<sub>AnMBR</sub></b>	0,50	0,02	<b>0,22</b>	0,19	4,70	<LDD	<b>2,14</b>	1,54
<b>R<sub>AnMBR</sub></b>	0,25	0,03	<b>0,12</b>	0,08	2,50	<LDD	<b>1,17</b>	0,84
<b>A<sub>UCT</sub></b>	0,04	<LDD	<b>LDD</b>	n.a.	1,63	<LDD	<b>0,86</b>	n.a.
<b>R<sub>UCT</sub></b>	<LDD	<LDD	<b>&lt;LDD</b>	n.a.	0,80	<LDD	<b>LDD</b>	n.a.
<b>E<sub>UCT</sub></b>	<LDD	<LDD	<b>&lt;LDD</b>	n.a.	0,65	<LDD	<b>&lt;LDD</b>	n.a.

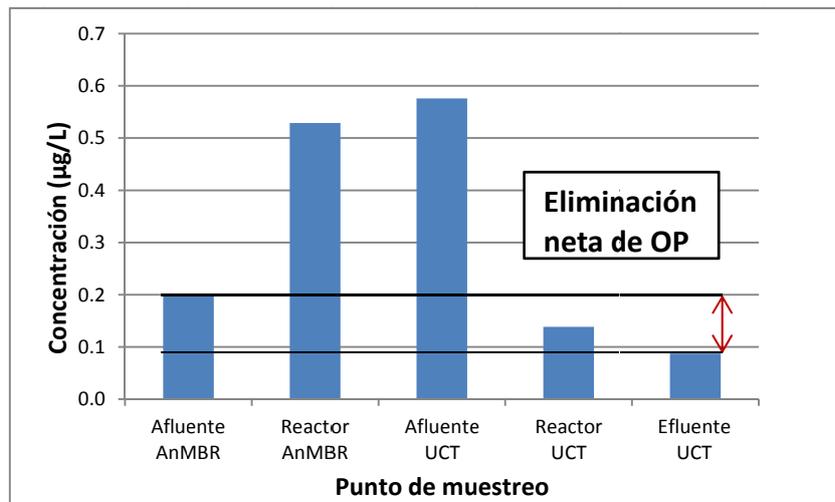
A<sub>AnMBR</sub>: Afluente del AnMBR; R<sub>AnMBR</sub>: Reactor de AnMBR; A<sub>UCT</sub>: Afluente del UCT; R<sub>UCT</sub>: Reactor de UCT y E<sub>UCT</sub>: Efluente del UCT.

(n.a.). No aplicable.

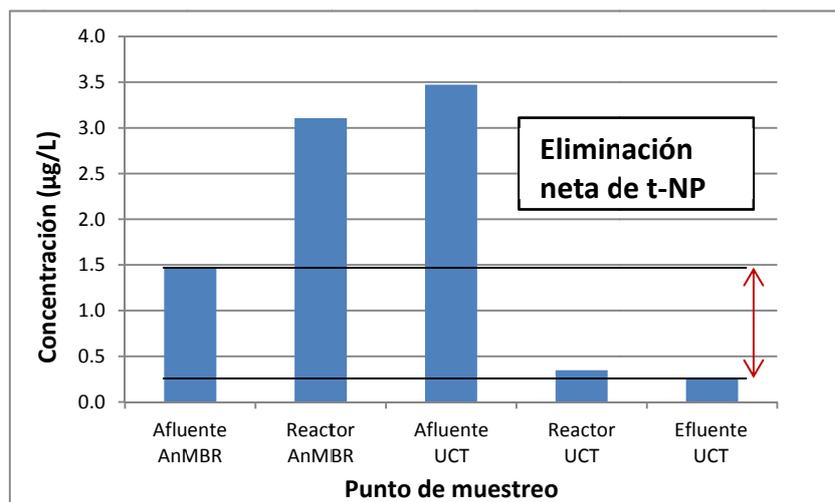
Por una parte, la etapa anaerobia produce la degradación de los posibles precursores de OP y t-NP, alquilfenol polietoxilatos (APEO) de cadena corta presentes en el afluente, lo que ocasiona que la concentración de OP y t-NP, principales metabolitos de APEO, experimente un aumento. Por otra parte, la etapa aerobia únicamente produce la degradación de OP y t-NP, por lo que la alternancia de etapas anaerobia/aerobia produce la eliminación conjunta de APEO y sus metabolitos (OP y t-NP). En la Figura 4 y la Figura 5 se observa la evolución de la concentración de OP y t-NP en la línea de aguas a lo largo de todo el proceso de la planta piloto AnMBR-UCT. En estas figuras se observa el aumento de la concentración de OP y t-NP tras su tratamiento en un proceso anaerobio (AnMBR) y una posterior eliminación neta tras ser tratada el agua en el proceso aerobio (UCT).

Los datos de la Tabla 3 muestran que la degradación del 4-NP estuvo favorecida tanto bajo condiciones anaerobias como aerobias. En la etapa anaerobia se produjeron importantes, aunque

incompletos, rendimientos de eliminación (64 %), mientras que en la etapa aerobia se obtuvo la eliminación completa. El diferente patrón de eliminación del 4-NP respecto al OP y t-NP parece ser debido a dos motivos: por un lado, la estructura lineal del radical alifático del 4-NP le confiere un potencial de degradación más elevado; por otro lado, el 4-NP no forma parte de los metabolitos de degradación de los APEO (Corvini et al., 2006). Según esto, el tratamiento de agua residual bajo condiciones anaerobias produce una reducción de la concentración de 4-NP independientemente de la existencia de APEO en el medio, ya que el 4-NP no es un integrante de sus metabolitos.



**Figura 4.** Evolución de la concentración de OP en la planta piloto AnMBR-UCT



**Figura 5.** Evolución de la concentración de t-NP en la planta piloto AnMBR-UCT

Respecto al BPA, al igual que el 4-NP, los análisis revelaron elevados rendimientos de eliminación (60 %) bajo condiciones anaerobias; sin embargo, para conseguir una degradación completa es necesario un postratamiento aerobio.

Respecto a la hormona sintética EE2 y el PCP, éstos compuestos fueron detectados a niveles de concentración comprendidos entre el LDD y LDC en el afluente al proceso AnMBR-UCT. El proceso anaerobio fue capaz de eliminar completamente ambas sustancias.

Las hormonas E1 y E2 mostraron concentraciones inferiores al LDD en la línea de aguas durante todo el periodo de estudio. En lo concerniente a las hormonas E1 y E2, dicho comportamiento parece ser debido a que su origen natural les confiere un elevado potencial de biodegradación.

#### 2.4.3.2 Fracción suspendida

Las muestras que presentan fracción suspendida son el afluente al módulo AnMBR, fango del reactor AnMBR y fango del reactor UCT. Con el fin de determinar el comportamiento de las SP se analizaron los fangos de ambos reactores (AnMBR y UCT), así como la fracción suspendida en el afluente.

En la Tabla 4 se muestra el promedio de las concentraciones en la fracción suspendida de las SP detectadas a lo largo de la línea de fango de la planta piloto AnMBR-UCT.

**Tabla 4.** Promedio de las concentraciones de las SP detectadas en la fracción suspendida de la planta piloto AnMBR-UCT

	OP (µg/kg)				t-NP (µg/kg)			
	Máx.	Mín.	Promedio	s.d.	Máx.	Mín.	Promedio	s.d.
<b>A<sub>AnMBR</sub></b>	31,6	22,3	<b>27,7</b>	4,8	500,1	297,5	<b>428,1</b>	113,3
<b>R<sub>AnMBR</sub></b>	36,5	28,6	<b>33,4</b>	4,2	698,4	393,9	<b>563,1</b>	155,0
<b>R<sub>UCT</sub></b>	10,2	4,7	<b>6,9</b>	2,9	98,2	34,7	<b>61,6</b>	32,9
	4-NP (µg/kg)				BPA (µg/kg)			
	Máx.	Mín.	Promedio	s.d.	Máx.	Mín.	Promedio	s.d.
<b>A<sub>AnMBR</sub></b>	20,0	9,0	<b>13,3</b>	5,9	95,0	28,0	<b>60,0</b>	33,6
<b>R<sub>AnMBR</sub></b>	5,0	3,0	<b>4,0</b>	1,0	108,0	69,0	<b>84,0</b>	21,0
<b>R<sub>UCT</sub></b>	2,0	<LDD	<b>1,7</b>	0,6	98,2	25,0	<b>44,0</b>	16,8

A<sub>AnMBR</sub>: afluente del AnMBR; R<sub>AnMBR</sub>: reactor de AnMBR y R<sub>UCT</sub>: reactor de UCT

Como se desprende de las concentraciones mostradas en la Tabla 4, para los fangos ( $R_{AnMBR}$  y  $R_{UCT}$ ), las sustancias OP, t-NP 4-NP y BPA fueron capaces de acumularse tanto en tratamientos anaerobios como aerobios. Los resultados de la Tabla 4 muestran que el fango anaerobio presenta concentraciones superiores a las del fango del reactor aerobio. Dicho comportamiento puede achacarse al mayor gradiente de concentración existente entre la fracción soluble y la suspendida bajo condiciones anaerobias.

En lo que respecta a OP y t-NP, este comportamiento parece deberse a que el proceso de degradación de los APEO, bajo condiciones anaerobias, produce un aumento de la concentración de OP y t-NP en la fracción soluble. Respecto al 4-NP y BPA, los niveles de concentración detectados en el fango anaerobio mostraron un comportamiento similar al de OP y de t-NP, siendo la acumulación en fango anaerobio superior a la observada en fango aerobio. Los resultados de 4-NP y BPA sugieren que el proceso de degradación bajo condiciones anaerobias es menos efectivo y, al igual que lo ocurrido con OP y t-NP, el gradiente de concentración es mayor bajo condiciones anaerobias.

El resto de los compuestos estudiados (E1, E2, EE2 y PCP) presentaron niveles de concentración inferiores a los LDD. Dicho comportamiento parece ser debido a la elevada biodegradabilidad de estos compuestos.

#### 2.4.3.3 Balance de masa

El balance de masa se calcula para las sustancias OP, t-NP 4-NP y BPA, que son las que se han detectado a lo largo de la línea de aguas y de fango.

Para los cálculos correspondientes al balance de masa se ha considerado que los reactores operan en régimen estacionario. La concentración en el afluente se considera como la concentración total, y que la concentración en las fracciones suspendidas del reactor y del efluente del UCT es la misma. El caudal afluente del proceso UCT se determina como la diferencia entre el caudal afluente y la purga al proceso AnMBR ( $Q_{A(UCT)} = Q_{A(AnMBR)} - Q_{P(AnMBR)}$ ).

El cálculo del balance de masa se encuentra desarrollado en el trabajo Abargues et al., 2015. Brevemente, los balances de masa se determinaron mediante el cálculo de los caudales másicos (F) aplicados a cada punto de muestreo. Los caudales másicos ( $\mu\text{g/d}$ ) correspondientes al afluente

( $F_A$ ), efluente ( $F_E$ ) y purga ( $F_P$ ) de cada proceso fueron determinados según la Ecuación 1, la Ecuación 2 y la Ecuación 3 respectivamente, que engloban los términos correspondientes a la parte soluble y suspendida. El efluente del proceso AnMBR es un permeado por lo que no presenta fracción suspendida, y el caudal másico únicamente se aplica a la fracción soluble. Asimismo, la generación ( $G$ ) de cada proceso fue determinada mediante la Ecuación 4, definida como los caudales másicos de entrada menos los de salida. La determinación del rendimiento de eliminación por el proceso de adsorción ( $R_{Ads}$ ) se calcula mediante la Ecuación 5 y el rendimiento de eliminación por el proceso de degradación ( $R_{Deg}$ ) mediante en la Ecuación 6. Para el caso del proceso AnMBR, el rendimiento del proceso de adsorción se calcula como el caudal másico de sustancia presente en la fracción suspendida de la purga, dividido entre el caudal másico de la entrada ( $F_A$ ). Respecto el proceso UCT, el rendimiento del proceso de adsorción se calcula como la suma de los caudales másicos de sustancia de las fracciones suspendidas de la purga y efluente, dividido entre el caudal másico de la entrada ( $F_A$ ). Por último, el rendimiento del proceso de degradación se calcula en todos los casos como la generación de cada proceso dividido entre el caudal másico de entrada al mismo ( $F_A$ ).

$$F_A = Q_A \cdot (S_A + SST_A \cdot X_A) \quad \text{Ecuación 1}$$

$$F_E = (Q_A - Q_P) \cdot (S_E + SST_E \cdot X_E) \quad \text{Ecuación 2}$$

$$F_P = Q_P \cdot (S_R + SST_R \cdot X_R) \quad \text{Ecuación 3}$$

$$G = F_A - F_E - F_P \quad \text{Ecuación 4}$$

$$R_{Ads} = 100 \cdot \frac{\sum_{i=SanMBR,UCT} (Q_P \cdot SST_R \cdot X_R)_i + \sum_{i=SanMBR,UCT} (Q_E \cdot SST_E \cdot X_E)_i}{F_A} \quad \text{Ecuación 5}$$

$$R_{Deg} = 100 \cdot \frac{(G)}{F_A} \quad \text{Ecuación 6}$$

donde:

- $F$ : caudal másico de cada sustancia ( $\mu\text{g/d}$ )
- $Q$ : caudal de trabajo ( $\text{L/d}$ )
- $S$ : concentración de sustancia en la fase soluble ( $\mu\text{g/L}$ )
- $X$ : concentración de sustancia en la fracción suspendida ( $\mu\text{g/kg}$ )
- $SST$ : concentración de sólidos suspendidos totales ( $\text{kg/L}$ )
- $G$ : generación ( $\mu\text{g/d}$ )

Subíndices:

- A: afluente
- E: efluente
- P: purga
- R: reactor
- Ads: proceso de adsorción
- Deg: proceso de degradación

La Tabla 5 muestra los resultados del balance de materia para las sustancias detectados (OP, t-NP, 4-NP y BPA) en los procesos AnMBR y UCT de forma individual y acoplados (SAnMBR-UCT). El comportamiento observado se puede evaluar mediante la generación (G) y los rendimientos de eliminación ( $R_{Ads}$  y  $R_{Deg}$ ).

**Tabla 5.** Balance de masa correspondiente a la planta piloto AnMBR-UCT

Configuración	Caudal másico ( $\mu\text{g/d}$ )				
	OP	t-NP	4-NP	BPA	
<b>AnMBR</b>	$F_A$	609,5	4.790,0	648,0	6.211,3
	$F_E$	1.616,2	9.744,2	47,3	2.422,5
	$F_p$	60,3	688,4	4,3	120,3
	G	-1.067,1	-5.642,6	596,4	3.668,5
	$R_{Ads}$ (%)	<b>4,8</b>	<b>10,4</b>	<b>0,5</b>	<b>1,2</b>
	$R_{Deg}$ (%)	<b>-175,1</b>	<b>-117,8</b>	<b>92,0</b>	<b>59,1</b>

Configuración	Caudal másico ( $\mu\text{g/d}$ )				
	OP	t-NP	4-NP	BPA	
<b>UCT</b>	$F_A$	1.616,2	9.744,2	47,3	2.422,5
	$F_E$	245,8	720,1	0,1	3,1
	$F_p$	8,8	25,2	0,1	16,9
	G	1.361,6	8.998,9	47,1	2.402,6
	$R_{Ads}$ (%)	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	<b>0,3</b>
	$R_{Deg}$ (%)	<b>84,2</b>	<b>92,4</b>	<b>99,5</b>	<b>99,2</b>

Configuración	Caudal másico ( $\mu\text{g/d}$ )				
	OP	t-NP	4-NP	BPA	
<b>AnMBR-UCT</b>	$F_A$	609,5	4.790,0	648,0	6.211,3
	$F_E$	245,8	720,1	0,1	3,1
	$F_p$	69,1	713,6	4,5	137,2
	G	294,5	3.356,3	643,5	6.071,1
	$R_{Ads}$ (%)	<b>4,8</b>	<b>10,5</b>	<b>0,5</b>	<b>1,2</b>
	$R_{Deg}$ (%)	<b>48,3</b>	<b>70,1</b>	<b>99,3</b>	<b>97,7</b>

En el balance de masa correspondiente al proceso AnMBR, se observa que el valor de los rendimientos de degradación ( $R_{Deg}$ ) para el OP y t-NP fue negativo, indicando que el proceso AnMBR provoca un aumento de la concentración de estas sustancias en la fracción soluble.

Mientras que para el 4-NP y BPA el  $R_{Deg}$  fue positivo, indicando que el proceso AnMBR favorece la degradación de 4-NP y BPA. El valor de  $R_{Deg}$  para 4-NP fue superior al 90 % revelando una elevada degradabilidad para este compuesto bajo condiciones anaerobias, mientras que para el BPA el valor de  $R_{Deg}$  estuvo próximo al 60 %. Los valores de  $R_{Deg}$  para OP, t-NP, BPA y, en menor medida, 4-NP indicaron la necesidad de un postratamiento para la obtención de un efluente sin la presencia de estas sustancias.

Respecto a la eliminación por adsorción, se observa que bajo condiciones anaerobias el valor del  $R_{Ads}$  se encontró comprendido entre el 0,5 y el 10 % para los cuatro disruptores. Los valores de  $R_{Ads}$  muestran dos tipos de comportamientos: un valor moderado de  $R_{Ads}$  del 4,2 y 10,0 % para OP y t-NP, respectivamente; y valores inferiores a 1 % para 4-NP y BPA.

En el balance de masa (Tabla 5) correspondiente al proceso UCT, se pueden observar  $R_{Deg}$  elevados y  $R_{Ads}$  reducidos para sustancias detectadas (OP, t-NP, 4 NP y BPA). Respecto al parámetro generación, se observa como los cuatro compuestos presentan valores positivos y próximos al caudal másico de entrada al proceso UCT ( $F_A$ ), lo que indica que el postratamiento UCT estudiado produce una eliminación elevada. El 4-NP es el único compuesto que experimenta una eliminación completa del sistema UCT, bien sea por eliminación por adsorción sobre el fango o eliminación de la fracción soluble, ya que el resultado de la suma de  $R_{Deg}$  y  $R_{Ads}$  es 100 %. Respecto a los rendimientos de adsorción se observa que estos son inferiores al 1 %, indicando que tras una etapa aerobia no se ve favorecida la adsorción en el fango aerobio y que bajo estas condiciones estas sustancias tienden a ser eliminados de la fracción soluble en lugar de quedar retenidos en el fango aerobio.

El balance de masa correspondiente a la planta piloto AnMBR-UCT se llevó a cabo asumiendo que el afluente corresponde al caudal másico  $F_A$  del proceso AnMBR, el efluente corresponde al caudal másico  $F_E$  del proceso UCT y la purga corresponde a la suma de los caudales másicos  $F_P$  tanto del proceso AnMBR como del UCT. El balance de masa para el proceso AnMBR-UCT muestra que esta configuración fue capaz de producir la eliminación de las sustancias detectadas, bien mediante un mecanismo de degradación o de adsorción. Para el OP y t-NP los valores de  $R_{Deg}$  fueron moderados, encontrándose comprendidos entre el 48 y el 70 %, debido principalmente al aumento de la concentración en la fracción soluble tras el proceso anaerobio AnMBR. Para el 4-NP y BPA, los valores de  $R_{Deg}$  fueron superiores al 99 %, debido a que el 4-NP y el BPA experimentaron un mecanismo de degradación tanto en condiciones anaerobias como aerobias, haciendo que sus

rendimientos de eliminación fueran más elevados que para OP y t-NP. Respecto a los rendimientos de eliminación por adsorción, estos presentaron valores más bajos comparados con la eliminación por degradación, estando comprendidos entre un 5 y un 11 % para OP y t-NP, mientras que para 4-NP y BPA fueron inferiores al 1 %.

#### 2.4.4.- Biorreactor Anaerobio de Membranas Sumergidas acoplado a postratamiento MPBR

El segundo postratamiento aerobio estudiado fue un proceso de fotobiorreactores de membrana para el crecimiento de microalgas (MPBR) acoplado al efluente del proceso AnMBR (ver Figura 3).

##### 2.4.4.1 Fracción soluble

En la Tabla 6 se muestran las concentraciones de las sustancias detectadas en la fracción soluble de la planta piloto MPBR.

**Tabla 6.** Concentraciones de las sustancias detectadas en la fracción soluble de la planta piloto MPBR

$\mu\text{g/L}$	$A_{\text{MPBR}}$	$R_{\text{MPBR}}$	$E_{\text{MPBR}}$
OP	0,041	LDD	LDD
t-NP	2,325	0,164	LDD
BPA	0,685	<LDD	<LDD

$A_{\text{MPBR}}$ : afluente del MPBR;  $R_{\text{MPBR}}$ : reactor de MPBR y  $E_{\text{MPBR}}$ : efluente de MPBR

Se puede observar como la planta piloto MPBR es capaz de eliminar los SP de la fracción soluble. En el OP y el t-NP se observa una elevada reducción de la concentración. A pesar de que el BPA se elimina completamente de la fracción soluble, este valor no es representativo, ya que la concentración en el afluente es muy reducida (comprendida entre el LDD y LDC). Respecto a 4-NP, PCP, E1, E2 y EE2, las concentraciones en el afluente fueron inferiores al LDD por lo que no se pudieron evaluar.

##### 2.4.4.2 Fracción suspendida

En la Tabla 7 se muestran las concentraciones de las sustancias halladas en la fracción suspendida de la planta piloto MPBR.

**Tabla 7.** Concentraciones de las sustancias detectadas en la fracción suspendida de la planta piloto MPBR

$\mu\text{g}/\text{kg}$	$R_{\text{MPBR}}$
OP	0,080
t-NP	0,158

$R_{\text{MPBR}}$ : reactor de MPBR

Los reducidos valores de OP y t-NP detectado en el fango sugieren que, al igual que ocurre en el postratamiento UCT, en el tratamiento aerobio con microalgas el proceso de adsorción sobre la fracción suspendida no se encuentra favorecido. Comparando estos valores con el proceso aerobio UCT se observa que un proceso basado en un cultivo de microalgas es capaz de retener concentraciones menores de SP que un proceso UCT. Este comportamiento se debe a la elevada concentración de oxígeno en el reactor de la planta piloto MPBR ( $8,9 \pm 1,1 \text{ mg O}_2/\text{L}$ ).

#### 2.4.4.3 Balance de masa

En la Tabla 8 se muestra el balance de masa realizado para las sustancias OP, t-NP y BPA, el resto no se incluyen debido a las bajas concentraciones detectadas en este proceso. Las ecuaciones empleadas para este cálculo se muestran en el apartado 2.4.3.3.

**Tabla 8.** Balances de masa correspondientes a OP, t-NP y BPA para la planta piloto MPBR

$\mu\text{g}/\text{d}$	$F_A$	$F_E$	$F_P$	G	$R_{\text{Ads}}$	$R_{\text{Deg}}$
OP	30,07	0,45	0,31	29,31	0,0052	97,5
t-NP	1705,00	11,75	24,03	1669,22	0,0002	97,9
BPA	502,33	0,00	0,00	502,33	0,0000	100,0

En la Tabla 8 se puede observar como para OP y t-NP se obtienen rendimientos de degradación superiores al 97 %, mientras que para el BPA la degradación es completa. Respecto al rendimiento de adsorción, se observa que estos valores son inferiores al 0,005 %, revelando su reducida tendencia a retención sobre un fango aerobio de microalgas.

Comparando los rendimientos de degradación ( $R_{\text{Deg}}$ ) de OP y t-NP, con los obtenidos en el postratamiento UCT, se observa cómo un proceso MPBR produce rendimientos de degradación mayores (superior al 97 %) que un proceso UCT (comprendidos entre 84 y 92 %, ver Tabla 5).

Mientras que para el BPA, éste no se puede evaluar en los procesos MPBR y UCT, debido a que la concentración de BPA en el afluente de ambos procesos se encuentra comprendida entre el LDD y LDC.

Respecto a los rendimientos de adsorción ( $R_{Ads}$ ) se puede observar como el proceso UCT presenta valores superiores (entre 0,1 y 0,6 %) a los obtenidos para el proceso MPBR (inferiores al 0,005 %). Los resultados sugieren que el proceso MPBR es capaz de eliminar más contaminante de la fracción soluble que el proceso UCT, mientras que es el proceso UCT el que es capaz de eliminar más disruptores mediante el mecanismo de adsorción.

## 2.5.- Conclusiones

Los procesos secundarios AnMBR (anaerobio) y TCFA (aerobio) no son capaces de eliminar completamente las SP del agua residual. Para el caso del proceso AnMBR, se obtienen concentraciones superiores en la línea de aguas de OP y t-NP tras este proceso anaerobio, por lo que es necesario un postratamiento aerobio (UCT o MPBR) que aumente la calidad del efluente del proceso AnMBR.

Los rendimientos de degradación ( $R_{Deg}$ ) para la planta piloto AnMBR-UCT aumentan respecto al proceso individual AnMBR, obteniéndose  $R_{Deg}$  de 48 y 70 % para OP y t-NP respectivamente. Esta configuración consigue  $R_{Deg}$  superiores al 97 % para 4-NP y BPA, observándose un aumento de la calidad del efluente empleando esta configuración. Respecto a los rendimientos de adsorción ( $R_{Ads}$ ), éstos son mayores en el proceso AnMBR que en el proceso UCT, indicando que el mecanismo de adsorción sobre el fango digerido se encuentra favorecido bajo condiciones anaerobias.

En la planta piloto AnMBR-MPBR, se observan  $R_{Deg}$  superiores al 97 % para OP y t-NP y completa para el BPA. Además, se observa que los  $R_{Ads}$  son muy reducidos (<0,005 %) indicando que bajo las condiciones de operación del proceso MPBR ( $8,9 \pm 1,1$  mg  $O_2/L$ ) la retención sobre el fango no se encuentra favorecido. Estos resultados indican que el empleo de la planta MPBR como postratamiento del efluente del proceso AnMBR produce mejores  $R_{Deg}$  que el proceso UCT.

---

## 2.6.- Referencias y bibliografía

Abargues M.R., Robles A., Bouzas A., Seco A. (2012). Micropollutants removal in an anaerobic membrane bioreactor and in an aerobic conventional treatment plant. *Water Science and Technology*, 65.12, 2242-2250.

Abargues M.R., Ferrer J., Bouzas A., Seco A. (2013). Removal and fate of endocrine disruptors chemicals under lab-scale posttreatment stage. Removal assessment using light, oxygen and microalgae. *Bioresource Technology* 149, 142–148.

Abargues, M.R. (2015). Degradación de Disruptores Endocrinos de Estructura Fenólica en Procesos de Tratamiento de Aguas Residuales. Tesis doctoral, Departamento de Ingeniería Química, Universitat de València.

Cirja M., Zuhlke S., Ivashechkin P., Schaffer A., Corvini P.F.X. (2006). Fate of a <sup>14</sup>C-Labeled Nonylphenol Isomer in a Laboratory-Scale Membrane Bioreactor. *Environ. Sci. Technol.*, 40, 6131-6136.

Corvini P.F.X., Schaffer A. Schlosser D. (2006). Microbial degradation of nonylphenol and other alkylphenols—our evolving view. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 72, 223–243.

Monsalvo V.M., McDonald J.A., Khan S.J., Le-Clech P. (2014). Removal of trace organics by anaerobic membrane bioreactors. *Water Research*, 49, 103-112.

Sánchez-Ramírez J.E., Seco A., Ferrer J., Bouzas A., García-Usach F. (2015). Treatment of a submerged anaerobic membrane bioreactor (SANMBR) effluent by an activated sludge system: The role of sulphide and thiosulphate in the process. *Journal of Environmental Management*, 147, 213-218.

Wintgens T., Gallenkemper M., Melin T. (2002). Endocrine disrupter removal from wastewater using membrane bioreactor and nanofiltration technology. *Desalination*, 146, 387-391.

---

## 3.- SISTEMAS DE DRENAJE SOSTENIBLE

*Autor: Ignacio Andrés Doménech*

*Grupo de Hidráulica e Hidrología, Institut Universitari d'Investigació d'Enginyeria de l'Aigua i Medi Ambient – IIAMA, Universitat Politècnica de València, Camí de Vera s/n, 46022 València, Spain.*

### 3.1.- Los SuDS y la reutilización

Los sistemas de drenaje sostenible (SuDS), aunque todavía tímidamente, están avanzando como alternativa a la gestión convencional del drenaje urbano. La legislación nacional, autonómica e incluso local comienza a ser consciente del enorme potencial que suponen los SuDS, habida cuenta de los múltiples beneficios que añaden respecto de las soluciones convencionales de drenaje urbano. Así, cada vez son más los textos legales que incorporan a los SuDS como medida eficaz a tener en cuenta para resolver los problemas derivados de las escorrentías urbanas.

Los SuDS son un conjunto de técnicas que pretenden imitar los procesos hidrológicos naturales en áreas altamente urbanizadas, potenciando la infiltración, la evapotranspiración, la retención y, en algunos casos, el reaprovechamiento de las aguas de lluvia captadas. Existen numerosos ejemplos a escala mundial que avalan el éxito de estas técnicas y concretamente aquellas que reaprovechan el recurso captado. Un caso de éxito es la ciudad de Nueva York que ha puesto en marcha proyectos y programas relacionados con la infraestructura verde y en concreto con los SuDS, convirtiéndose así en referente global. Otras áreas con problemas de sequía similares a los de la Comunitat Valenciana también están aprovechando el potencial de los SuDS para reutilizar el recurso. Es el caso del Centro de las Ciudades Sensibles al Agua impulsado por Israel en 2016 (CRC for Water Sensitive Cities) a partir de la experiencia positiva de un ente similar desarrollado en Australia. La entidad pretende posicionar a Israel como líder en aprovechamiento de aguas pluviales, desalación y reutilización de aguas grises. En España, grandes ciudades como Madrid o Barcelona también están apostando decididamente por los SuDS, del mismo modo que ocurre en toda la zona norte del país (Galicia y cornisa Cantábrica).

La reutilización de aguas pluviales propiamente dicha consiste en la captación de escorrentías procedentes de cubiertas y otras áreas impermeables en aljibes para su posterior almacenamiento,

tratamiento en su caso y reaprovechamiento a nivel doméstico o incluso público (riego, baldeo). Sin embargo, los SuDS proveen un espectro más amplio de soluciones más allá de los aljibes que pueden propiciar otro tipo de reaprovechamiento: la recarga de acuíferos. Buena parte de las técnicas SuDS fomentan la infiltración (zanjas filtrantes, cunetas vegetadas, pozos filtrantes, pavimentos permeables, balsas de infiltración) y por tanto reintroducen la escorrentía pluvial captada en el ciclo natural del agua.

### 3.2.- Los SuDS en la Comunitat Valenciana

La Comunitat Valenciana se ha posicionado en la última década en una apuesta creciente por los SuDS, gracias a la consecución de proyectos europeos, en los que ha participado el IIAMA, como AQUAVAL (programa Life;) y E<sup>2</sup>STORMED (programa MED), ya finalizados, y nuevos proyectos en curso como CoSuDS (programa EIT Climate-KIC) y CerSuDS (Programa Life). Estos proyectos (Tabla 1) han sido clave para que la Comunitat progrese en dos vías clave necesarias para el éxito en la implantación de los SuDS: la técnica y la institucional.

**Tabla 1.** Proyectos europeos que han permitido la implantación de los SuDS en la Comunitat Valenciana.

Acronimo	Título	Período	Programa	Contribución	Web
SUFRI	Sustainable strategies of urban flood risk management with nonstructural measures to cope with the residual risk	2009-2011	2 <sup>nd</sup> ERA-Net CRUE Funding Initiative	Aplicación de medidas no estructurales para la gestión del riesgo de inundación. Implicación de Benaguasil como municipio piloto de referencia.	<a href="http://www.sufri.tugraz.at">www.sufri.tugraz.at</a>
AQUAVAL	Sustainable urban stormwater management plans, promoting SUDS and considering climate change, in the province of Valencia	2010-2013	EU LIFE2008 Community Initiative (FEDER)	Construcción de pilotos en Benaguasil y Xàtiva. Demostración de la viabilidad técnica de los SuDS. Inicio del grupo de trabajo institucional.	<a href="http://www.aquavalproject.eu">www.aquavalproject.eu</a>
E <sup>2</sup> STORMED	Improvement of energy efficiency in the water cycle by the use of innovative storm water management in smart Mediterranean cities	2013-2015	EU MED Program (FEDER)	Consolidación del grupo de trabajo institucional. Desarrollo de una herramienta de apoyo a la decisión. Análisis de las implicaciones energéticas de los SuDS.	<a href="http://www.e2stormed.eu">www.e2stormed.eu</a>
CoSuDS	Collaborative transition towards sustainable urban drainage: making it happen at district scale	2016	EIT Climate-KIC	Transición hacia una gestión verde del agua de lluvia desde una perspectiva colaborativa, desde la implantación a escala piloto hacia la estrategia a escala ciudad.	<a href="http://www.climate-kic.org/projects/">http://www.climate-kic.org/projects/</a>
CerSuDS	Ceramic sustainable drainage system	2016-2019	EU LIFE2015 Community Initiative	Reutilización de productos cerámicos de bajo valor comercial en pavimentos permeables.	-

---

(FEDER) Ampliación del alcance del grupo de trabajo institucional desde la óptica municipal a la óptica regional.

---

### 3.3.- Avances técnicos

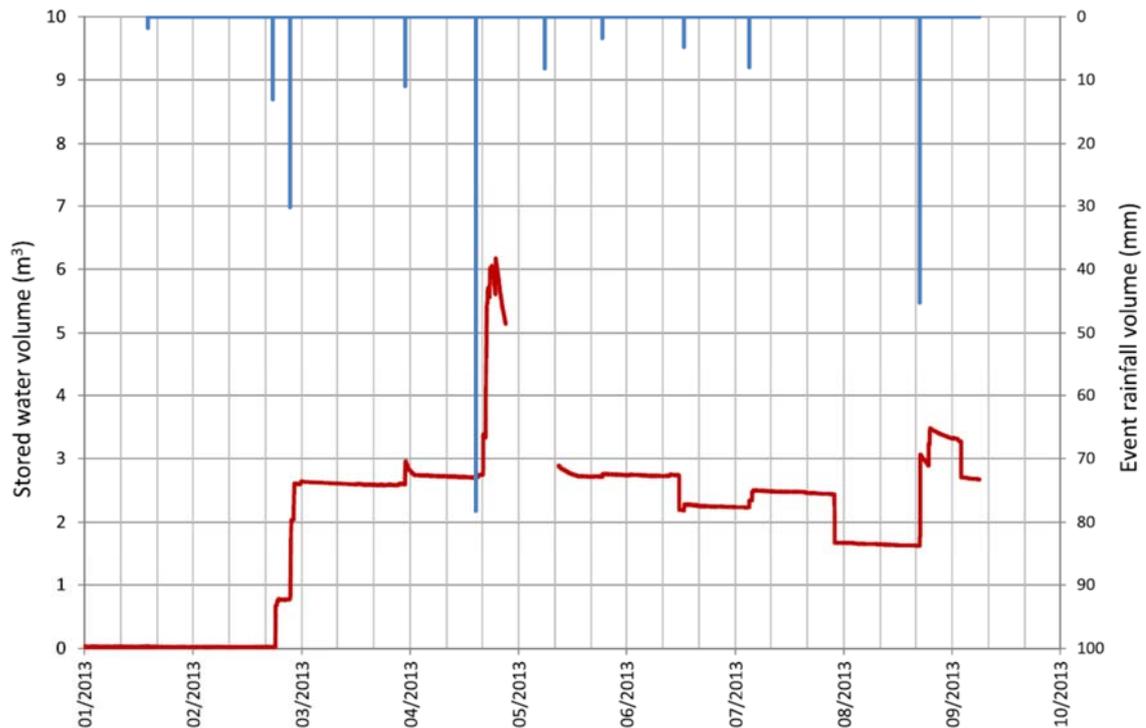
Desde el punto de vista técnico, el IIAMA ha llevado a cabo la monitorización de SuDS piloto construidos en los municipios de Xàtiva y Benaguasil en el marco de los proyectos AQUAVAL y E<sup>2</sup>STORMED. Los resultados alcanzados demuestran que los SuDS son perfectamente viables en climas como el de la Comunitat, caracterizados por poca precipitación anual y con una distribución temporal muy desigual con episodios torrenciales fundamentalmente en otoño.

Desde el punto de vista del reaprovechamiento, estos pilotos incluyeron sendos aljibes en instalaciones públicas de ambos municipios (Figura 1), con resultados satisfactorios que demuestran el potencial de estas soluciones para reaprovechar el recurso escaso. En el caso de Benaguasil, las aguas recogidas en la cubierta del Centro de Salud se reaprovechan para el riego de la zona verde anexa. En Xàtiva, las aguas recogidas en la cubierta del colegio público Gozalbes Vera se reutilizan para riego y limpieza del patio.



**Figura 1.** Sistemas de reaprovechamiento de aguas captadas en cubiertas de edificios públicos en Benaguasil (izquierda) y Xàtiva (derecha).

Al producirse la recolección de agua desde las bajantes de cubiertas impermeables, la eficiencia de recogida es alta como puede observarse en la figura 2. Durante el primer verano de vida de la infraestructura en Benaguasil, unos 2.5 m<sup>3</sup> de agua fueron usados para riego del jardín adyacente.



**Figura 2.** Monitorización del aljibe de reaprovechamiento de agua de lluvia en Benaguasil: eventos de lluvia y volumen almacenado (Perales-Momparler et al., 2016).

El agua recogida en los dos aljibes fue también analizada desde el punto de vista de su calidad. Durante los períodos analizados, se practicaron análisis periódicos de las variables mostradas en la tabla 2. En ambos casos, las aguas de lluvia están muy bien oxigenadas, tienen valores de pH normales, alrededor de 7, y presentan conductividades generalmente muy bajas.

En ambos casos, los ensayos microbiológicos demostraron el potencial de estas aguas captadas para su reutilización en el riego de zonas verdes. A efectos de tener un valor de referencia y dado que no existe normativa estatal para la reutilización de aguas de origen pluvial, cabe tener en cuenta que el Real Decreto 1620/2007, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de aguas depuradas, para el uso “riego de zonas verdes urbanas (parques, campos deportivos y similares)” establece los límites máximos de *Escherichia coli* en 200 UFC/100 mL y de *Nemátodos intestinales* en 1 huevo/10 L. Como se desprende de la tabla 3.2, las muestras tomadas en ambos

aljibes presentan una buena calidad biológica y cumplirían con las especificaciones de dicha normativa para su uso como agua de riego de zonas verdes urbanas.

**Tabla 2.** Valores medios y desviación típica de las variables de calidad monitorizadas en los aljibes de reutilización de Benaguasil y Xàtiva (adaptado de Perales-Momparler et al., 2016)

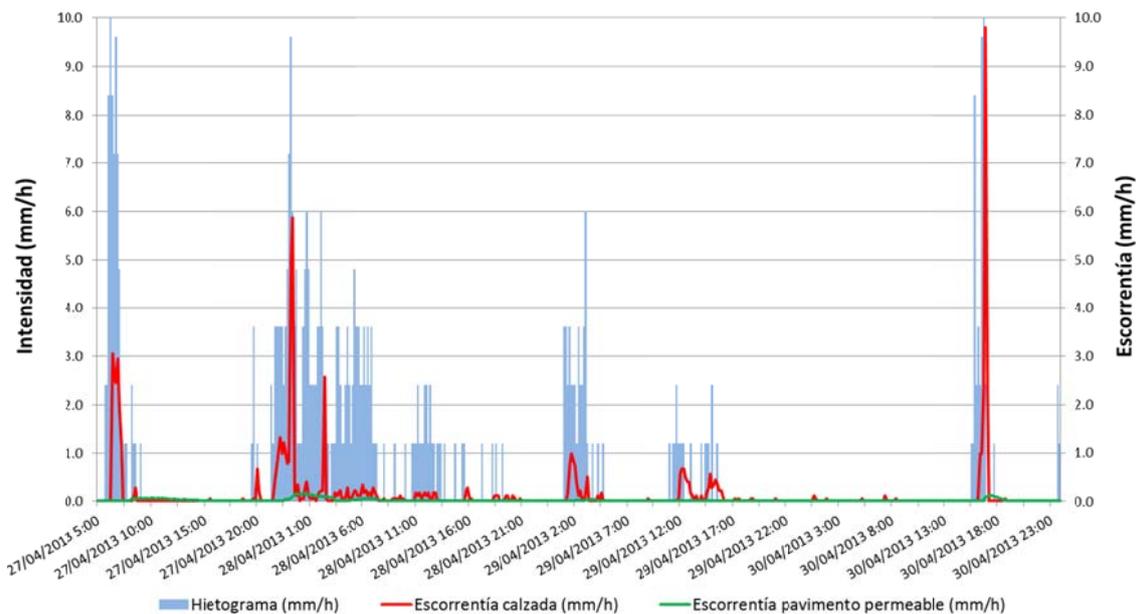
Variable	Aljibe Benaguasil	Aljibe Xàtiva
Conductividad ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	246 $\pm$ 50	44 $\pm$ 6
Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	21.6 $\pm$ 2.4	21.4 $\pm$ 3.2
pH	7.48 $\pm$ 0.58	6.97 $\pm$ 0.58
OD ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	7.58 $\pm$ 2.04	8.36 $\pm$ 0.84
Saturación OD (%)	85 $\pm$ 20	94 $\pm$ 7
Escherichia coli (UFC/100 mL)	2 $\pm$ 4	8 $\pm$ 11
Nemátodos intestinales (huevos/10 L)	< 1	< 1

Por otra parte, también se ejecutaron infraestructuras como áreas de infiltración y pavimentos permeables que demostraron igualmente la viabilidad de estas técnicas. Las técnicas SuDS que se basan esencialmente en el mecanismo de la infiltración deben verse también ligadas a la reutilización pues estas aguas infiltradas, de un modo u otro, regresan al ciclo hidrológico natural para, en última instancia, volver a constituir un recurso en el acuífero. Los ejemplos más ilustrativos en este sentido son dos pilotos construidos en Benaguasil en el marco de AQUAVAL: un área de detención-infiltración en el polígono industrial Les Eres y un aparcamiento con pavimento permeable en la piscina municipal (Figura 3).



**Figura 3.** Área de infiltración y aparcamiento con pavimento permeable en Benaguasil

Desde el punto de vista de la gestión de la cantidad de escorrentía, la tasa de reducción en la producción de escorrentía a escala de los pilotos monitorizados es próxima al 90%. La figura 4 recoge una comparación de la escorrentía producida en el pavimento permeable y en un pavimento de firme convencional adyacente durante el episodio de precipitación del 27-30 de abril de 2013. Como puede observarse, apenas se genera excedente de escorrentía en la infraestructura permeable, lo cual indica que el agua precipitada es, en primera instancia, almacenada en las capas granulares de ésta y finalmente, evacuada por infiltración al subsuelo.



**Figura 4.** Comparativa en la respuesta del pavimento permeable en Benagusil frente al pavimento convencional adyacente (<http://www.aquavalproject.eu/>)

La comparativa de los parámetros de calidad de las escorrentías producidas en ambos pavimentos también demuestra el potencial de este tipo de soluciones para mejorar la calidad de las aguas, en este caso, infiltradas. Comparando los resultados en ambos pavimentos, se aprecia que la calidad de la escorrentía gestionada en el pavimento permeable es mejor que la producida en el área de pavimento convencional (Millán Romero et al., 2013). Así, el pavimento permeable, tras los primeros lavados después de su puesta en servicio, actúa efectivamente como filtro, reteniendo las partículas depositadas en su superficie. La retención de contaminantes por los pavimentos permeables ha sido efectivamente contemplada en otros estudios (Brattebo y Booth, 2003).

### 3.4.- Avances institucionales

La incorporación de los SuDS a la gestión habitual del drenaje urbano es un proceso de transición entre una óptica convencional del problema y un enfoque alternativo y complementario a éste. Diversas experiencias internacionales (Jefferies y Duffy, 2011) demuestran que este proceso incrementa notablemente su probabilidad de éxito si se coordinan una serie de actividades (rueda de transición, figura 5) que articulen los progresos que deben alcanzarse a nivel estratégico (visión a largo plazo), operacional (acciones para el cambio) y táctico (implicación y cohesión de actores). Para avanzar hacia el cambio, es necesario considerar el problema de forma holística integrando en las decisiones a los principales actores implicados. La correcta implicación de estos agentes responsables es una clave del éxito del proceso de transición.



**Figura 5.** Modelo de transición desarrollado en el proyecto E<sup>2</sup>STORMED a partir del planteamiento del proyecto SWITCH

A partir de la coordinación por parte del IIAMA del proyecto europeo E<sup>2</sup>STORMED se puso en marcha en 2013 un grupo de trabajo regional liderado por el Ayuntamiento de Benaguasil que se ha reunido durante dos años y medio y ha colaborado en la creación de una visión a largo plazo para la

gestión del agua en este municipio que en el marco del proyecto adoptó el rol de municipio piloto, así como en el desarrollo de un Plan de Acción Estratégico para impulsar los SuDS a nivel regional y nacional. El grupo de trabajo contó con la participación de entidades clave en el proceso como la Confederación Hidrográfica del Júcar, la Dirección General Regional de Ordenación, Planificación y Actuaciones Territoriales Estratégicas, la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana, la Dirección General Regional del Agua, la empresa Aguas de Valencia, la Dirección General Regional de Proyectos y Fondos Europeos, el Instituto Valenciano de la Edificación, la Federación Valenciana de Municipios y Provincias, la Agencia Valenciana de la Energía, la Diputación de Valencia, la Fundación Comunidad Valenciana Región Europea y la Universitat Politècnica de València. Como resultado de las discusiones y retos planteados en el mencionado grupo, los distintos actores implicados han trabajado de manera conjunta en buscar soluciones apropiadas técnica y operativamente a los problemas de gestión de escorrentías urbanas. Para ello, se realizó un análisis de la legislación actual y de los reglamentos en desarrollo por parte del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, así como de la problemática que en zonas fuertemente urbanizadas generan las escorrentías en términos de cantidad y calidad de las aguas vertidas. Todo ello se ha llevado a cabo en el marco de la legislación actual, en la que los SuDS pueden jugar un papel esencial en la protección medioambiental de los medios receptores. Uno de los logros fundamentales de este grupo de trabajo ha sido la redacción de un Plan de Acción Estratégico para una gestión del agua de lluvia más sostenible en Benaguasil (Andrés y Escuder, 2016) que pueda llegar a servir de modelo para otros municipios.

En el marco legislativo de la Comunitat Valenciana, son tres las normas que aluden a la gestión de escorrentías urbanas: Ley 5/2014, de 25 de julio, de Ordenación del Territorio, Urbanismo y Paisaje, de la Comunitat Valenciana (LOTUP), Decreto 201/2015, de 29 de octubre, por el que se aprueba el Plan de acción territorial sobre prevención del riesgo de inundación en la Comunitat Valenciana (PATRICOVA) y Decreto 81/2010, de 7 de mayo, por el que se aprueba el Plan Especial ante el Riesgo de Inundaciones en la Comunitat Valenciana (PERICV). El título primero de la LOTUP aborda la problemática de la infraestructura verde, el paisaje y la ocupación racional del territorio. La ley establece (como impulsan las directrices y documentos de trabajo europeos) que la infraestructura verde se potencie en ámbitos urbanos y urbanizables, permitiendo mejorar la calidad de vida de las personas en estas áreas y fomentando una ordenación sostenible del medio ambiente urbano. Por su parte, el PATRICOVA concreta mucho más en materia de gestión de aguas pluviales y en su artículo 23 estipula que, en el diseño de la infraestructura verde como

actuación de defensa frente al riesgo de inundación, se fomentará el uso de SuDS (Perales y Andrés, 2016).

Desde el punto de vista institucional, la constitución de grupos de trabajo regional con actores y tomadores de decisiones en el marco de los proyectos europeos anteriormente señalados, ha permitido ir avanzando en cuestiones normativas y legislativas. Así, hoy en día es una realidad que los SuDS se mencionen explícitamente en el PATRICOVA o en la normativa municipal de drenaje urbano de Valencia como soluciones alternativas de gran potencial a los problemas causados por las escorrentías urbanas. De esta forma, la Comunitat se alinea con las políticas europeas que están apostando claramente por la Infraestructura Verde y potenciándola en áreas urbanas y urbanizables.

### **3.5.- Estrategias de futuro**

Tras haber ido superando barreras tecnológicas e institucionales en materia de SuDS en los últimos años, la Comunitat Valenciana se encuentra en un momento en el que debe decidir si estas técnicas de gestión de escorrentías urbanas han llegado para incorporarse a la manera habitual de gestionar este problema. La experiencia de los últimos años demuestra que, aunque pueda resultar paradójico, las barreras institucionales resultan más difíciles de superar que las estrictamente técnicas. Los resultados acumulados en los distintos pilotos monitorizados muestran que estas técnicas también son viables en un clima para el que, a priori, no fueron concebidas. Sin embargo, la complejidad del sistema administrativo en el que debe desarrollarse la legislación y la normativa hacen lenta y en ocasiones muy difícil la incorporación de los SuDS al marco legal.

Por todo ello, la Comunitat Valenciana tiene por delante los siguientes retos si quiere, definitivamente, incorporar los SuDS en su estrategia verde urbana para la gestión del agua de lluvia:

- a) Perseverar en los todavía necesarios programas de monitorización y explotación de resultados hidráulicos y de calidad de aguas, haciendo especial hincapié en tipologías todavía poco exploradas como los jardines de lluvia o las zonas de biorretención.
- b) Potenciar un marco regulatorio supramunicipal que sienta unas bases comunes de actuación en materia de SuDS, profundizando en las recomendaciones recogidas en el PATRICOVA.

- c) Impulsar un marco normativo técnico para el diseño de SuDS que permita a las administraciones locales exigir este tipo de soluciones y a los técnicos desarrollarlas.

Aprovechar las estrategias de regeneración y rehabilitación urbanas (por ejemplo, programas EDUSI) para incorporar los SuDS como parte de la solución.

### 3.6.- Referencias y bibliografía

Andrés-Doménech, I., Perales-Momparler S. (2016): Un cambio de paradigma en la gestión del drenaje urbano. *iAgua Magazine* 11, 107.

Andrés Doménech, I.; Escuder Bueno, I. (2016). Los sistemas de drenaje sostenible como solución eficaz a problemas de calidad de agua en nuestros cauces. En IX Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. Valencia, España. Fundación Nueva Cultura del Agua.

Andrés-Valeri, V. C., Perales-Momparler, S., Sañudo Fontaneda, L. A., Andrés-Doménech, I., Castro-Fresno, D., Escuder-Bueno, I. (2016). Sustainable Drainage Systems in Spain. *Sustainable Surface Water Management: A Handbook for SUDS* (355 - 370). Wiley. 978-1-118-89770-6

Boletín Oficial del Estado (2007): Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. BOE núm. 294, Sec I., pp 50639- 50661.

Boletín Oficial del Estado (2012): Real Decreto 1290/2012, de 7 de septiembre, por el que se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, y el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas. BOE núm. 227, Sec. I, pp. 66167-66194.

Boletín Oficial del Estado (2013): Real Decreto 233/2013, de 5 de abril, por el que se regula el Plan Estatal de fomento del alquiler de viviendas, la rehabilitación edificatoria, y la regeneración y renovación urbanas, 2013-2016. BOE núm. 86, Sec. I, pp. 26623-26684.

Boletín Oficial del Estado (2016): Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro. BOE núm. 16, Sec. I, pp. 2972-4301.

Boletín Oficial del Estado (2016): Orden FOM/298/2016, de 15 de febrero, por la que se aprueba la norma 5.2 - IC drenaje superficial de la Instrucción de Carreteras. BOE núm. 60, Sec. I, pp. 18882-19023.

Brattebo, B.O.; Booth D.B. (2003) Long-term stormwater quantity and quality performance of permeable pavement systems. *Wat. Res.* 37:4369-4376.

Comisión Europea (2012): Directrices sobre mejores prácticas para limitar, mitigar o compensar el sellado del suelo. Documento de trabajo de los servicios de la comisión. SWD (2012) 101 final/2. Oficina de Publicaciones de la Unión Europea. ISBN 978-92-79-26211-1. doi: 10.2779/76266.

Comisión Europea (2014): Construir una infraestructura verde para Europa. Oficina de Publicaciones Oficiales de la Unión Europea. ISBN 978-92-79-39996-1. doi:10.2779/2738.

Diari Oficial de la Comunitat Valenciana (2010): Decreto 81/2010, de 7 de mayo, del Consell, por el que aprueba el Plan Especial ante el Riesgo de Inundaciones en la Comunitat Valenciana [2010/5363].

Diari Oficial de la Comunitat Valenciana (2014): Ley 5/2014, de 25 de julio, de la Generalitat, de Ordenación del Territorio, Urbanismo y Paisaje, de la Comunitat Valenciana [2014/7303].

Diari Oficial de la Comunitat Valenciana (2015): Decreto 201/2015, de 29 de octubre, del Consell, por el que se aprueba el Plan de acción territorial sobre prevención del riesgo de inundación en la Comunitat Valenciana [2015/8835].

Environmental Finance Center (2015): New York State Rainwater Harvesting Guide. Syracuse University.

---

Jefferies, C. y Duffy, A. (2011): SWITCH Transition Manual. European research project SWITCH. Disponible en: [http://www.switchurbanwater.eu/outputs/pdfs/W1-3\\_GEN\\_MAN\\_D1.3.4\\_SWITCH\\_Transition\\_Manual.pdf](http://www.switchurbanwater.eu/outputs/pdfs/W1-3_GEN_MAN_D1.3.4_SWITCH_Transition_Manual.pdf)

Millán Romero, P., Nácher Rodríguez B., Hernández Crespo C., Martín M., Vallés Morán F., Andrés Doménech I. (2013). Análisis comparativo de las escorrentías producidas en un pavimento permeable y en una calzada convencional. III Jornadas de Ingeniería del Agua. Valencia.

Morales-Torres, A., Escuder-Bueno, I., Andrés-Doménech, I., Perales-Momparler, S. (2016) Decision Support Tool for energy-efficient, sustainable and integrated urban stormwater management. *Environmental Modelling and Software* (84)518 - 528. 10.1016/j.envsoft.2016.07.019

Perales-Momparler S., Andrés-Doménech I., Andreu J., Escuder-Bueno I. (2015): A regenerative urban stormwater management methodology: the journey of a Mediterranean city. *Journal of Cleaner Production*, 109 (16) 174-189, ISSN 0959-6526, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.039>.

Perales Momparler S, Duffy A., Morales Torres A., Peris García, P. P. (2015): E<sup>2</sup>STORMED Transition Manual. Municipality of Benaguasil. Disponible en: <http://www.e2stormed.eu/wp-content/uploads/2013/02/1.Transition-Manual-Benaguasil.pdf>

Perales-Momparler S., Andrés-Doménech I., Hernández-Crespo C., Vallés-Morán F., Martín M., Escuder-Bueno I., Andreu J. (2016): The role of monitoring sustainable drainage systems for promoting transition towards regenerative urban built environments: a case study in the Valencian region, Spain. *Journal of Cleaner Production*, available online 1 June 2016, ISSN 0959-6526, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.153>.

Perales Momparler S.; Andrés Doménech, I. (2016). Retos para la integración de los sistemas de drenaje sostenible en los procesos de planificación vigentes. En IX Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. Valencia, España. Fundación Nueva Cultura del Agua.

SWITCH (2012): Switch: Managing Water for the Future. Disponible en: [http://www.switchtraining.eu/fileadmin/template/projects/switch\\_training/files/Modules/Module\\_reduced\\_size/Switch\\_Training\\_Kit\\_Module\\_2.pdf](http://www.switchtraining.eu/fileadmin/template/projects/switch_training/files/Modules/Module_reduced_size/Switch_Training_Kit_Module_2.pdf)

The City of New York (2008): PlaNYC. Sustainable Stormwater Management Plan. A greener, greater New York. Disponible en: [http://s-media.nyc.gov/agencies/planyc2030/pdf/nyc\\_sustainable\\_stormwater\\_management\\_plan\\_final.pdf](http://s-media.nyc.gov/agencies/planyc2030/pdf/nyc_sustainable_stormwater_management_plan_final.pdf)

The City of New York (2010): PlaNYC. Green Infrastructure Plan. A Sustainable strategy for clean waterways. Disponible en: [http://www.nyc.gov/html/dep/pdf/green\\_infrastructure/NYCGreenInfrastructurePlan\\_ExecutiveSummary.pdf](http://www.nyc.gov/html/dep/pdf/green_infrastructure/NYCGreenInfrastructurePlan_ExecutiveSummary.pdf)

The City of New York. Department of Environmental Protection (2016): Green infrastructure performance metrics report June 2016. Disponible en: [http://www.nyc.gov/html/dep/pdf/green\\_infrastructure/gi-performance-metrics-report-2016.pdf](http://www.nyc.gov/html/dep/pdf/green_infrastructure/gi-performance-metrics-report-2016.pdf)

Woods-Ballard, P., Wilson, S., Udale-Clarke, H., Illman, S., Scott, T., Ashley, R. y Kellagher, R. (2015): The Suds Manual, CIRIA. London (UK).

---

## 4.- PERSPECTIVAS DE EMPLEO DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES PARA REGENERACIÓN DE AGUAS EN LA COMUNIDAD VALENCIANA

*Autores: Miguel Martín Monerri y Carmen Hernández Crespo*

*Grupo de Calidad de las Aguas, Institut Universitari d'Investigació d'Enginyeria de l'Aigua i Medi Ambient – IIAMA, Universitat Politècnica de València, Camí de Vera s/n, 46022 València, Spain.*

### 4.1.- Introducción

Los humedales artificiales (HHAA) son infraestructuras de tratamiento de aguas poco comunes en la Comunidad Valenciana. Son sistemas de tratamiento biológico extensivos, que requieren más superficie por h.e. que un sistema biológico convencional, pero no emplean tanta energía como estos últimos, tienen pocos elementos mecánicos y su mantenimiento es poco especializado (Kadlec y Knight, 1996). Por ello, su aplicación es interesante para pequeñas poblaciones, núcleos rurales aislados, campings, albergues, etc.

Los resultados que se conocen acerca de la calidad del efluente de los HHAA de tipo subsuperficial son comparables a cualquier EDAR convencional. Así, por ejemplo, la EDAR basada en HHAA subsuperficiales de Carrícola (Valencia) diseñada para 200 he y con un caudal medio diario de 14 m<sup>3</sup>/d presenta concentraciones medias de DQO, DBO<sub>5</sub> y SST muy inferiores a los requerimientos de la autorización de vertido a DPH (Tabla 1) con un consumo energético nulo y unos costes de mantenimiento muy bajos.



**Figura 1.** Izquierda: vista general de las tres celdas de HA subsuperficial de Carrícola (Valencia); Derecha: detalle de una de las celdas en septiembre de 2016.

En cuanto a volumen anual, la reutilización de estas aguas no afecta a los “grandes números” de la reutilización en la Comunidad Valenciana, por lo que si los esfuerzos se centran en potenciar exclusivamente actuaciones en el ámbito de los grandes aprovechamientos, muchos núcleos rurales quedarán fuera de estos programas. Sin embargo, recuperar varios miles de metros cúbicos al año de aguas regeneradas para riego puede significar mucho en estas poblaciones agrícolas, garantizando parte de las necesidades, liberando caudales naturales de los ríos, evitando la sobreexplotación de acuíferos y el consumo energético asociado a los bombeos.

Una consideración previa que debe ser una condición de partida para la regeneración de aguas en pequeñas comunidades que empleen HHAA es que para alcanzar los usos más restrictivos (2.1 y 2.2 a, por ejemplo) no deberían llevarse a cabo mediante tecnologías avanzadas que supusieran introducir costes energéticos y de mantenimiento elevado ya que ello significaría encarecer la obtención del recurso y desincentivaría la regeneración en estas zonas con escasos recursos económicos. Los métodos a emplear se basarían en procesos de filtración, mediante adicionales HHAA con un sustrato específico, como se comentará más adelante y la desinfección con cloro. La elección de un sustrato adecuado permitiría la eliminación adicional de fósforo, limitando los problemas de eutrofización en el almacenamiento posterior en balsas abiertas (Martín et al., 2013a). Por último, en el caso de que sea necesario reducir contaminantes emergentes se ha comprobado que los HHAA también los eliminan con rendimientos significativos (Matamoros, 2016).

En todos los casos de reutilización es necesaria la poscloración del efluente antes de ser introducida en la red de distribución de aguas regeneradas.

En este capítulo se hace una revisión de la aplicabilidad de estas tecnologías para cada uno de los usos previstos en el RD 1620/2007 a partir de la información de un ejemplo típico como es la EDAR de Carrícola. Los dos últimos apartados tratan sobre cómo regenerar el efluente de la EDAR con tecnologías adaptadas a este entorno y sobre la repercusión de algunos costes en la reutilización de bajos volúmenes de agua.

## 4.2.- Calidad del agua depurada mediante HHAA

Correctamente diseñados y operados, las EDAR de pequeñas poblaciones basadas en HHAA cumplen adecuadamente los requisitos de vertido a DPH. A modo de ejemplo se muestran los valores medios obtenidos a la salida de la EDAR de la población de Carrícola desde 2014 hasta la actualidad:

**Tabla 1.** Valores medios y desviaciones estándar (entre paréntesis) de las principales variables de calidad del agua a la salida del sistema de HHAA de Carrícola (Valencia)

Año	DQO (mg/L)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	SST(mg/L)	NT (mg N/L)	PT (mg P/L)	Turbidez (NTU)
2014 (n= 4)	50,2 ( 8,22)	11,5 (8,4)	3,0 (2,2)	31,6 (11,3)	3,7 (1,3)	6,2 (6,5)
2015 (n= 11)	49,7 (15,2)	10,2 (4,6)	4,5 (2,3)	35,0 (13,4)	5,1 (2,0)	6,7 (4,2)
2016 (n= 9)	51,0 (19,5)	11,5 (6,6)	4,1 (2,8)	41,3 (11,1)	6,8 (1,4)	6,7 (4,4)
Total (n=24)	50,3 (15,5)	10,9 (5,8)	4,1 (2,5)	36,8 (12,3)	5,5 (2,0)	6,6 (4,4)

De los resultados mostrados en la Tabla 1 destaca en el aspecto positivo el bajo valor de los SST, que también se refleja en la turbidez. El aspecto más negativo a los efectos de la reutilización es el alto valor de NT que, además, hay que indicar que está prácticamente todo en forma amoniacal. No se dispone de información microbiológica del efluente, pero cabe esperar que sea similar a la de otras instalaciones del mismo tipo. Por ejemplo, Arroyo et al (2013) obtienen una reducción de algo menos de dos unidades logarítmicas de Coliformes Totales, Fecales y Estreptococos Fecales en un HA de tipo superficial. Teniendo en cuenta que la concentración media de SST que obtienen está alrededor de 30 mg/L, cabe esperar que los resultados en la EDAR de Carrícola con respecto a las variables microbiológicas sean aún mejores.

### 4.3.- Implementación para usos urbanos

Las aguas grises son las generadas por los procesos de un hogar, tales como el lavado de utensilios y de ropa, así como el baño de las personas. Pueden provenir de lavabos, duchas, bañeras y lavadoras. Comúnmente, tienen un **alto contenido de productos químicos** difíciles de degradar como los agentes tensioactivos y no tienen componente fecal. En un estudio realizado en 2012 en las instalaciones deportivas de la Universitat Politècnica de València se obtuvo la siguiente caracterización de estas aguas (Cobacho et al, 2012):

**Tabla 2.** Valores medios y desviaciones estándar (entre paréntesis) de las principales variables de calidad del agua a la salida del sistema de HHAA de Carrícola (Valencia)

Tensoactivos (mg MBAS/L)	DQO (mg/L)	Conductividad ( $\mu$ S/cm)	SST(mg/L)	Turbidez (NTU)	Huevos de Helmintos (unidades/10L)	E. coli (log10MPN/0.1 l)
35,1 (20,6)	343,8 (141,2)	1228,6 (63,1)	88,6 (39,0)	66,3 (29,9)	10,3 (21,6)	4,6 (5,2)

El empleo de HHAA para la regeneración de aguas grises en viviendas unifamiliares o pequeños núcleos es una alternativa viable, como así lo demuestran numerosos estudios. El empleo de esta tecnología representa una oportunidad para disminuir el consumo de agua potable si es reutilizada por ejemplo en descargas de inodoro (uso 1.1), reduciendo así también la producción de aguas residuales. Por ejemplo, efectuando esta reutilización de aguas grises se consigue un ahorro de unos 50 litros por persona y día que, para una familia media de 4 personas supondría un ahorro de 200 litros al día, es decir, entre un 24 - 27% del consumo diario de una vivienda. Si este sistema se implanta en hoteles o instalaciones deportivas estaríamos hablando de cifras aún más importantes, en torno al 30% de ahorro. Diversos estudios demuestran la eficacia de los humedales artificiales para regenerar las aguas grises, consiguiéndose reducciones significativas de sólidos en suspensión (95%), DQO (86%), tensioactivos (97-99%), E. coli (97-100%) (Gross et al., 2006; Avery et al., 2007) y obteniendo efluentes con concentraciones de 0.25 mg SS/L, 55 mg DQO/L, 0.78 mg MBAS/L o 0.4 log10 UFC/100mL.

Tanto las aguas grises como las negras tratadas mediante HHAA pueden ser empleadas para servicios urbanos (uso 1.2) como baldeo de calles y riego de zonas verdes urbanas. Mención especial merece el estudio de su empleo en sistemas contra incendios forestales. Al ser los HHAA unos sistemas de tratamiento muy apropiados al entorno rural, el almacenamiento de las aguas

---

regeneradas puede realizarse en depósitos para ser empleadas en la extinción de este tipo de incendios. De esta manera, los servicios de extinción de incendios contarían con pequeños depósitos donde recargar los camiones cisterna, por ejemplo.

#### **4.4.- Implementación para usos agrícolas y recreativos**

A partir de los datos anteriores cabría pensar, a falta de determinar cuantitativamente, que el agua a la salida de la EDAR de HHAA cumpliría con los criterios para riego de cultivos leñosos, viveros y cultivos industriales (uso 2.3) y para estanques, masas de agua y caudales circulantes ornamentales, en los que está impedido el acceso del público al agua (uso 4.2). Para riego agrícola sin restricciones (2.1) y acuicultura (2.2) sería necesario proceder a una desinfección adicional. El almacenamiento deberá realizarse en depósitos cerrados para evitar la eutrofización de las aguas pero dado el bajo volumen tratado anualmente, la capacidad de almacenamiento no deberá ser muy elevada. El bombeo a los depósitos de almacenamiento puede realizarse mediante bombas de energía solar directa que durante las horas de sol bombeen el caudal medio diario. Se evita de esta manera la necesidad de almacenamiento de energía en baterías, convertidores, etc, se reduce el coste de la instalación y se simplifica su mantenimiento.

El riego de campos de golf no sería muy viable dadas las elevadas necesidades de agua de este tipo de instalaciones.

#### **4.5.- Implementación para usos industriales**

De manera análoga a como se indicó en el apartado anterior con respecto a los usos 2.3 y 4.2, la calidad del agua a la salida de un HHAA podría ser suficiente para los usos industriales 3.1 a) y b) sin más que añadir el cloro necesario para mantener la calidad en la red de distribución.

#### **4.6.- Implementación para usos ambientales**

En el ámbito de la reutilización para usos ambientales (5.4), como el mantenimiento de zonas húmedas o caudales ambientales en ríos, los HHAA también pueden jugar un papel muy interesante como etapa de regeneración entre la EDAR convencional y la zona húmeda. Sin lugar a dudas el ejemplo pionero en nuestro país es SAC d'Empuriabrava (*Sistema d'Aiguamolls Construits*) que

recoge el efluente de la EDAR de Empuriabrava (Girona) y lo regenera para diferentes usos (Sala, 2001).

En el ámbito de la Comunidad Valenciana no existe una aplicación tan directa como el ejemplo anterior, pero las experiencias de los sistemas combinados de flujo subsuperficial-superficial-lagunas someras existentes en los *Tancats de Pipa*, *Milia* y *L'Illa* (Albufera de Valencia, Fig.2) (Martín et al., 2013b; Rodrigo et al., 2013; Vallés et al., 2016), muestran el camino que se debería seguir. En cada caso de aplicación habría que evaluar la tipología más adecuada en función del objetivo (eliminación de nitrógeno, fósforo, contaminantes emergentes, producción de zooplancton, etc.). Una aplicación muy sencilla y económica que mejoraría la calidad ambiental de la zona es la construcción de pequeñas balsas de anfibios alimentada con aguas regeneradas.



**Figura 2.** Izquierda: vista general del HA Tancat de la Pipa (Catarroja); Derecha: vista general del HA Tancat de Milia (Sollana). Parque Natural de l'Albufera de Valencia

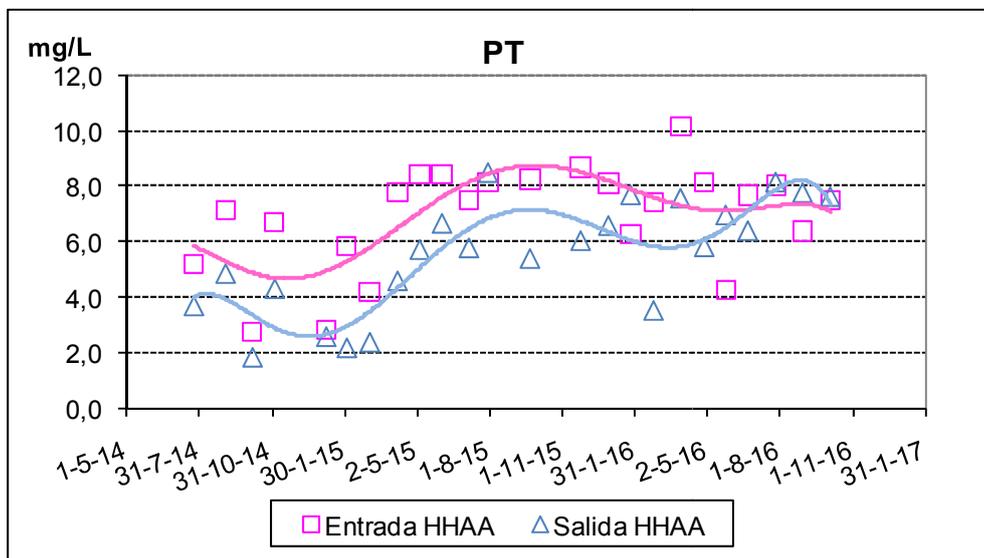
Uno de los principales riesgos que se corren al emplear ARU tratadas mediante HHAA es que la presencia de fósforo produzca problemas de eutrofización en las aguas receptoras. En el apartado siguiente se realiza un análisis más pormenorizado de esta limitación.

Dentro de este apartado de usos ambientales, la recarga de acuíferos por percolación localizada a través del terreno (5.1) es otra de las aplicaciones más viables para este tipo de aguas al no ser tan estrictos los requerimientos microbiológicos pero siempre que se reduzca el nitrógeno total a 10 mg N/L y los nitratos a 25 mg  $\text{NO}_3^-/\text{L}$ . Como se puede ver en la Tabla 1, la concentración de NT a la salida de los HHAA puede ser mucho más elevada que el máximo permitido. Esta limitación puede, no obstante, subsanarse mediante diversas estrategias. Una de ellas consiste en la combinación de distintas tipologías de HHAA para conseguir condiciones aerobias/anóxicas adecuadas para los procesos de nitrificación/desnitrificación. En el apartado siguiente se apunta alguna solución en esta línea. Otra estrategia de trabajo podría basarse en la recirculación de parte del efluente de la última

unidad de HA a la primera unidad mediante un bombeo solar discontinuo, sin necesidad de acumuladores.

#### 4.7.- La problemática del fósforo

La aplicación de aguas regeneradas mediante humedales artificiales para usos ambientales está condicionada a su contenido en fósforo inorgánico biodisponible. La eliminación de este componente de las ARU se realiza habitualmente mediante procesos físico-químicos y en menor extensión biológicos pero ambos mecanismos no son económica ni ambientalmente viables en instalaciones tan pequeñas como las basadas en HHAA. La eliminación de PT en los HHAA está asociada fundamentalmente a la acumulación en las plantas helófitas por lo que depende de las necesidades nutricionales de éstas y de su densidad. En general, la eliminación no suele superar el 30% (Vymazal, J., 2007; Oliver et al, 2016), es muy poco significativa en términos de concentración y tiende a reducirse conforme el humedal va envejeciendo. En la Figura 3 se muestran los resultados obtenidos para las concentraciones de PT y en la Tabla 3 los valores medios y rendimientos de eliminación en los HHAA de Carrícola:



**Figura 3.** Concentración de PT a la entrada y la salida de los HHAA de Carrícola. Se dibuja una línea de tendencia con el fin de visualizar más claramente la misma

**Tabla 3.** Concentraciones medias de PT entrada y salida en la EDAR de Carrícola y rendimientos de eliminación

	Entrada EDAR (mgP/L)	Entrada HHAA (mgP/L)	Salida HHAA (mgP/L)	Rendimiento global	Rendimiento HHAA
Periodo 2014-2016 (n= 26)	7,27	6,90	5,53	23,9%	19,9%

A partir de un caudal anual de 5000 m<sup>3</sup>/d, la masa de fósforo eliminada en los HHAA es de unos 6,85 kg P/año, pero seguirían exportándose unos 27,6 kg P/año. A partir de la información obtenida de la acumulación de PT en la biomasa de carrizo se ha constatado que la eliminación de PT corresponde a esta acumulación.

La reducción de PT a la salida de los HHAA puede incrementarse aumentando el número de cosechados a dos anuales: uno en agosto y otro en diciembre, aunque dados los ratios de acumulación de PT por las plantas su efecto no será muy significativo y se generará más biomasa a gestionar como residuo. La solución más habitual ha sido la de emplear sustancias adsorbentes de fósforo como parte del sustrato sobre el que se fijan las plantas, como se pudo ensayar en la instalación experimental ubicada en el nuevo cauce del río Turia destinada a eliminar el PT de la EDAR de Pinedo (Martín et al, 2013 a) con excelentes resultados en los años 2011-12 (Fig.4).



**Figura 4.** Izquierda. HA de la V30-Pinedo durante la fase de construcción. Detalle de la celda con óxidos de hierro como material adsorbente y arena como sustrato principal. Derecha. Desarrollo del carrizo en esa misma celda tras un año de operación

Los materiales que se suelen emplear como sustrato absorbente son de los siguientes tipos:

- Naturales: caliza, zeolitas, conchas marinas...
- Artificiales: Filtralite, LECA (arcilla expandida).
- Residuos: cenizas volantes, escorias de altos hornos, fangos deshidratados de ETAP.

En la actualidad se están realizando diversos estudios para el aprovechamiento de materiales residuales adsorbentes de fósforo en HHAA mediante unidades de flujo vertical dispuestas tras el tratamiento convencional como si fuera un filtro intermitente de arena. Este esquema operativo permite reducir el fósforo a concentraciones inferiores a 0,1 mg P/L, facilita la nitrificación del nitrógeno amoniacal en más de un 60%, promueve la desnitrificación de nitratos y reduce la presencia de microorganismos patógenos gracias al filtrado del agua en el medio soporte. El agua de salida podrá tener una calidad apta para cualquier uso ambiental ya que el riesgo de que se produzca eutrofización se habrá eliminado y es presumible que la concentración de NT sea inferior a los 10 mg N/L. En todos los casos, antes de realizar la instalación del HA deben realizarse ensayos de laboratorio con el material a fin de evaluar su capacidad adsorbente y su permeabilidad.

#### 4.8.- Implicaciones de la frecuencia de muestreo y análisis de la calidad del agua

La limitación fundamental de la aplicación de la reutilización de aguas en pequeñas localidades es el coste de los análisis microbiológicos de la calidad del agua. Según el RD de reutilización, la frecuencia de análisis para el uso 2.3, que podría ser el más frecuente para este tipo de aguas:

	Periodicidad 2.3	Periodicidad 2.1
Nemátodos intestinales	Quincenal	Quincenal
Escherichia Coli	Semanal	Semanal
Sólidos en suspensión	Semanal	Semanal
Turbidez		Semanal
Legionella spp, Taenia spp, Salmonella spp		Mensual

**Tabla 4.** Frecuencias de muestreo de variables en función del tipo de uso.

Si el potencial aprovechamiento agrícola es de unos miles de metros cúbicos (una población de 200 he generaría unos 10000 m<sup>3</sup>/año) lo que daría para asegurar el riego de unas pocas hectáreas. Incluso en el caso que transcurrido un año se pudiera reducir la frecuencia de muestreo a la mitad, los costes asociados al control analítico supondrían un coste de operación muy relevante que podría limitar este uso.

Considerando estos condicionantes económicos, las opciones de uso más viables serían aquellas que menos control analítico exigen tal como las aplicaciones ambientales como la 5.1, 5.3 y 5.4 (dependiendo en este uso de los requerimientos que fije la administración). El uso como reserva anti incendios forestales, asimilable al uso 1.2, podría ser viable en función de quién asuma el coste de la regeneración por lo que debería quedar bien definido quién es el usuario de esa agua.

También podría ser económicamente viable el uso industrial 3.1. a) y b) pero su implementación depende de si hay actividades industriales próximas ya que el coste de bombeo y las conducciones podrían encarecer mucho este uso.

#### **4.9.- Referencias y bibliografía**

Paula Arroyo, Iván Blanco, Rubén Cortijo, Estanislao de Luis Calabuig, Gemma Ansola (2013). Twelve-Year Performance of a Constructed Wetland for Municipal Wastewater Treatment: Water Quality Improvement, Metal Distribution in Wastewater, Sediments, and Vegetation. *Water Air Soil Pollut* 224:1762.

Avery, L.M., Frazer-Williams, R., Winward, G., Shirley-Smith, C., Liu, S., Fayyaz, A., Jefferson, B. (2007). Constructed wetlands for greywater treatment. *Ecohydrology & hydrobiology*, Vol. 7: 3-4.

Cobacho, R., Martín, M., Palmero, C, Cabrera Jr, E. (2012). Key points in the practical implementation of greywater recycling systems. The Spanish situation in the global context. *Water Science & Technology: Water Supply*, Vol. 12.3: 406-414

Gross, A., Kaplan, D., Baker, K. (2006). Removal of microorganisms from domestic greywater using a recycling vertical flow constructed wetland (RVFCW). *Water Environment Foundation*.

Guía para la Aplicación del R.D. 1620/2007 por el que se establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas. (2010). Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. ISBN: 978-84-491-0998-0.

Kadlec, R.H., Knight, R.L., (1996). *Treatment Wetlands*. CRC Press, Boca Raton, FL.

Martín, M., Gargallo, S., Hernández-Crespo, C., Oliver, N. (2013, a). Phosphorus and nitrogen removal from tertiary treated urban wastewaters by a vertical flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 61, 34-42.

Martín, M., Oliver, N., Hernández-Crespo, C., Gargallo, S., Regidor, M.C. (2013,b) The use of free water surface constructed wetland to treat the eutrophicated waters of lake L'Albufera de Valencia (Spain). *Ecological Engineering* 50, 52–61.

Matamoros, V., Rodríguez, Y., Albaigés, J. (2016). A comparative assessment of intensive and extensive wastewater treatment technologies for removing emerging contaminants in small communities. *Water Research*, 88, 777-785.

Rodrigo, M.A., M. Martín, C. Rojo, S. Gargallo, M. Segura, & N. Oliver, (2013). The role of eutrophication reduction of two small man-made Mediterranean lagoons in the context of a broader remediation system: Effects on water quality and plankton contribution. *Ecological Engineering* 61: 371-382.

Oliver, N., Martín, M., Gargallo, S., Hernández-Crespo, S. (2016). Influence of operational parameters on nutrient removal from eutrophic water in a constructed wetland. *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-016-3048-4.

Sala, L. Romero de Tejada, S., Huguet, A., Marqués, E. (2001). El proyecto de reutilización de aguas para usos ambientales en la laguna del Cortalet, Empuriabrava. "La gestión del Agua en los Aiguamolls". Doñana 2005: Segunda reunión internacional de expertos en la regeneración hídrica de Doñana, Huelva, 26-28 noviembre 2001.

Vallés, F.J., Martín, M., Nácher, B., Hernández-Crespo, C., Andrés-Doménech I., Eguibar, M.A., Gargallo, S., Albentosa, E.( 2016). Manual técnico para una gestión óptima de la hidráulica en humedales restaurados para la mejora del hábitat y de la calidad del agua. ISBN: 978-84-945224-4-4. Disponible en: <http://www.lifealbufera.org/index.php/es/publicaciones>.

Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 380: 48-65.

---

## 5.- RECARGA DE ACUÍFEROS Y LA REUTILIZACIÓN DE EFLUENTES DE EDAR

*Autores: Javier Rodrigo Ilarri y María Elena Rodrigo Clavero*

*Grupo de Hidrogeología, Institut Universitari d'Investigació d'Enginyeria de l'Aigua i Medi Ambient – IIAMA, Universitat Politècnica de València, Camí de Vera s/n, 46022 Valencia, Spain.*

### 5.1.- Introducción

Las técnicas de recarga artificial de acuíferos mediante reutilización de efluentes de EDAR (SAT – Soil Aquifer Treatment) se refieren a procesos de infiltración a través de la zona no saturada del suelo hasta recargar el acuífero infrayacente (Sharma et al., 2016). Este tipo de técnicas se enmarcan dentro de las técnicas de depuración natural (NTSs – Natural Treatment Systems) que constituyen una amplia gama de alternativas para el tratamiento de agua potable, aguas de escorrentía urbana y aguas residuales (Ray et al., 2002; Kadlec and Wallace, 2009; USEPA, 2012; NASEM, 2016).

Estos sistemas SAT son económicos, sostenibles, robustos y permiten la eliminación simultánea de diversos contaminantes, incluyendo sólidos suspendidos, patógenos, compuestos orgánicos biodegradables, nutrientes y microcontaminantes orgánicos (Crites et al., 2006; Sharma and Amy, 2010; Sharma et al., 2012). La recarga artificial con los efluentes depurados mediante la combinación de los tratamientos realizados en la EDAR y las SAT es una metodología de gestión de aguas subterráneas que puede proporcionar efluentes de calidad aceptable tanto para uso agrícola o industrial como para suministro indirecto de abastecimiento de agua potable (Idelovitch, 1978; Kanarek and Michail, 1996; Fox et al., 2001a, 2001b; USEPA, 2012; Angelakis, and Gikas, 2014).

Las técnicas de recarga mediante reutilización de efluentes de EDAR pueden ser utilizadas para aumentar el recurso hídrico disponible en regiones áridas y semi-áridas donde se ha producido una sobreexplotación del recurso subterráneo. Son igualmente utilizables en países desarrollados o en países en vías en desarrollo, ya que son técnicas robustas, respetuosas con el medioambiente, sostenibles y que minimizan el uso de energía y de productos químicos. La implementación de

técnicas SAT asegura la sostenibilidad tanto del recurso hídrico superficial como subterráneo en el contexto de la gestión integral de los recursos hídricos.

Los objetivos de la recarga pueden ser variados (Salgot, 2001). Por una parte el acuífero puede actuar como método adicional de tratamiento del agua residual parcialmente regenerada; por otro puede servir como sistema de almacenaje sin necesidad de infraestructuras superficiales y por último puede incluso servir como método de transporte del agua. También se ha descrito el uso del agua regenerada en la lucha contra la intrusión.

Sin embargo, la utilización de efluentes de EDAR para la recarga artificial de acuíferos presente un amplio conjunto de retos a afrontar, tanto desde el punto de vista técnico como de protección sanitaria, entre los que destaca el garantizar la no existencia de agentes químicos y microbiológicos que puedan ser perjudiciales para la salud humana y el equilibrio de los ecosistemas naturales. Si el uso del agua es el de abastecimiento urbano, esos aspectos adquieren, si cabe, aún mayor importancia (WHO, 2008). Los factores más importantes que afectan a la calidad del agua utilizada para la recarga del acuífero son los siguientes (Tsuchihashi, Asano & Sakaji, 2002):

- Patógenos de origen humano
- Solutos minerales
- Metales pesados
- Compuestos orgánicos

Desde el punto de vista legal y normativo, se está comenzando a desarrollar los criterios bajo los cuales determinar los requisitos de aceptabilidad del efluente para su posterior utilización en la recarga de acuíferos.

## **5.2.- Capacidad de infiltración de los terrenos**

### **5.2.1.- Aspectos generales**

La capacidad de infiltración o caudal por unidad de superficie es una de las variables dominantes en un proyecto de recarga, así como su disminución en el tiempo y su recuperación. A continuación, se amplían estos conceptos.

La capacidad de infiltración, llamada también simplemente velocidad de infiltración (cuyas unidades son  $L^3/L^2/T$ ) varía a lo largo del proceso de recarga. Es función de la permeabilidad del terreno en el sentido del flujo y del gradiente hidráulico, los cuales se modifican o pueden modificarse en el proceso de infiltración.

En la recarga por pozos en acuíferos cautivos influye la permeabilidad horizontal, que es la que se determina en ensayos de bombeo. En la recarga en acuíferos libres, la permeabilidad vertical tiene cierta influencia, en especial si el cono de inyección es elevado, pero su influencia es dominante en el caso de la recarga en superficie, ya que bajo y en las inmediaciones del sistema de recarga (balsa, fosa, zanja, excavación, etc.) el agua tiene un movimiento con una componente vertical dominante.

La estructura del terreno conduce a que normalmente la permeabilidad vertical sea menor, a veces marcadamente menor que la horizontal, y ello debe tenerse en cuenta a la hora de calcular la capacidad de infiltración. Por otro lado, la existencia de niveles intercalados poco permeables favorece la formación de acuíferos colgados, cuyo efecto es reducir el gradiente hidráulico disponible para la infiltración. La reducción del ritmo de infiltración es tanto mayor cuanto más próximos se sitúan a la superficie del terreno. Si están suficientemente profundos su efecto puede ser nulo. Por otro lado, si la permeabilidad horizontal del terreno sobre estas intercalaciones poco permeables es grande, el agua recargada se extiende horizontalmente con facilidad, lo cual es favorable. La extensión y altura del nivel colgado depende esencialmente del caudal de infiltración, de la permeabilidad vertical, del espesor del nivel menos permeable y de la permeabilidad horizontal del nivel permeable inmediatamente encima.

En cualquier caso, un buen conocimiento de las condiciones y permeabilidades locales es más interesante que conocer los valores regionales en cuanto al funcionamiento de la obra de recarga.

### **5.2.2.- Sistemas de recarga en superficie**

Los datos reales de la capacidad de infiltración son muy variables y en su valoración conviene tener en cuenta si se trata de valores iniciales, finales o promedio, del tipo de agua de recarga, de su temperatura y forma de recarga, de las características del terreno, de la extensión y forma de la obra de recarga, etc.

La altura de agua en la balsa influye pues en la infiltración, aumenta al crecer aquella, pero hasta un límite, puesto que para una carga elevada (pocos metros) domina el efecto de compactación sobre el aumento del gradiente. Si el agua está en movimiento, la capacidad de infiltración es mayor ya que impide la deposición del material más fino.

Cuanto menor es la capacidad de infiltración más superficie efectiva han de tener las obras de recarga y más complicada es ésta, pero por otro lado, los terrenos muy permeables son los que sufren un mayor ritmo de colmatación y requieren un mayor número de cuidados y mantenimiento, y es fácil colmatarlos irreversiblemente si no se actúa con precauciones.

En el caso de balsas de infiltración y fosas, los valores más frecuentes de la capacidad de infiltración media oscilan entre 0,25 y 2 m/día. No se ha encontrado ninguna relación clara entre el caudal de infiltración, forma de funcionamiento (intermitente o continuo) y ritmo de colmatación.

En general, la superficie de las balsas de infiltración varía entre 0,15 y 320 Ha y se recargan entre 0,0015 y 180 Hm<sup>3</sup>/año (la capacidad de infiltración disminuye al crecer la superficie de las balsas, como ya se dijo anteriormente).

### **5.2.3.- Sistemas de recarga en profundidad: pozos**

En los pozos, la superficie filtrante es del orden de pocos m<sup>2</sup> a algunas decenas de m<sup>2</sup>. Por ello, para lograr caudales de recarga importantes, se deben emplear cargas hidráulicas importantes, aunque la generalmente mayor permeabilidad horizontal es favorable. En acuíferos libres se obtiene un efecto favorable al aumentar el espesor saturado próximo al pozo, al contrario de lo que ocurre en bombeo. En principio, los caudales de inyección por pozo son similares a los de bombeo, si bien cabe que sean mayores usando una altura de agua suficiente o la recarga a presión. No obstante, para evitar problemas de colmatación difíciles de resolver, es frecuente utilizar caudales de recarga menores que los de bombeo.

El diseño del pozo debe ser tal que minimice la pérdida de carga de inyección, las fugas entre pared del sondeo y la entubación, que permita la limpieza, etc. Es importante reducir el ritmo de colmatación y la penetración de las partículas, para lo cual son preferibles los grandes diámetros y los macizos de gravas. Asimismo, conviene evitar la entrada de aire en el acuífero.

En los pozos pueden fácilmente admitirse ritmos de recarga entre 100 y 2000 m<sup>3</sup>/día/m<sup>2</sup>, lo que permite caudales entre 10 y 100 l/s, salvo situaciones extremas de muy baja o muy alta permeabilidad. Los pozos en rocas consolidadas, fisuradas o karstificadas tienen normalmente un caudal entre 25 y 55 l/s y los localizados en materiales sueltos, un valor algo menor, entre 12 y 55 l/s, con diámetros entre 400 y 450 mm.

Con pozos de drenes radiales se consiguen lógicamente caudales mayores dada la mayor superficie permeable y el mayor radio efectivo de la captación. Se pueden encontrar caudales posibles de 500 l/s a 1000 l/s en aluviales de gravas y arenas gruesas.

### **5.3.- Reducción progresiva de la permeabilidad. Colmatación**

La reducción progresiva de la permeabilidad es debida a la deposición de sólidos, a la aparición de lodos orgánicos creados por microorganismos y a incrustación química.

En un río, canal, zanja, campo de extensión o surco, la deposición de sólidos es una función de la velocidad de circulación del agua, de la capacidad de infiltración y de la cantidad y tipo de materia en suspensión que arrastra el agua. En unas determinadas condiciones existe una velocidad de circulación por encima de la cual apenas hay sedimentación (sólo se depositan las partículas más gruesas y pesadas). Si dicha velocidad supera ampliamente ese valor, puede llegar al momento en que se inicie ya la erosión, situación asimismo indeseable. Conforme el agua se va infiltrando, el caudal va disminuyendo y por lo tanto, para evitar la deposición de partículas, se debe tener en cuenta este hecho y el aumento de turbidez progresivo.

Es evidente que, si se desea infiltrar una fracción importante o toda el agua, se va a producir sedimentación de parte o de todos los sólidos en suspensión. Ello lleva a una colmatación progresiva del fondo., aunque no necesariamente de las paredes si éstas tienen pendiente suficiente, tal y como puede suceder en canales profundos y en fosas.

La mayor o menor penetración de las partículas en el terreno depende de la granulometría del terreno, de las partículas en suspensión, de la velocidad de infiltración (caudal por unidad de superficie) y de las condiciones de sedimentación.

Si el terreno es finamente poroso y existen partículas moderadamente groseras en suspensión, primero se sedimentan éstas y cuando cubren la superficie de infiltración actúan de nueva superficie filtrante. Si el agua está quieta o en lento movimiento, se van formando sucesivas capas de materiales cada vez más finos que van reduciendo la capacidad de infiltración. Cuando no existen partículas suficientemente gruesas en suspensión, las finas penetran en el terreno y se alojan en sus poros, reduciendo la permeabilidad. La penetración depende del tipo de terreno, y es tanto mayor cuanto más uniforme es el tamaño del grano, más grueso es, y más finas son las partículas en suspensión. En un terreno de granulometría grosera y bien clasificada se tienen elevadas capacidades de infiltración y se colmatan lentamente con aguas que tienen en suspensión sólo arcillas y partículas muy finas, pero las partículas pueden penetrar profundamente, tanto más cuanto mayor sea la velocidad de entrada.

A título indicativo se señala que, según Thomas (1968), la reducción porcentual en peso (RP) de materia en suspensión por un filtro de D mm de espesor, formado por un material cuyos granos tienen un tamaño medio de d mm, cuando el ritmo de infiltración es de R m/día, viene dado por:

$$PR = 29,8 \log D - 44 \log d - 35,2 \log R + 47,8$$

Es fácil deducir que la reducción es tanto mejor cuanto más espeso es el filtro, más finos son sus granos y menor el ritmo de recarga.

Lo expuesto es aplicable a los pozos de recarga donde todas las materias en suspensión del agua deben quedar retenidas en el terreno, salvo que se trate de un medio con grandes fisuras o conductos. A medida que se van depositando partículas en las proximidades del pozo, se va reduciendo la permeabilidad y las partículas finas se retienen antes, salvo que se fuerce convenientemente el ritmo de penetración. En principio, y con la misma calidad del agua, los pozos en medios poco permeables y de pequeño caudal se colmatan más lentamente que los construidos en medios más permeables y de mayor caudal debido al menor ritmo de aporte de sólidos, pero es preciso considerar el tamaño de las partículas en suspensión, pues mientras en los menos permeables quedan rápidamente retenidas, formando una capa que reduce aún más la permeabilidad, en los más permeables, si esas partículas son suficientemente pequeñas, se alojan en los intersticios y penetran profundamente, efectuando una acción más lenta.

Las algas y otros microorganismos que transporta el agua o que se forman en las balsas de decantación o de infiltración también contribuyen a la colmatación. Por otro lado, en el medio poroso se pueden crear proliferaciones (lodos) de microorganismos que limitan la permeabilidad, pero al mismo tiempo limitan la penetración de otras partículas (Pipley y Saleem, 1973).

Cuando el agua recargada es químicamente inestable o es incompatible con el agua del medio saturado o no saturado del lugar de recarga, puede dar origen a precipitados que también reducen la permeabilidad; tales son el  $\text{CO}_3\text{Ca}$  y los hidróxidos y óxidos de Fe y Mn.

Un efecto químico capaz de reducir la permeabilidad del terreno es el paso de las arcillas contenidas, de las formas cálcicas a las formas sódicas a causa de una excesiva proporción de alcalinos en el agua de recarga. Se produce un hinchamiento y/o una dispersión de la arcilla. También reduce la permeabilidad la disminución del contenido en materia orgánica en el suelo.

Los datos sobre el ritmo de colmatación son muy dispares ya que son muchos los factores que intervienen y rara vez se dispone de datos suficientes para un análisis profundo ni para valorar el efecto de las medidas de limpieza.

#### **5.4.- Disminución del ritmo de colmatación**

Para reducir el ritmo de colmatación conviene eliminar partículas en suspensión del agua mediante una decantación previa, seguida o no de una filtración, aunque con ello la penetración es mayor. Por ello, conviene no forzar excesivamente el ritmo de recarga.

La filtración, cuando se realiza y está económicamente justificada, suele hacerse en filtros lentos de arena y grava, aunque también se emplean filtros rápidos de arena con ciclos programados de limpieza y para la recarga de aguas residuales tratadas en pozos, se llegan a usar filtros especiales.

El filtro lento de arena y grava debe optimizarse de acuerdo con el agua disponible, pero es común disponer de un espesor de 0,5 m de gravas y 0,2 m de arena. La descolmatación se realiza renovando o lavando la capa de arena y, cuando es preciso, la de grava. En principio se trabaja de modo que las partículas finas en suspensión no alcancen el medio natural, pero permitiendo cierta penetración en el filtro a fin de no reducir demasiado deprisa la capacidad filtrante. Se puede

aprovechar esta filtración para provocar fenómenos químicos y bioquímicos favorables a la depuración.

### **5.5.- Descolmatación y mantenimiento de la capacidad de infiltración**

En cauces naturales la descolmatación se produce en aguas altas, durante las cuales se renueva el fondo y se ponen de nuevo en suspensión los finos que colmataban, si éstos no habían penetrado excesivamente en el terreno. Donde se practica la recarga inducida en gran escala o diferentes esquemas de acondicionamiento del cauce, no siempre es seguro que las avenidas renueven el filtro natural, en especial si se han llevado a cabo rascados del fondo sin que existiese una suficiente corriente de agua para arrastrar los finos removidos. En los desbordamientos se depositan finos que, una vez secos, son perforados por la vegetación, se crean grietas de retracción o que el viento remueve, con lo que se restablece cierta permeabilidad o incluso llega a regenerarse la primitiva, preparando esas áreas para infiltrar agua en el próximo desbordamiento.

En obras artificiales de recarga en superficie es preciso proceder a una descolmatación periódica o al abandono de las mismas y sustitución por otras nuevas, según condicionantes económicos y de viabilidad de la descolmatación. Claro está que la sustitución sistemática lleva a una colmatación progresiva de la superficie disponible, que sólo se justifica si la recarga artificial es una medida temporal mientras se gestiona una nueva fuente de abastecimiento.

El modo más usual de descolmatar es dejar secar la balsa, fosa o campo de extensión, lo cual ayuda además a contrarrestar el hinchado de las arcillas. En el caso de obras poco extensas se procede a retirar la capa de limo depositada, lo cual se hace con facilidad si no ha penetrado en el terreno. En principio es preferible hacerlo a mano, pues las máquinas perturban y compactan el terreno natural. En ocasiones se intenta facilitar la formación de esa capa de limo bien diferenciada y la extracción, añadiendo al agua de recarga fibras o serrín, cuyo efecto es asimismo el de aumentar la proporción de materia orgánica, favorable al desarrollo de permeabilidad durante su descomposición.

En el caso de campos de extensión, el propio secado ya restituye parte de la permeabilidad y, si se deja crecer vegetación, las raíces perforan y rompen los limos, facilitando el posterior paso del agua. Unas veces se procede a retirar la vegetación antes del nuevo ciclo de recarga, y otras se deja que muera allí, aunque en ocasiones pueden aparecer problemas de medio reductor por exceso de

materia orgánica en el fondo de la instalación durante el siguiente período de inundación. Cuando las partículas en suspensión que transportaba el agua han penetrado en el terreno, el remedio es más difícil o imposible. En el caso de fosas y balsas se procede a veces a retirar una parte del material del fondo, reemplazándolo frecuentemente por una capa artificial de gravas y/o arenas apropiada.

Si se trata de pozos, el método más usual de restablecimiento de la capacidad de infiltración es el bombeo intenso, a veces intermitente, a un caudal superior al de recarga. Si la colmatación ha penetrado poco, se suele conseguir la restitución de la permeabilidad inicial. Ésta es más difícil si el medio es grosero, las partículas finas, el ritmo de recarga es elevado y se ha dejado que la colmatación progrese excesivamente. Con frecuencia los resultados son satisfactorios, por lo menos las primeras veces, pero no siempre, y no es raro que el pozo deba abandonarse tarde o temprano, en especial si su operación y mantenimiento no han sido apropiados. En terrenos granulares con arena, los procesos de limpieza y desarrollo excesivamente violentos producen una extracción de finos del medio que pueden originar colapsos del terreno cerca del pozo, ruptura del pozo o descenso de posibles niveles poco permeables. No es raro que el proceso de descolmatación se efectúe diariamente si existe una bomba instalada, por lo menos con carácter preventivo, aunque lo normal es hacerlo semanal o mensualmente.

La evolución de la colmatación de los pozos se puede conocer observando la evolución de los niveles o presiones de inyección. Además es conveniente disponer de algún tubo piezométrico en el macizo de gravas, si existe, o entre el tubo del pozo y la pared de la perforación. Las pérdidas de carga se pueden obtener por ensayos escalonados y conociendo los ascensos teóricos obtenidos a partir de las constantes del acuífero que proporcionan los ensayos de bombeo.

## **5.6.- Particularidades de la recarga con aguas residuales**

Cada día son más numerosos los casos de reutilización de aguas residuales mediante la recarga artificial de acuíferos después de un tratamiento secundario apropiado, y a veces terciario, de dichas aguas. Los casos más conocidos son quizás Whittier Narrows en Los Angeles (California), Santee en San Diego (California), Phoenix (Arizona), área de Tel-Aviv (Israel) y Long Island (Nueva York). En general, el volumen de aguas tratado es pequeño y algunas tienen carácter experimental, pero su funcionamiento y resultados es un hecho que es necesario tener en cuenta. En realidad, muchas

de las instalaciones de recarga existentes utilizan aguas más o menos contaminadas, aunque no sean propiamente residuales.

Los sistemas más utilizados de recarga son la inundación del terreno, el riego por aspersión y riego con surcos, siendo este último el que parece tener mayor vida útil y con un buen funcionamiento aún en climas fríos (Bendixen, 1968). No obstante, es interesante recalcar que no existen diferencias entre los tres métodos en cuanto al grado de depuración alcanzado. La vegetación que crece en la superficie del terreno debe retirarse de vez en cuando y ayuda a la eliminación de nutrientes (N y P). El grado de depuración obtenido depende de las condiciones de recarga, de la calidad inicial del agua residual y del tipo de suelo.

Utilizar agua residual para la recarga implica tener una fuente de volumen predecible, a una tasa uniforme y de calidad constante (Murray & Tredoux, 1998). El agua residual requiere tratamiento antes de ser considerada de calidad aceptable para la recarga de acuíferos, de forma de minimizar el grado de degradación de la calidad del agua subterránea. Los compuestos que representan un riesgo dependen del origen del agua residual, por ej. agua residual industrial o doméstica. El agua residual como fuente de agua de recarga ofrece un potencial significativo para todos los usos no potables. Asimismo, con un pre- y post- tratamiento apropiado o dilución con agua subterránea nativa, su uso como agua potable también puede ser una opción viable (Bouwer, 1996).

Las principales limitaciones en la utilización de agua residual es la aceptación pública, así como también al costo asociado a las tuberías, las estaciones de bombeo, etc. para transportar el agua desde la planta de tratamiento de agua residual hacia donde sea necesario.

Utilizar cuencas de distribución tiene la ventaja de mejorar la calidad del agua residual mediante el Tratamiento Suelo-Acuífero (TSA) y la dilución con agua subterránea originaria (Bouwer, 2002). La recarga y recuperación además provee un tratamiento natural, un elemento fundamental para contribuir a la aceptación de la reutilización de agua.

El uso de agua residual reciclada para el riego de cultivos forrajeros es más aceptado que el uso para riego de cultivos de consumo humano directo y uso para abastecimiento de agua potable. Cuanto más directo es el uso que se le da al agua de recarga, se requieren niveles más altos de tratamiento y de seguridad de operación.

Las características del agua residual reciclada estarán determinadas principalmente por la calidad de la fuente de agua, la presencia y naturaleza de descargas de desechos industriales y tratamiento aplicado. El agua residual municipal es la más consistente en términos de calidad. Los componentes de riesgo potencial incluyen cloruros, materia orgánica, especies de nitrógeno, fósforo, organismos patógenos y sólidos en suspensión (Comité para la Recarga de Agua Subterránea, 1994). Los contaminantes tóxicos dependerán principalmente de la composición del efluente industrial. En el caso de flujos de retorno de agua de riego a sistemas de drenaje superficiales, la calidad del agua puede ser afectada por sólidos en suspensión, nutrientes, residuos de plaguicidas, incremento en el contenido de sal y elementos traza incluyendo selenio, uranio, boro y arsénico (Committee on Ground Water recharge, 1994).

### **5.7.- Escenarios hidrogeológicos y control de la recarga**

El éxito de un proyecto de Gestión de la Recarga de Acuíferos depende en gran medida de las condiciones hidrogeológicas locales. Éstas determinan la capacidad del agua de recarga para percolarse a través de la zona no saturada y la capacidad del acuífero para almacenar el agua de recarga.

Los principales factores a considerar son:

- Los límites físicos e hidráulicos del acuífero y el grado de confinamiento.
- Propiedades hidrogeológicas del acuífero y formaciones superiores.
- Gradiente hidráulico en el acuífero.
- Profundidad desde el nivel del suelo hasta la superficie del acuífero/ piezométrica.
- Calidad del agua subterránea.
- Mineralogía del agua del acuífero.

Las condiciones hidrogeológicas en la superficie y en la zona no saturada son muy importantes en proyectos que usan técnicas de distribución, ya que el agua debe moverse hacia abajo a través de estas zonas antes de alcanzar el acuífero. La tasa de percolación depende de la permeabilidad vertical del suelo y de la zona no saturada.

Una vez que el agua de recarga alcanza el nivel freático, la cantidad de agua que el acuífero puede almacenar depende de las características hidráulicas (transmisibilidad, capacidad de almacenamiento, coeficiente de almacenamiento o porosidad eficaz, etc.) su espesor y contenido de

aire. La formación geológica de entrada debe tener la permeabilidad y el espesor suficientes como para recibir agua de recarga a una tasa determinada. Por otro lado, los acuíferos con alta conductividad hidráulica pueden tener una rápida dispersión del agua de recarga y como resultado, únicamente cantidades limitadas de agua pueden ser recuperadas.

Esto no es un problema si el objetivo del proyecto de recarga es proveer agua subterránea y caudal base a ríos de carácter regional. Los acuíferos con baja capacidad de almacenamiento probablemente tengan un limitado potencial para recibir agua adicional. Niveles freáticos altos pueden resultar en un movimiento rápido de agua hacia los puntos de descarga en corrientes y ríos, prolongando el período de caudal en los cursos de agua intermitentes. Sin embargo, probablemente estos no sean los casos donde el agua subterránea se explota fuertemente y los niveles de agua subterránea estén disminuyendo. Es así que la capacidad de almacenamiento depende de la capacidad de almacenar agua mediante recarga natural y recarga gestionada.

Aunque hay una gran variedad de ambientes hidrogeológicos, desde la perspectiva de la gestión de la recarga de acuíferos, éstos pueden ser agrupados en cuatro categorías generales, éstas son:

### Aluvión

El aluvión consiste en depósitos fluviales, marinos o lacustres que varían en grosor, desde varias decenas de metros a kilómetros. Por lo general, los depósitos más importantes se encuentran en las zonas bajas de las cuencas de ríos, formando las planicies de inundación. El relieve topográfico es usualmente bajo, al igual que los gradientes hidráulicos naturales. Los sedimentos varían desde grava gruesa altamente permeable hasta limo impermeable de grano fino y lodo. Donde los ríos son permanentes, los niveles de agua subterránea son poco profundos; sin embargo, en zonas áridas o en zonas donde el bombeo ha disminuido el nivel freático, el nivel de agua puede estar a mayor profundidad. En el primer caso hay poco espacio en el acuífero disponible para almacenamiento y si los recursos del mismo son intensamente explotados, puede provocar que el agua del río sea inducida al interior del acuífero.

### Roca dura fracturada

Este tipo de acuífero usualmente consiste de roca madre fracturada compuesta de rocas ígneas, metamórficas o volcánicas. Estos acuíferos se encuentran en grandes áreas en regiones semiáridas

y, a pesar de tener baja capacidad de almacenamiento y de transmisión, pueden ser la única fuente de agua subterránea, por lo que deben ser gestionados con cuidado. La zona erosionada puede tener un rol importante en el almacenamiento del agua subterránea, y de estar presente también lo tendrá la cobertura aluvial, ya que proveen un mecanismo para absorber y almacenar agua de lluvia, que luego puede percolarse al acuífero subyacente. En muchas áreas, la zona erosionada es el acuífero principal. El éxito de la explotación del agua subterránea o de la recarga del acuífero dependerá de identificar el lugar donde estas zonas erosionadas o fracturadas se encuentran saturadas. La extracción de agua en acuíferos de roca dura mediante pozos puede drenar el aluvión y/o la zona erosionada superior de forma estacional. El método de recarga apropiado dependerá del acuífero que se quiera recargar. Si el aluvión no consolidado es el objetivo, entonces las cuencas de infiltración o zanjas probablemente sean lo más efectivo; sin embargo, si el objetivo es el acuífero de roca dura, más profundo, entonces es probable que la inyección por perforación sea la única opción.

#### Acuíferos de areniscas consolidadas

Estos son acuíferos porosos y/o fracturados que pueden tener una gran capacidad de almacenamiento y transmisión. La capa superficial determinará la recarga natural y gestionada. Si el suelo se originó a partir de arenisca la capacidad de recarga será alta, aunque puede ser reducida si se encuentra recubierto por depósitos aluviales de grano fino. Si la permeabilidad del acuífero es alta, es probable que el agua de recarga se disipe rápidamente, pudiendo perderse hacia el caudal base de ríos. En este caso, es necesaria una buena comprensión de la hidráulica del acuífero para asegurar que los resultados netos de la recarga sean beneficiosos. Es posible gestionar el acuífero creando un excedente anual durante la época de lluvias, de forma de “crear” almacenamiento que puede ser aprovechado en otras épocas.

#### Acuíferos de carbonatos

Presentan características similares a los acuíferos de arenisca, excepto que el volumen de agua y flujo más importante se encuentra en las fracturas. La proporción del volumen de agua que se encuentra en las fracturas respecto al volumen intergranular variará considerablemente, será bajo en piedras calizas porosas (por ej. oolitas) a alto en piedras calizas cársticas. La respuesta de los acuíferos cársticos será la más extrema en términos de disipación del agua de recarga y velocidad de entrada de contaminantes. Los acuíferos cársticos pueden proveer almacenamiento utilizable donde el volumen de agua subterráneo es restringido, por ejemplo, en un acuífero confinado.

Nuevamente, una buena comprensión de la hidrogeología del acuífero, y de los recursos hídricos que contiene, es necesaria para una gestión eficaz.

## 5.8.- Ejemplo de aplicación

Atlantis, una ciudad situada en la costa oeste de Sudáfrica, 50 Km al Norte de Ciudad del Cabo, cubre completamente su demanda de agua potable de  $5,5 \times 10^6$  m<sup>3</sup>/a mediante la gestión de la recarga de un acuífero arenoso superficial. El clima local es mediterráneo, con una media de temperaturas máximas y mínimas de 23,3 °C y 11,8 °C respectivamente. La precipitación media anual es alrededor de 450 mm; sin embargo, cerca del 65% de los eventos de precipitación ocurren durante los meses de invierno, de mayo a septiembre.

Grandes depósitos de sedimentos del Cenozoico, que constituyen un acuífero arenoso no confinado subyacen al área. La capa de arena tiene un espesor de 60 m en el área central, con un promedio de 25 m. Bajo estos sedimentos se encuentran esquistos y areniscas grises. La parte superficial del acuífero está cubierta por dunas de arena móviles o de arena con vegetación. Debido a cambios rápidos de facies en cortas distancias, el acuífero es heterogéneo, anisotrópico y freático a semiconfinado y el rango de transmisividad varía de 50 a 1.300 m<sup>2</sup>/d.

Actualmente, la extracción de agua del acuífero de Atlantis está restringida a dos áreas de pozos, dos grandes cuencas de recarga, que cubren un área aproximada de 500.000 m<sup>2</sup> y se sitúan unos 500 m por encima del gradiente de recarga del acuífero. Las tres fuentes de agua disponibles para recarga son: Escorrentía de tormenta, agua subterránea y agua residual tratada. El agua de tormenta es recolectada mediante cuencas de retención. Se ha establecido un sistema para derivar las aguas de tormenta de zonas industriales de baja calidad fuera de las cuencas de recarga y depositar el agua en cuencas de recarga costera. El agua subterránea se extrae del acuífero arenoso, luego es tratada en una planta de intercambio de iones y ablandamiento del agua, y finalmente distribuida, utilizada, colectada, y tratada junto con la escorrentía de tormenta urbana, para nuevamente ser recargada al interior del acuífero.

Para que el agua residual pueda ser utilizada como fuente de agua de recarga, se ha implementado un sistema de alcantarillado reticulado, esto permite la separación del agua residual proveniente de las áreas residenciales del agua proveniente de las áreas industriales. El agua residual doméstica es tratada en una planta de lodo activado y mezclada con agua de tormenta proveniente de áreas

residenciales, antes de ser descargada en la cuenca de recarga. Los efluentes industriales tratados y el agua de tormenta recolectada de áreas industriales no son considerados como reutilizables para abastecimiento de una ciudad, y son dispuestos en cuencas de infiltración costeras.

Esto provee una forma ambientalmente aceptable de disposición final de agua de escasa calidad, a la vez que constituye una barrera entre el área de pozos de extracción y la posible intrusión salina desde el mar.

El bajo contenido de arcillas del acuífero aluvial limitó los procesos de purificación durante la infiltración y solutos como potasio se detectaron a lo largo de distancias importantes debajo de la cuenca de recarga. Es necesario un control cuidadoso de la calidad del agua que es descargada en la cuenca de recarga de manera de mejorar la calidad del agua de recarga; esto es posible únicamente si se controla la cantidad de agua que se recarga. Si la cuenca de recarga recibe la máxima cantidad de agua disponible, la calidad del agua subterránea se deteriora severamente. Si sólo el agua de mejor calidad es utilizada para recarga, el volumen de la recarga se reduce de manera importante, pero la calidad del agua subterránea mejora. Diferentes estrategias de gestión se reflejan en la calidad del agua de recarga, que a su vez se reflejan en el agua subterránea. Por esta razón, es importante que se incluya flexibilidad en el plan, de forma de posibilitar una gestión que incluya o excluya los distintos componentes del agua de recarga, según las necesidades de calidad de agua y las demandas de abastecimiento.

Gestionar la calidad del agua y, en particular, la salinidad, ha sido uno de los desafíos más grandes del Plan de Aguas de Atlantis. La salinidad en el acuífero de Atlantis proviene de distintas fuentes, por ejemplo, aerosoles salinos arrastrados por el viento desde el Océano Atlántico, lixiviación de afloramientos de esquistos de la roca madre, y de sedimentos de origen marino. El reciclado parcial del agua del sistema, donde el agua residual tratada proveniente de la ciudad es infiltrada al interior del acuífero, contribuye al problema de salinidad.

La importación de pequeñas cantidades de agua superficial es una importante fuente adicional de agua dulce de baja salinidad que ingresa al sistema. El agua residual doméstica e industrial es tratada de manera separada en plantas gemelas de tratamiento y únicamente el efluente final de la planta de tratamiento de agua de origen doméstico es usado para recarga.

La obstrucción de las perforaciones es un fenómeno complejo causado por una variedad de agentes físicos, químicos y biológicos, funcionando individualmente o de manera conjunta. Una disminución del rendimiento de las perforaciones condujo a la detección de problemas de obstrucción extensivos. La naturaleza amplia del problema y la presencia de hierro y sulfato en el agua subterránea llevaron a determinar que se trataba de un problema de obstrucción de origen biológico y relacionado con el hierro, y no de una obstrucción física de perforaciones individuales. Se sospechaba que la raíz principal del problema era el sobrebombeo de las perforaciones, lo que habría permitido el ingreso de oxígeno en el interior del acuífero.

La recarga mejorada de agua subterránea aseguró la sostenibilidad del suministro de agua de Atlantis durante dos décadas y continuará jugando un rol esencial. El plan es altamente costo-efectivo y puede sostener el continuo crecimiento urbano de Atlantis hasta bien entrado el siglo XXI. El plan es capaz de abastecer de agua a un costo del 20% de lo que hubiera sido si el agua superficial por cañería hubiera sido utilizada para suministrar agua potable para Atlantis, como se propuso en una etapa previa. Atlantis representa un prototipo a desarrollar en zonas áridas del sur de África.

## 5.9.- Referencias y bibliografía

Angelakis, A.N., Gikas, P., 2014. Water reuse: overview of current practices and trends in the world with emphasis on EU states. *Water Util. J.* 8, 67-78.

Bendixen, J. E., 1968. Ridge and furrow liquid waste disposal in a northern latitude. *Am. Assoc. Civil Engineering, Journal of the Sanitary Engineering Division*, 147-157.

Bouwer, H., 2002. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal* 10:121-142.

Bouwer, H., 1996. Issues in artificial recharge. *Water Science and Technology* 33 (10-11), 295-302

Committee on Ground Water Recharge, 1994. *Ground Water Recharge Using Waters of Impaired Quality*.

---

Crites, R.W., Middlebrooks, E.J., Reed, S.C., 2006. Natural Wastewater Treatment Systems. CRC Publications.

Custodio, E., Llamas, M.R., 2001. Hidrología Subterránea. Ed. Omega.

Fox, P., Narayanaswamy, K., Genz, A., Drewes, J.E., 2001a. Water quality transformations during soil aquifer treatment at the Mesa Northwest water reclamation plant, USA. Water Sci. Technol. 43, 343-350.

Fox, P., Houston, S., Westerhoff, P., 2001b. Soil Aquifer Treatment for Sustainable Water Reuse. American Water Works Association (AWWA) and AWWA Research Foundation. ISBN: 1-58321-113-0.

Gale, I., Dillon, P., 2005. Strategies for Managed Aquifer Recharge (MAR) in semi-arid areas. UNESCO IHP, Paris

Kadlec, R.H., Wallace, S.D., 2009. Treatment Wetlands, second ed. CRC Press.

Kanarek, A., Michail, M., 1996. Groundwater recharge with municipal effluent: Dan region reclamation project, Israel. Water Sci. Technol. 34, 227e233.

Idelovitch, E., 1978. Wastewater reuse by biological-chemical treatment and groundwater recharge. J. Water Pollut. Control Fed. 50, 2723e2740.

Murray, E.C., Tredoux, G., 1998. Artificial recharge: A technology for sustainable water resource development. Water Research Commission Report No 842/1/98, Pretoria.

NASEM, 2016. Using Graywater and Stormwater to Enhance Local Water Supplies: An Assessment of Risks, Costs, and Benefits. National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. The National Academies Press, Washington, DC.

Pipley, D.P., Saleem, Z.A., 1973. Clogging in simulated glacial aquifers due to artificial recharge. Water Resources Research, vol. 9, nº4, pp. 1047-1057.

---

Ray, C., Grischek, T., Schubert, J., Wang, J.W., Speth, T.F., 2002. A perspective of riverbank filtration. *J. Am. Water Works Assoc.* 94, 149-160.

Salgot, M. 2001. Hygienic aspects of DESAR: water circuits. Chapter 24 in *Decentralised Sanitation and Reuse: concepts, systems and implementation*. P. Lens, G. Zeeman and G. Lettinga (eds.). IWA Publishing, London.

Sharma, S.K., Amy, G., 2010. Natural treatment systems. In: Edzwald, J. (Ed.), *Water Quality and Treatment: Handbook of Community Water Supply*, sixth ed. American Water Works Association and McGraw Hill Inc (Chapter 15).

Sharma, S.K., Chaweza, D., Bosuben, N., Holzbecher, E., Amy, G., 2012. Framework for feasibility assessment and performance analysis of riverbank filtration system for water treatment. *J. Water Supply; Res. Technol. AQUA* 61, 73e81.

Sharma, S.K., Kennedy, M.D., 2016. Soil aquifer treatment for wastewater treatment and reuse, *International Biodeterioration & Biodegradation*.

Thomas, R.L. 1968. Coarse filter media for artificial recharge. Illinois State Water Survey, Dep. Registration and Education. Report of Investigation n° 60. Urbana (Illionois).

Tredoux, G., Murray, E C. and Cave, L C., 2003. Infiltration systems and other recharge systems in Southern Africa. *Management of Aquifer Recharge and Subsurface Storage*. Chapter 8. NCC-IAH Publication. No. 4.

Tsuchihashi R, Asano T, Sakaji RH. 2002. Health aspects of groundwater recharge with reclaimed water. In: Dillon PJ, ed. *Management of aquifer recharge for sustainability*, The Netherlands, AA Balkeman Publishers.

USEPA, 2012. Guidelines for Water Reuse. EPA/600/R-12/618. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

WHO, 2008. State of the Art Report. Health risks in Aquifer Recharge Using reclaimed Water. WHO/SDE/WSH/03.08. World Health Organization.

## 6.- CASOS REALES DE INTEGRACIÓN Y MAXIMIZACIÓN DE LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS DEPURADAS URBANAS EN LA COMUNIDAD VALENCIANA

*Autor: Juan Marco Segura*

*Grupo de Hidráulica e Hidrología, Institut Universitari d'Investigació d'Enginyeria de l'Aigua i Medi Ambient – IIAMA, Universitat Politècnica de València, Camí de Vera s/n, 46022 València, Spain*

### 6.1.- Introducción y problemática

La integración de la reutilización de aguas en los sistemas de recursos hídricos de la Comunidad Valenciana tiene un grave inconveniente en la distribución territorial de la población, la ubicación de los regadíos y los embalses. Es bien sabido que la mayor parte de las ciudades, población e industria valencianas se sitúa en la costa y al nivel del mar. Puesto que las redes de saneamiento son por gravedad, las EDAR se sitúan en muchos casos en la línea de costa o a muy pocos kilómetros de ella y a baja cota. Por otra parte, los sistemas de regadío y comunidades de regantes tienen su toma tierra adentro, lo que obliga a construir largas conducciones con una altura significativa de elevación y pérdidas de carga importantes.

Además, si exceptuamos los municipios eminentemente turísticos, el agua urbana se consume por igual a lo largo del año, o incluso más en invierno. Sin embargo, la demanda potencial de agua reutilizada, que es fundamentalmente el regadío, necesita el agua sobre todo entre Mayo y Agosto. Por lo tanto, los recursos de agua regenerada invernales, en muchos casos se pierden porque los regantes sólo están dispuestos a pagar los costos que comporta la reutilización en verano y con carácter de suplemento o de garantía para sus cosechas. En cambio, en verano hay una fuerte disputa por estos recursos.

La solución a este conflicto, si no se tratara de aguas regeneradas, sería el almacenamiento en invierno para su uso en verano. Sin embargo, los embalses con capacidad suficiente se hallan tierra adentro y aún a mayor altura con lo que esto supone en términos de altura de bombeo, longitud de conducciones y en definitiva un importantísimo coste energético.

En este sentido, la investigación que se propone realizar es un ejemplo real de acoplamiento de una EDAR, a un sistema de regadío deficitario a nivel de estudio de soluciones de la red de conducciones, impulsiones y almacenamiento necesario.

El Grupo de Hidráulica e Hidrología del IIAMA, en dos ocasiones ya realizó estudios de este tipo.

En 1997 se realizó para la Consellería d'Obres Públiques Urbanisme i Transports (COPUT) el "Plan de Reutilización de Aguas Residuales Depuradas del Área Metropolitana de Valencia (J.B. Marco)".

En este estudio se planteaban alternativas de infraestructuras de conducción de reutilización de la EDAR de Pinedo, y otras EDAR de L'Horta, para el sistema de acequias del regadío tradicional de L'Horta, Tribunal de las Aguas, Real Acequia de Moncada, etc... desarrollando una metodología propia para el aprovechamiento máximo del recurso.

Esta metodología se aplicó poco después en el "Plan de Reutilización de Aguas Residuales Depuradas de la Comarca de la Plana de Castellón (J. Catalá Muñoz, 2002)", en relación con la Junta de Aguas de la Plana, es decir las acequias de Burriana, Villarreal, Almazora y Castellón.

El trabajo propuesto es: **Estudio de Soluciones de Infraestructuras de Conducción y Almacenamiento para el uso de Aguas Residuales Depuradas en la EDAR de Pinedo para la Reducción del Déficit Hídrico en las Cuencas Media y Baja del Río Magro y el Canal Júcar – Turia a partir de la impulsión Catarroja - Benifaió.**

En este sentido, las comarcas del Marquesat y parte de la Foia de Bunyol se hallan en una situación límite por el agotamiento y salinización de los acuíferos, y por los recursos tan reducidos del río Magro. Las soluciones a explorar se basan principalmente en los recursos depurados de la EDAR de Pinedo.

La reutilización de aguas residuales depuradas de la EDAR de Pinedo se realiza en la actualidad a través de un conducto e impulsión que concluye en la Acequia Real del Júcar, en T. M. de Benifaió. A causa de los requerimientos de calidad de aguas de la albufera, y de la disponibilidad de agua de la Acequia Real, dicho conducto está infrautilizado. Por esta razón se plantea la extensión del uso potencial de estos recursos, a zonas con menor disponibilidad. En particular se plantea una impulsión desde la obra de llegada a la Acequia Real del Júcar hasta el Canal Júcar – Turia, y la

conexión con diversos sectores de éste, posibilitando el uso directo o la sustitución de riegos en dichos sectores y en las acequias del Marquesat de Llombay (Acequia de Aledúa).

Otro tipo de solución más ambiciosa corresponde con la impulsión directa hacia Turís – Godelleta o incluso el embalse de Forata . También es posible explorar la creación de un nuevo almacenamiento ex profeso para este fin en combinación con el Canal del Magro.

Como antecedente, se desarrolló en 2015 el “Estudio de soluciones para la ampliación de la impulsión de la reutilización de aguas residuales depuradas de Pinedo al Canal Júcar – Turia y sustitución de riegos de la comarca del Marquesat. (T.M. de Alginet y Benifaió, Valencia)” (A. Muñoz Fabra, 2015).

## **6.2.- La reutilización de aguas de Pinedo**

La EDAR de Pinedo dispone de diversas líneas de tratamiento. Entre ellas, hay que destacar la estación Pinedo II, que dispone de tratamiento terciario. Tiene una capacidad de tratamiento de 3 m<sup>3</sup>/s, esto es 94,6 Hm<sup>3</sup>/año. Por las características del efluente de tratado es la que reúne mejores características para la reutilización.

En principio, al plantearse la reutilización del efluente de Pinedo, se construyó un paso bajo el nuevo cauce del Turia, que acomete al canal principal de distribución de la Acequia del Oro. Esta acequia, cuyo nombre oficial es el de Canal del Turia, fue construida en el primer tercio del siglo XIX para bonificar tierras del entorno de la Albufera, aguas abajo de las redes de riego tradicionales de las acequias de Favara y Rovella. Por su situación derivaba los caudales que no eran utilizados por las acequias del Tribunal de las Aguas de la Vega de Valencia y la Real Acequia de Montcada.

Al construirse la Solución Sur pasó a abastecerse desde al Azud del Repartiment, aunque con su umbral de toma a nivel superior a las restantes acequias. En la actualidad, con la progresiva explotación de las aguas del Turia, los caudales restantes se han reducido de tal manera que se planteó la sustitución por agua de reutilización, incluso con anterioridad a la construcción de la EDAR de Pinedo II.

La Acequia del Oro tiene en su zona regable exclusivamente cultivo de arrozal, el cual sólo necesita agua en cuatro meses, de mayo a agosto. Su demanda, según el Plan Hidrológico de Cuenca, es de

---

22,5 Hm<sup>3</sup>/año. El resto del agua depurada se planificó que sería utilizada para la rehidratación de la Albufera. Sin embargo, existe una reticencia importante para su uso directo en un humedal protegido, de modo que en la actualidad las aguas depuradas restantes se envían al mar.

### **6.3.- La conducción Catarroja-Benifaió**

Con la esperanza de encontrar un uso a estas aguas, la sociedad de desarrollo Aguas del Júcar, parte de AQUAMED, diseñó y construyó una impulsión desde el final de la Acequia del Oro, que había sido previamente recrecida hasta la capacidad necesaria, hasta un punto en la Acequia Real del Júcar situado en término municipal de Benifaió, aguas arriba de la galería de Espioca. De este modo, se dominaban los sectores finales de dicha acequia en Picassent, Silla, Alcácer y Albal, que totalizan 4925 Has.

Se trata de una conducción en presión de 16,5 Km. de longitud, que discurre desde Catarroja por el camino viejo de Ruzafa y la vía de servicio de la antigua N-340 hasta Almussafes, donde contornea por el sur la fábrica Ford y el polígono industrial Juan Carlos I hasta su vertido a la acequia Real en el punto antes indicado. La figura adjunta nos muestra su trazado.



**Figura 1.** Trazado de la tubería de presión de reutilización a Benifaió

El conducto se diseñó con un diámetro de  $\varnothing 1.200$  mm. de hormigón con camisa de chapa de acero. El caudal de diseño es de  $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ . La altura geométrica de elevación va desde la cota  $+2$  a la  $+24$  en Benifaió. Si a ello se le añaden las pérdidas de carga a razón de  $0,85 \text{ m/Km}$ . y las pérdidas localizadas la altura manométrica de la impulsión es de  $37 \text{ m}$ . a caudal máximo.

El volumen máximo de reutilización sería en este caso de  $47,3 \text{ Hm}^3/\text{año}$  funcionando en continuo. Esta cantidad es inferior a la disponibilidad en Pinedo de agua depurada, por lo que el suministro estaría garantizado, incluso simultáneamente a la demanda de pico de la Acequia del Oro, que es prioritaria.

Sin embargo, esta conducción no ha entrado en servicio por tres razones básicas de planificación. En primer lugar, el vertido a la Acequia Real se sitúa aguas arriba de un bombeo de emergencia que conecta este canal con el canal Júcar-Turía, que abastece de aguas a las plantas potabilizadoras de

Picassent y Manises. Por tanto, si entrara en funcionamiento podría quedar esta infraestructura inutilizada. La legislación sanitaria prohíbe el uso por agua reutilizada de conductos que se puedan usar para consumo humano.

En segundo lugar, la Acequia Real tiene derechos prioritarios al uso del agua del Júcar. Por lo tanto, sólo precisa usar el agua que reutilizaría como emergencia frente a una sequía extrema.

Por último, el coste del agua reutilizada, aun siendo relativamente asequible es mucho más caro que su fuente de suministro propia, que es por gravedad y con conducciones completamente amortizadas. En otras palabras, el uso del agua regenerada tendría que hacerse a coste cero.

Como ya se ha mencionado en la introducción, estos son los problemas clásicos que se plantan cuando el usuario desea la reutilización tan sólo como un recurso de emergencia.

#### **6.4.- Usuarios potenciales del agua regenerada**

Si se desea aprovechar aguas regadas a partir de la conducción antes descrita, es necesario determinar las unidades de demanda que son potenciales usuarios en la zona.

Ya se ha mencionado que la Acequia Real del Júcar riega todo el espacio comprendido entre su traza a la cota 24 y la Albufera.

El usuario potencial más importante es el canal Júcar-Turia. El canal Júcar-Turia discurre desde la presa de Tous en el río Júcar hasta Manises. Su finalidad es doble: En primer lugar es la base del abastecimiento urbano de Valencia y su área metropolitana, ya que abastece a las ETAP de Picassent y Manises. En segundo lugar, abastece al riego de 22861 Has. De ellas 14732 Has. se hallan localizadas en la margen derecha del canal, comprendidas entre la cota 70 a la que se halla la traza del canal y la cota 24 a la que discurre la Acequia Real del Júcar. En la margen izquierda se hallan 8129 Has. las cuales riegan por elevación con bombeos comunitarios desde el canal que alcanzan hasta la cota 140 en algún caso.

Los riegos del canal Júcar-Turia, son mixtos en uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas. En efecto, en toda la zona existen pozos de bombeo que explotan el acuífero de la Plana de Valencia-Norte (masa de agua 080.141), Plana de Valencia-Sur (masa de agua 080.142), la

---

Contienda (080.143) e incluso la extremidad oriental del acuífero de Buñol – Cheste (080.140). La profundidad del nivel freático oscila entre 30 y 120 m.

Las extracciones de agua del Júcar no cubren sino un 50,48 % de la demanda de la UDR correspondiente. El coste del agua del Júcar se corresponde con el canon correspondiente del sistema del Júcar, ya que el agua llega al Canal por gravedad. En los sectores de la margen izquierda hay que añadir el coste del bombeo desde la cota 70 a la que se halla la traza del canal. Estos bombeos son específicos para cada sector. Muchos de ellos disponen de bolsas de acumulación en cabeza o en cola, por lo que pueden acumular el agua y bombearla en el horario económicamente más favorable.

Por razón de economías de escala y por una menor altura de elevación que desde el freático, el agua del Júcar tiene un menor coste que el agua subterránea, pero éste no es obstante sustancial. El costo de utilización del agua regenerada será competitivo con el del agua subterránea.

Cada sector de riego corresponde a una comunidad de regantes diferente e independiente. La titularidad del canal corresponde al Estado y es gestionado por la Confederación Hidrográfica del Júcar, existiendo una comunidad general de usuarios del mismo. Hay que hacer notar que puesto que el canal Júcar-Turía es utilizado para el abastecimiento urbano, el agua regenerada no debe, en ningún caso, mezclarse con el agua del canal. Por lo tanto, el suministro ha de efectuarse individualmente a cada sector, desarrollando una infraestructura paralela que pueda discurrir por el propio camino de servicio del canal.

Las figuras adjuntas nos muestran los diferentes sectores de riego del Canal Júcar-Turía y aquellos que, como más adelante se justifica, se considera factible su alimentación con agua regenerada. La tabla adjunta nos muestra las superficies de estos sectores.

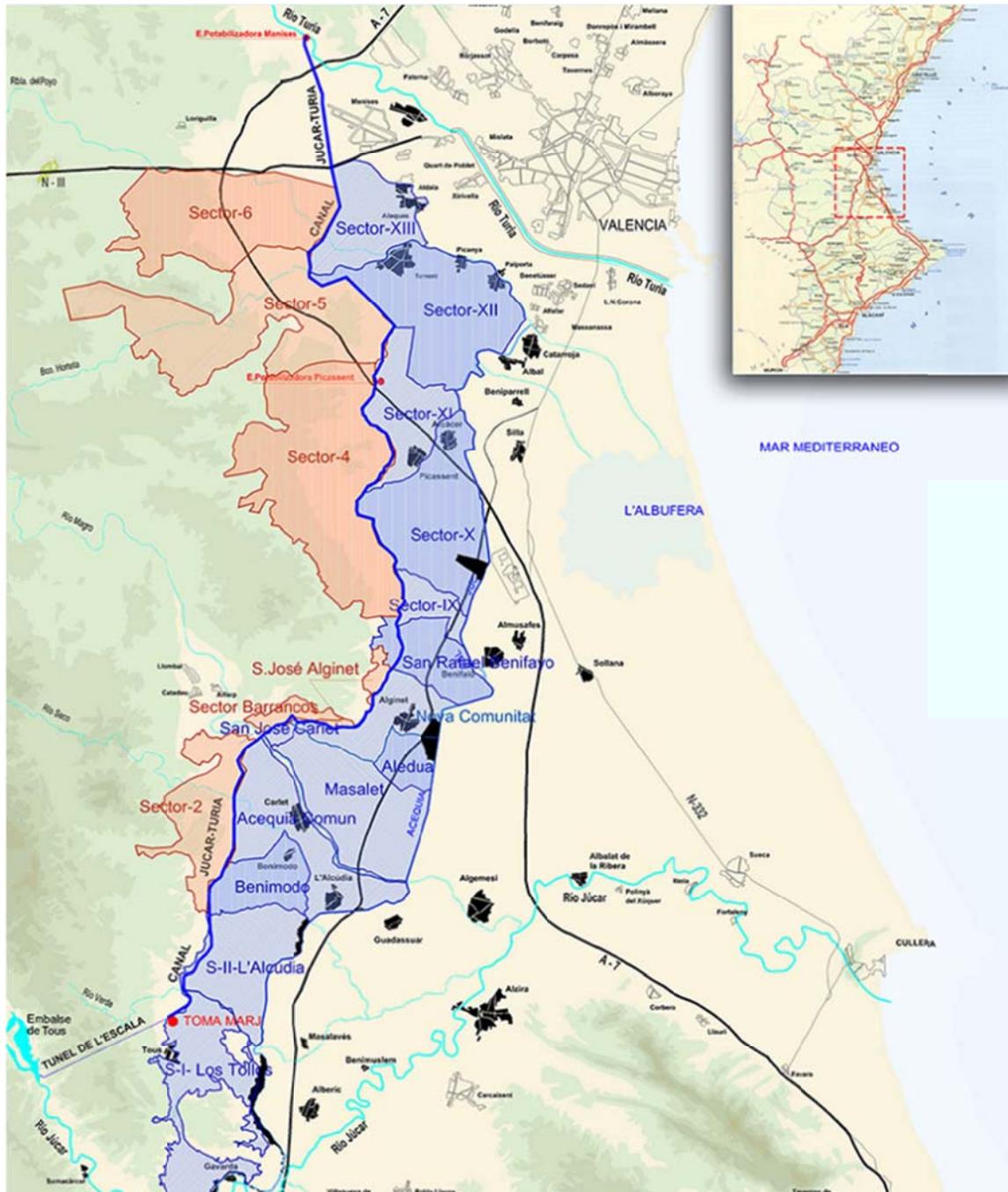
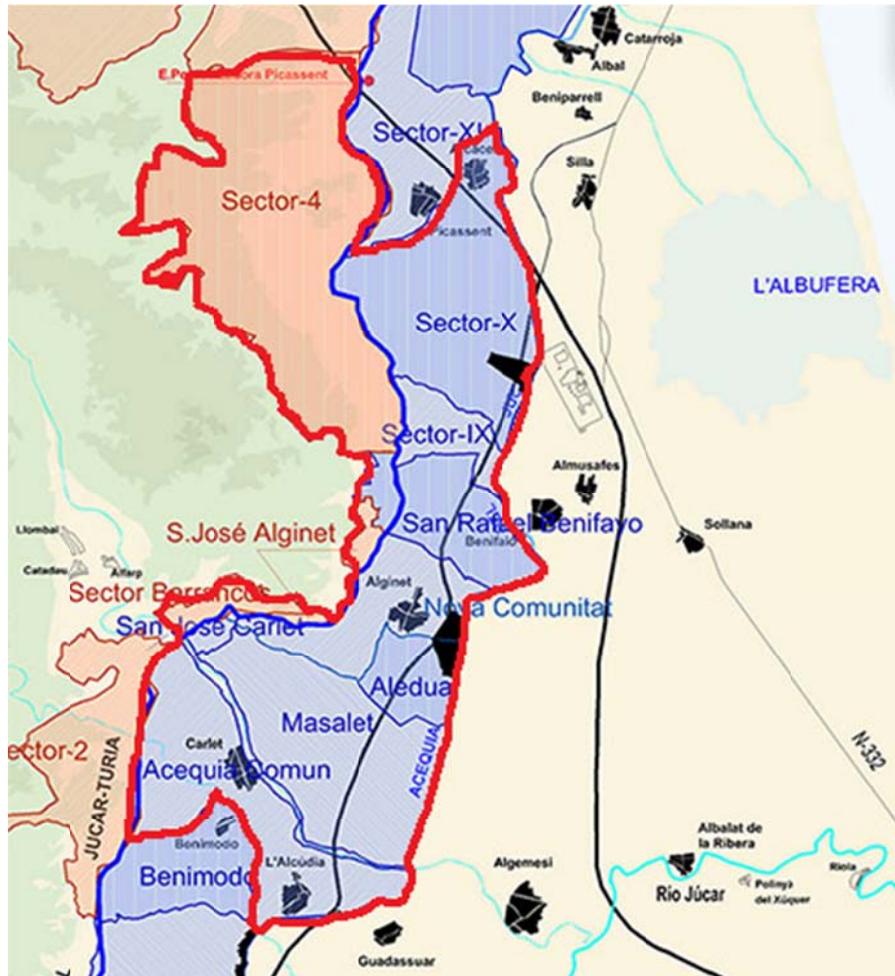


Figura 2. Sectores de Riego del Canal Júcar-Turía



**Figura 3.** Sectores del Canal que pueden utilizar agua regenerada en forma factible económicamente

**Tabla 1.** Comunidades del Canal Júcar-Turia consideradas para la reutilización de aguas

Comunidad de Regantes	Margen	Superficie (Has.)
Sector 4	Izquierda	3.319,85
Sector X	Derecha	1.958,46
Sector IX	Derecha	525,79
San Rafael	Derecha	725,75
San José-Carlet	Izquierda	120,60
Nova Comunitat	Derecha	621,67
San José-Alginet	Izquierda	147,99
Massalet	Derecha	2.021,40
Alcudia	Derecha	452,77
Carlet	Derecha	1.367,15

De estos sectores hay que señalar especialmente a las comunidades de Acequia de Carlet, Massalet y Alcúdia. Estas comunidades tenían su riego establecido desde el río Magro, pero por los problemas hidrológicos de éste se incorporaron al canal Júcar-Turia desde el primer momento. Las acequias correspondientes se seccionaron a partir del acueducto del canal sobre el río Magro.

No se ha considerado la incorporación de los sectores al sur del citado conducto por su lejanía y por la necesidad de cruzar el valle sin perder cota. Tampoco se ha considerado factible la incorporación a los esquemas de reutilización de los sectores en el Pla de Quart, ya que exigirían una conducción de retorno de la misma longitud que la actual en sentido contrario, lo que supone un absurdo y pone en entredicho todo el proyecto.

## 6.5.- Regadíos del Magro

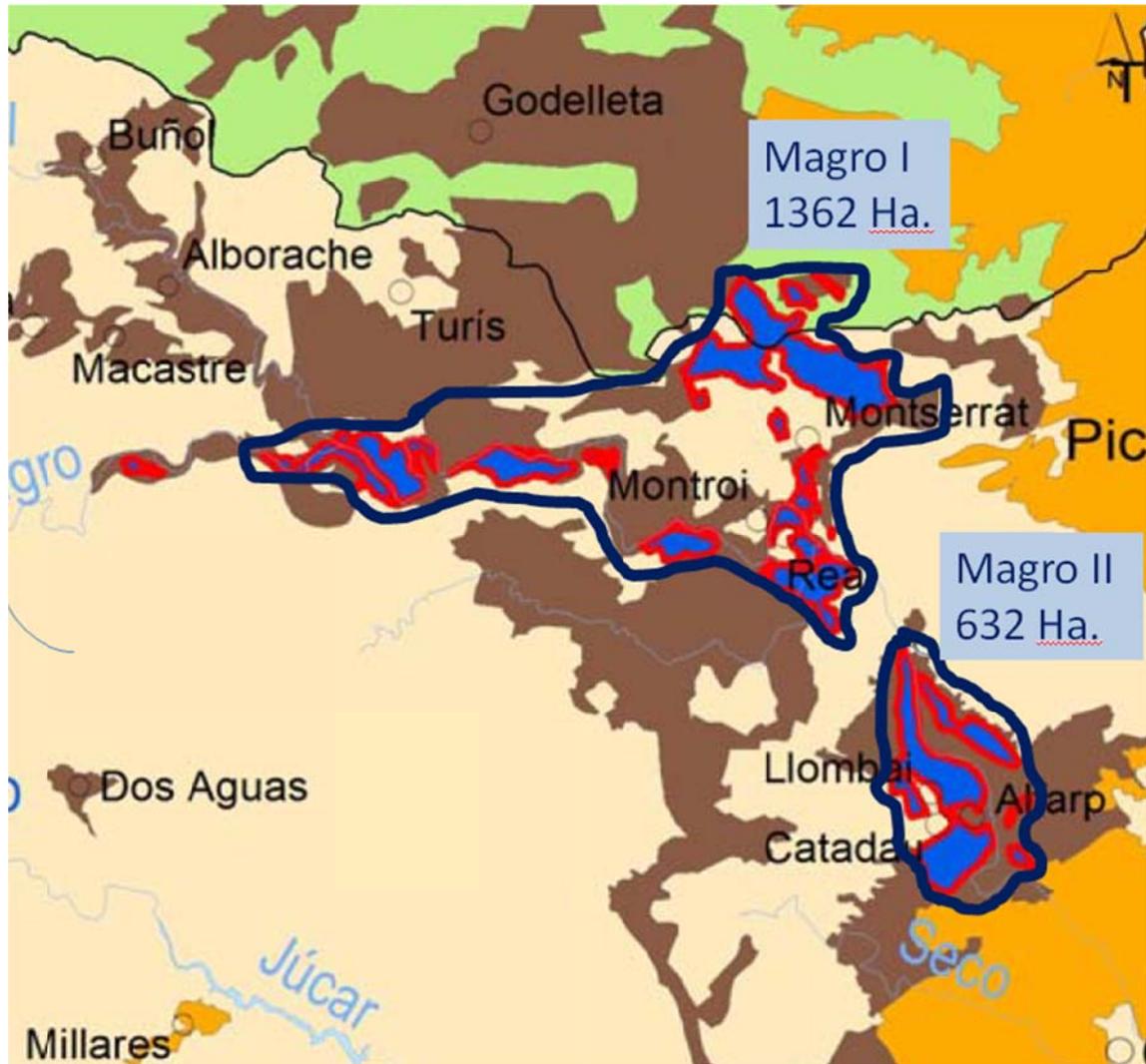
El río Magro, afluente del Júcar, conforma un subsistema casi independiente. A pesar de su extensa cuenca (1544 Km<sup>2</sup>.) tiene muy pocos recursos propios. La cuenca alta está constituida por el altiplano de Utiel-Requena. Los acuíferos de borde drenan hacia otras cuencas. Por esta causa y el incremento de la explotación en la cuenca alta en el embalse de Forata los recursos del río se han reducido a 8 Hm<sup>3</sup>/año.

Históricamente el regadío del Magro estaba constituido por las acequias de Llombai, Alcúdia, Carlet y Massalet que tomaban sus aguas en el congosto situado entre Montroi y Llombai. Estos riegos dominaban una amplia zona del cono aluvial del Magro, pero sus recursos no eran suficientes para la puesta en regadío de todo el territorio dominado. Las aguas subterráneas estaban bastante profundas, por lo que el desarrollo fue bastante tardío.

Al construirse el canal Júcar-Turia, se incorporaron a este las comunidades de Carlet, Alcúdia y Massalet en su mayor parte, subsistiendo en el Magro la acequia de Llombai y las cabeceras de estas acequias entre la cota 70 y la 100 en la comarca del Marquesat de Llombai. Estos riegos suponen 632 Has.

Al construirse el embalse de Forata y segregarse el riego de la cuenca baja, se creó el canal del Magro, para el riego en el Vall d'Alcalans, fundamentalmente en términos de Turís, Montserrat, Montroi y Real de Montroi. Este canal que parte del embalse de Forata domina una amplia extensión, 3.500 Has. de la margen izquierda, ya que su trazado discurre muy alto, a cota 270. Sin embargo, sólo 600 Has. disponen de riego efectivo. El resto de la superficie son secanos o regadío con aguas subterráneas, sobre todo en las zonas altas que se hallan sobre el acuífero de Buñol-Cheste, en su extremidad sur.

La figura adjunta muestra el reparto entre riegos con aguas superficiales y aguas subterráneas en el Magro medio y bajo.



**Figura 4.** Superficies en riego en el Magro medio y bajo

La divisoria de cuenca entre el Magro y los barrancos de Picassent se sitúa a la cota 195. Por razones hidráulicas es necesaria y conveniente la rotura de carga de las impulsiones, así como la ubicación del almacenamiento correspondiente si fuera posible a dicha cota. Así, en la figura se ha señalado la superficie en riego que se halla en el Vall d'Alcalans a cota inferior a la de la divisoria. En total, se dominan 1.300 Has. con el reparto de la tabla adjunta.

**Tabla 2.** Superficies a considerar en la reutilización en Riegos del Magro

<b>Magro I – Vall d’Alcalans</b>	
A. Subterráneas Turis	250
A. Subterráneas Montserrat	170
A. Subterráneas Montroi	280
B. Canal de Forata	600
	<b>1.300</b>
<b>Magro II – Marquesat de Llombai</b>	
Acequia de Llombai	193
Acequia de Aledúa	292
Otros	105
	<b>600</b>

Como ya queda dicho, los recursos remanentes en el Magro regulados en Forata apenas pueden mantener 600 Has. en regadío. Por otro lado, los pozos que explotan el acuífero Buñol-Cheste en la zona, se hallan en mala situación ya que el borde sur es impermeable por la importante masa de arcillas y yesos del Keuper que se halla en el Vall d’Alcalans. La recarga del acuífero es en esta zona muy escasa y el contacto con los yesos provoca la salinización de los pozos si éstos se sobreexplotan.

Por lo tanto, el uso de agua regenerada puede resolver la problemática del medio y bajo Magro, bien en la zona Magro I o II. En el primer caso basta con superar la cota 195, es decir la divisoria de cuenca. En el segundo caso es necesario llevar el agua bien directamente o por intercambio con el canal Júcar-Turia desde la cota 70 del canal hasta la cota 100 a la que se hallan los azudes en el Magro.

## 6.6.- Demanda hídrica

Para la determinación de la demanda hídrica de las comunidades de regantes implicadas se ha utilizado la previsión del Plan Hidrológico de Cuenca 2015-2021 de la Confederación Hidrográfica del Júcar.

Las comunidades de regantes implicadas se agrupan a estos efectos en cuatro UDA. La tabla adjunta nos presenta las UDA con sus demandas, eficiencias y dotaciones.

**Tabla 3.** Unidades de Demanda Agregadas-Características

UDA	Nombre	Asignación Hm <sup>3</sup>		Dotación bruta (m <sup>3</sup> /ha.)	Eficiencia
		2016	2021		
082 034A	Vega de Valencia	85,09	50,85	16714	0,239
082 054B	Acequia Real del Júcar	231,67	171,67	11254	0,391
082 045A	Riegos del Embalse de Forata	7,84	7,84	6364	0,595
082 052A	Canal Júcar-Turia	121,08	121,08	4873	0,660

Como se ve, para las zonas implicadas en la reutilización, las dotaciones son ya estables y por tanto pueden considerarse fiables en la planificación.

Para estas dotaciones, el Plan Hidrológico señala las curvas de demanda unitarias a considerar que se presentan en la tabla siguiente:

**Tabla 4.** Reparto mensual de la demanda para riego en % según P.H.N. (CHJ, 2015)

Mes	Riegos l'Horta	Canal Júcar-Turia	Canal del Magro
Octubre	2,50	6,49	7,27
Noviembre	0,84	1,38	1,30
Diciembre	1,85	2,70	2,24
Enero	0,89	1,39	1,03
Febrero	1,16	2,11	1,82
Marzo	8,89	6,34	5,28
Abril	6,78	5,49	4,67
Mayo	21,83	8,23	7,50
Junio	16,90	16,60	16,21
Julio	21,20	21,57	22,46
Agosto	11,10	17,41	18,81
Septiembre	6,06	10,29	11,41

Conocidas las dotaciones y demandas unitarias, se pueden calcular las demandas y su caudal de pico necesario sin regulación para cada una de las zonas potenciales de uso del agua regenerada como se presenta en la tabla adjunta.

**Tabla 5.** Demandas y caudales de punta de las zonas regables

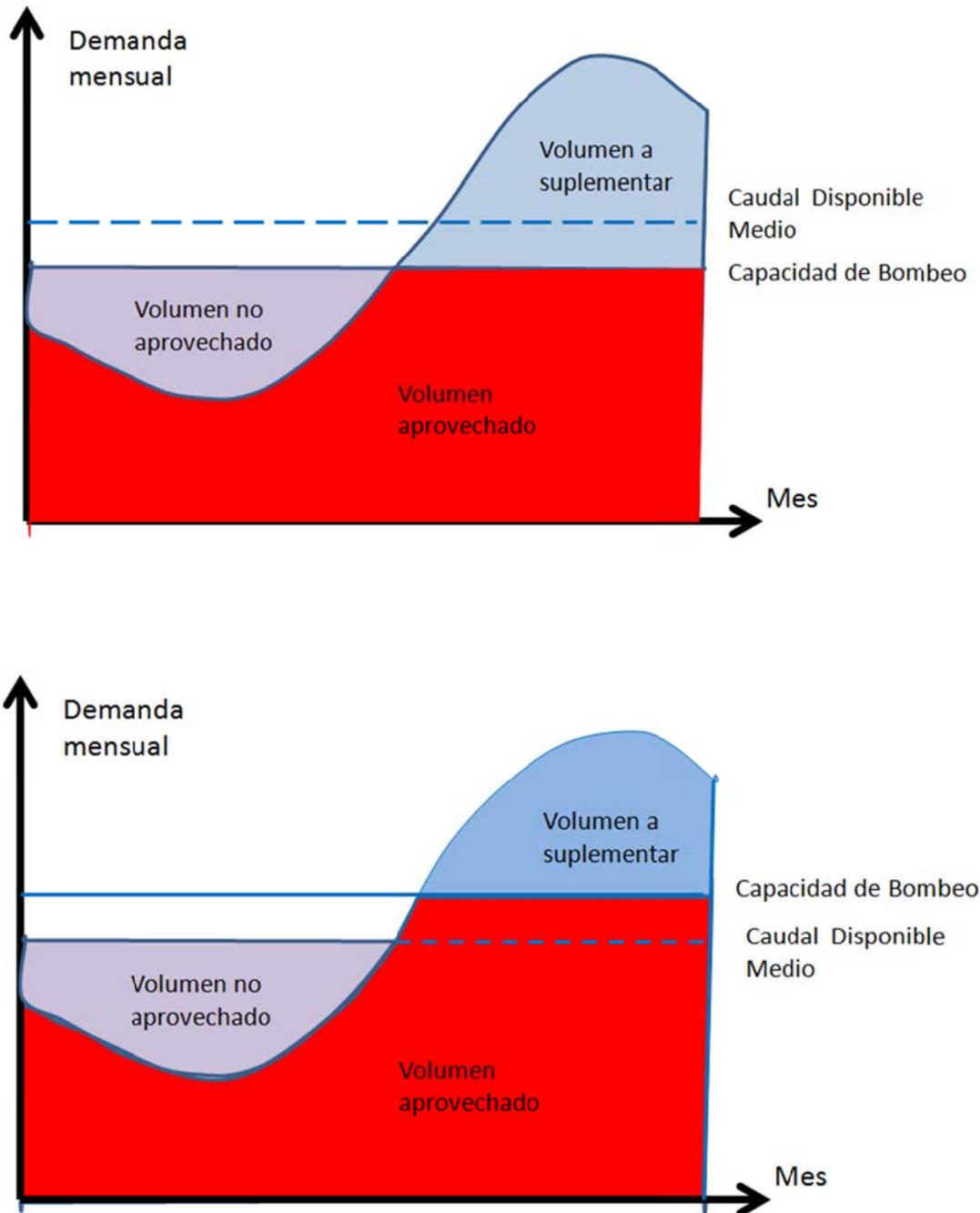
Zona	Superficie (ha.)	D. Unitaria (m <sup>3</sup> /s)	D. Total (Hm <sup>3</sup> )	Pico (Hm <sup>3</sup> /mes)
Magro I	1.297	6.369	8,254	0,687
Magro II	632	6.364	4,022	0,334
Magro Subterráneos	3.841	4.873	18,717	1,558
Barrancos S. José Alginet y Carlet	369	9.873	1,798	0,150
Nova Comunitat	622	4.873	3,031	0,252
S. Rafael	726	4.873	3,538	0,294
Sector IX	526	4.873	2,563	0,213
Sector X	1.958	4.873	9,541	0,794
Sector 4	3.320	4.873	11,178	1,346
	<b>13.291</b>		<b>53,082</b>	

## 6.7.- Necesidades de regulación anual

La reutilización de aguas urbanas depende en forma crucial de resolver la regulación anual. En efecto, la producción de agua regenerada es continua mientras que su uso para el riego se produce con una punta muy acusada entre mayo y agosto en cuatro meses. Por tanto, vamos a determinar en primer lugar el volumen necesario de regulación y el aprovechamiento para una hectárea de riego si se dispone de una determinada capacidad de bombeo o bien de una limitación de concesión según porcentaje de la demanda.

Estas cantidades son diferentes si el suministro se realiza en base o en punta de la curva de demanda. En otras palabras, si el agua regenerada se utiliza como primera fuente de suministro o

bien para cubrir los picos. Para el suministro en base, estos conceptos se clarifican a través de los gráficos de la figura adjunta.



**Figura 5.** Regulación anual para consumo en base desde una fuente continua

Los gráficos son diferentes según sea la capacidad de bombeo superior o inferior a la media de consumo. Si el consumo es en base, éste es igual a la demanda mientras se mantenga inferior a la capacidad de bombeo o concesión. Los valores por encima de la capacidad de bombeo han de ser suministrados por otra fuente de recursos, mientras que los que quedan por debajo del caudal menor entre la media y la capacidad de bombeo, son volúmenes no aprovechados de agua regenerada. Estas aguas son las que son susceptibles de aprovechamiento a través de la capacidad de regulación.

Se ha procedido a calcular estas cantidades con la curva de demanda del canal Júcar-Turía, ya que es el usuario potencial más importante. La diferencia con otras curvas de demanda es además muy escasa.

**Tabla 6.** Déficit o superávit (% de la demanda anual) y volúmenes aprovechables

Déficit (+10) superávit (-) (% mensual de la demanda)

Mes	Demanda %	Capacidad de bombeo/concesión (% mensual de la demanda)						
		(media)						
		(pico)						
		4%	6%	8,33%	10%	12%	15%	21,57%
Octubre	6,49	2,49	0,49	-1,84	-3,51	-5,51	-8,51	-15,08
Noviembre	1,38	-2,62	-4,62	-6,53	-8,62	-10,62	-13,62	-20,19
Diciembre	2,70	-1,30	-3,30	-5,63	-7,30	-9,30	-12,30	-18,87
Enero	1,39	-2,61	-4,61	-6,94	-8,61	-10,61	-13,61	-20,18
Febrero	2,11	-1,89	-3,89	-6,22	-7,89	-9,89	-12,89	-19,46
Marzo	6,34	2,34	0,34	-1,99	-3,66	-5,66	-8,66	-15,23
Abril	5,49	1,49	-0,51	-2,84	-4,51	-6,51	-9,51	-16,08
Mayo	8,23	4,23	2,33	-0,10	-1,77	-3,77	-6,77	-13,34

Junio	16,60	12,60	10,60	8,27	6,60	4,60	1,60	-4,97
Julio	21,57	17,57	15,57	13,24	11,57	9,57	6,57	0
Agosto	17,41	13,41	11,41	9,08	7,41	5,41	2,41	-4,16
Septiembre	10,29	6,29	4,29	1,95	0,29	-1,71	-4,71	-11,28
Volumen del pico		60,42	44,93	32,55	25,87	19,58	10,58	0
Volumen del Valle		8,42	16,93	32,55	45,87	63,58	90,58	158,84
Volumen suministrado		39,58	55,07	67,45	74,13	80,42	89,42	100,00
Volumen aprovechable con regulación		8,42	16,93	32,55	25,87	19,58	10,58	0

Como se observa, si no se dispone de regulación es necesario construir toda la infraestructura de bombeo para las puntas y, en tal caso, se compromete una cantidad importante de recursos invernales de caudal de agua regenerada, que hay que verter al mar. Por lo tanto, la posibilidad de regulación en cola del bombeo es una cuestión primordial para la economía de la reutilización.

## 6.8.- Posibilidades de regulación

En primer lugar, vamos a analizar la Geología e Hidrología de la zona de uso potencial. Las zonas regables consideradas se hallan en los pies de monte de la divisoria de aguas entre el Magro y los barrancos de Torrent, Picassent y otros cauces que confluyen en la Albufera.

### Geología

Los sedimentos más antiguos corresponden con un gran diapiro de arcillas y yesos del Keuper, que abarca desde Alborache y Macastre por el Oeste hasta 2 Km. al este de Montserrat y en una banda de un ancho de 4 Kms. de norte a sur. Sobre estos sedimentos blandos y solubles se ha desarrollado el fondo del valle dels Alcalans, por el cual discurre el río Magro. Justo en esta zona se halla la mayor parte de la zona regable del embalse de Forata. El espesor de esta formación es de

unos 250 m. Sobre el Keuper aflora invertido en algunas cumbres la serie caliza-dolomítica del Muschelkalk en forma de láminas rotas o escamas.

El Jurásico no aparece representado en la zona, pero sí el Cretácico Superior al cual pertenece el núcleo del macizo del Besorí, entre Llombai y Alginet. Esta sierra está constituida por un conjunto dolomítico de edad Cenomaniense al Coniacense y sobre él, una serie de calizas micríticas del Santoniense al Campaniense siempre en una facies marina. Con un espesor cercano a los 200 m. y finalmente 70 m. de margo-calizas lacustres. Al norte, fuera ya de la zona de estudio, la sierra Perenchiza tiene estructura similar, aislada.

El espacio comprendido entre la sierra Perenchiza al norte, el Besorí y la masa triásica por el sur está ocupado por un potente depósito neógeno que es el característico de la zona, y que se extiende desde el Turia y Buñol hasta el cuaternario de la plana de Valencia. Este espacio se genera a partir de una cubeta que se rellena con sedimentos continentales o lacustres y que más al este, en concreto en la zona de interés, se generan en un ambiente salobre.

En general, en la zona de interés al norte se presenta la facies que el IGME(1980) define como Mioceno de Chiva. En síntesis consta de:

- 34 m. de arcillas rojas con concreciones calcáreas y tramos de arenas.
- 40 m. de arcillas rojas y margas limoarenosas
- 15 m. de limos margosos
- 14 m. de calizas arenosas
- 72 m. de microconglomerados, arenas y margas marinas

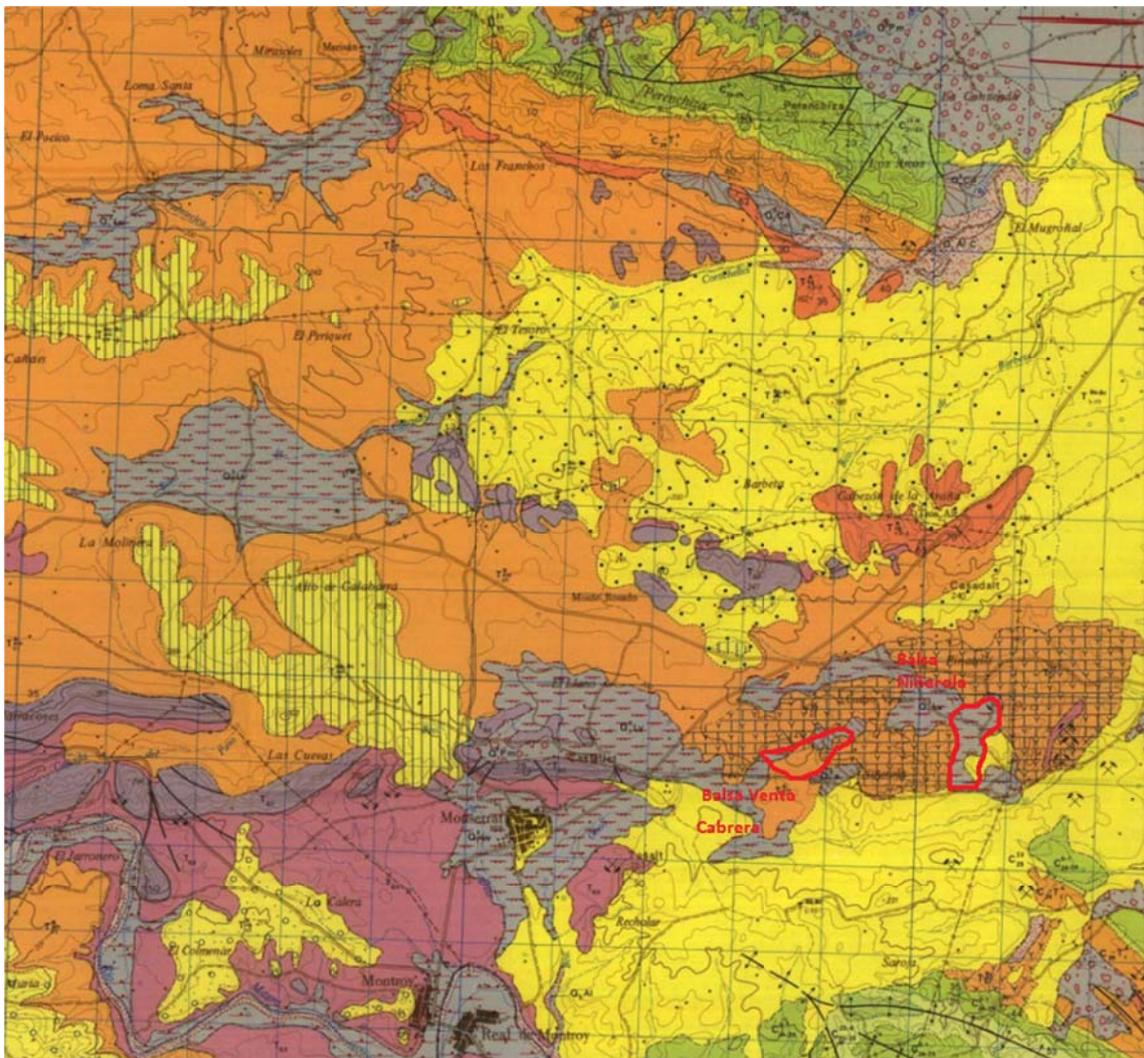
Es decir, un primer tramo continental más impermeable y unos estratos marinos detríticos más permeables. Esta formación constituye la mayor parte del acuífero de Buñol-Cheste. Más hacia el sur, la capa superior de la formación antes descrita evoluciona hacia una alternativa de areniscas y arenas con intercalaciones margosas generadas en un ambiente marino de playa. En conjunto, su espesor y permeabilidad son mucho menores cuando más hacia el sur, en el contacto con el macizo del Besorí.

Finalmente, hay que señalar una pequeña zona denominada Formación de Niñerola, al sureste de Venta Cabrera. En dicho lugar, la columna estratigráfica consta de 300 m. de yesos bituminosos y

calizas lacustres en bancos con interacciones margosas. Este conjunto también es relativamente poco permeable, aunque soluble y muy deformable, que pudiera pertenecer al Plioceno.

Por último, aparecen sedimentos cuaternarios en las zonas más llanas de escaso espesor. Se trata de limos rosados ricos en carbonatos y con cantos calizos.

La figura adjunta tomada de la cartografía 1:50.000 del IGME (1980) nos muestra la geología de esta zona.



**Figura 6.** Geología de la zona de posible ubicación de una balsa de regulación. IGME (1980)

## Hidrogeología

En la zona de interés, la mayor parte de los terrenos son permeables. Únicamente la masa de arcillas y yesos triásicos forma una barrera impermeable de este a oeste.

Al norte de la misma se halla el extenso acuífero de Buñol-Cheste, que se desarrolla en el Mioceno detrítico. Este acuífero recibe una recarga lateral importante por el oeste y a su vez descarga hacia el este al acuífero detrítico cuaternario de la plana de Valencia Norte.

Por las características variables que tiene la formación Miocena en planta, su transmisividad hidráulica se va reduciendo hacia el sur, hasta el punto de que se considera que el contacto con el macizo del Besorí es cerrado. En otras palabras, que la barrera impermeable del Triásico se prolonga por el este hacia Picassent y las colinas de Espioca, donde se sitúa la prisión, y la factoría Ford, hasta la Albufera. Por tanto, esta banda separa dos ámbitos hidrológicos al norte y al sur de la misma.

Por el sur, el acuífero de la Contienda corresponde a las dolomías del Besorí. Se trata de un acuífero consolidado que drena por el oeste, sur y este hacia la Ribera del Júcar, es decir, hacia el acuífero de la plana de Valencia Sur. La figura adjunta nos muestra la piezometría de nuestra zona.

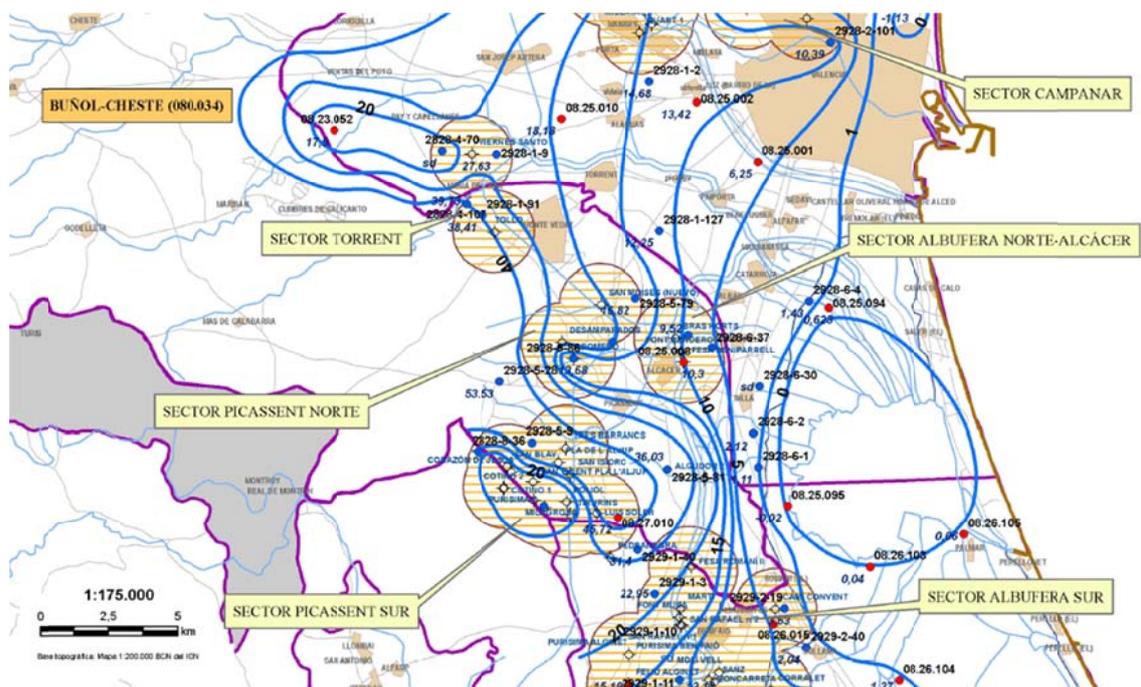


Figura 7. Piezometría en la zona de estudio. IGME (2007)

---

## Emplazamiento de Posibles Embalses de Regulación

La litología e hidrogeología expuestas ya dicen muy claramente que la creación de un embalse o balsa de regulación por bombeo desde Pinedo son muy escasas, aunque no nulas.

Como ya queda dicho, todas las formaciones son más o menos permeables excepto el Triásico. Pero este último es una formación plástica por lo que no es factible la construcción de una balsa en estos terrenos, por seguridad. Por tanto, habrá que buscar en las zonas más impermeables del borde sur del acuífero de Buñol-Cheste, y aun así, será probablemente necesaria la impermeabilización del vaso.

Al norte, la formación es más permeable hacia Torrente y la Sierra Perenchiza, y aparte existen innumerables urbanizaciones. Al sur, el acuífero de la Contienda, aparte de permeable no tiene relieves demasiado escarpados y lineales, por lo que es imposible lograr la capacidad necesaria.

Las posibilidades, por tanto, se reducen al espacio situado al sur de la carretera CV-415 y al norte de las calizas del acuífero de la Contienda, al este del caso urbano de Montserrat. En esta zona se han podido localizar dos emplazamientos relativamente libres de urbanización y con posibilidades de diques de cierre con dimensiones razonables.

El primero de ellos al sureste del cruce de Venta Cabrera. En este emplazamiento puede construirse una balsa con capacidad para 1.736.000 m<sup>3</sup> con dos diques de 17 m. de altura máxima. Los sedimentos de fondo corresponden a las arcillas de la formación Mioceno de Chiva, y los diques al Mioceno marino. El uso actual del suelo es seco con cereal. Se sitúa entre las cotas 180 y 197, de modo que domina la zona que denominamos de Magro I. Sin embargo, por su capacidad cubre un 70% de la regulación necesaria para esta zona, que es de 2,65 Hm<sup>3</sup>. Este embalse sería, por tanto, en principio para el servicio de esta zona.

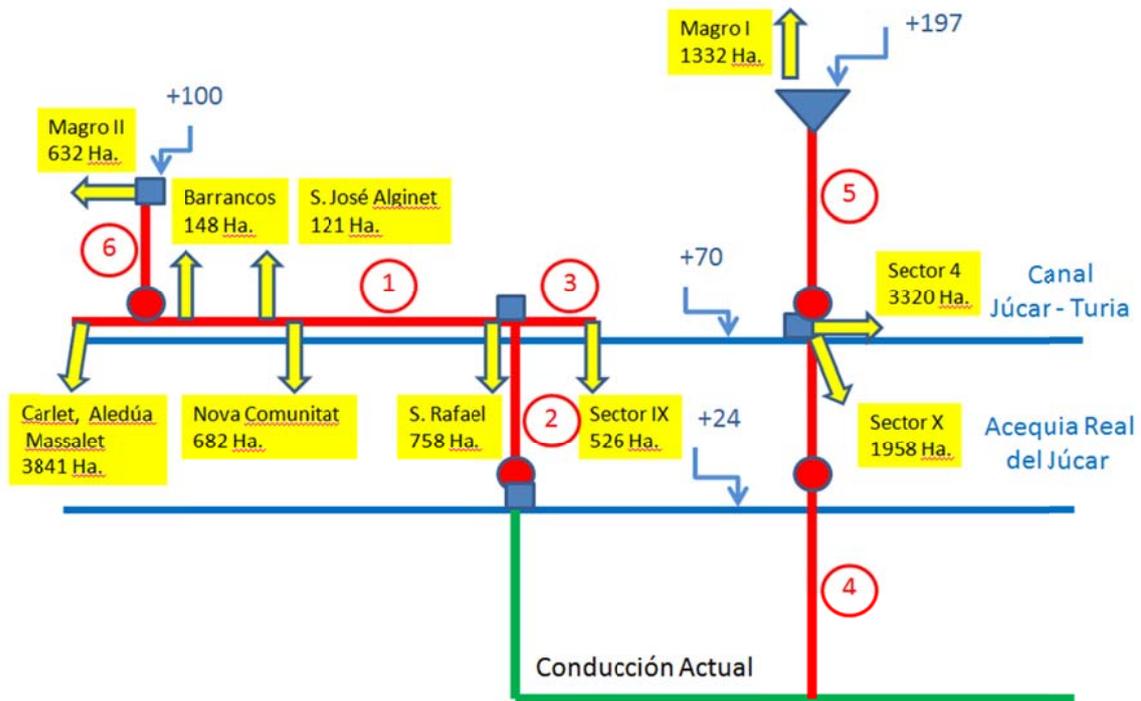
Existe otra posibilidad en el Mas de Niñerola. Aquí existe una amplia extensión de terreno llano en bandeja, rodeado de cerros con paredes abruptas. Su extensión es próxima a las 100 Has. y allí puede construirse un embalse con cerca de 12 Hm<sup>3</sup> de capacidad, con un dique de 12 m. de altura situado entre las cotas 150 y 162. Sin embargo, el terreno está íntegramente ocupado por dos grandes y modernas explotaciones de cítricos. Los terrenos circundantes pertenecen a la formación



**Tabla 7. Hipótesis Consideradas**

Hipótesis consideradas	
H1	Se envía todo el caudal al acueducto del Magro
H2	Se envía al acueducto del Magro sólo la dotación de Magro II Se cubre la demanda del tramo S. Rafael – Nova Comunitat – barrancos y se envía el sobrante a las comunidades del Magro.
H3	Se envía al acueducto del magro sólo la dotación de Magro II Se cubre todo el canal Júcar-Turia entre el Magro y el sector IX
H4	Se cubre el canal Júcar-Turia desde Nova Comunitat al Sector X Se permuta con el Júcar para Magro II
H5	Se cubre Magro I y el sector 4 del canal Júcar-Turia
H6	Se cubre Magro I y el sector X
H7	Se cubre Magro I con la balsa de Venta Cabrera Se cubren los sectores 4 y X del canal Júcar-Turia
H8	Se cubre sólo los sectores 4 y X del canal Júcar-Turia Se permuta el sector Magro I con el Júcar
H9	Se cubre el sector Magro II Se abastece todo el canal Júcar-Turia desde el acueducto del magro hasta los sectores 4 y X

El esquema de conductos necesario se presenta en la figura adjunta.



**Figura 9.** Esquema de las conducciones

En la tabla siguiente presentamos las capacidades de los conductos que se necesitan.

**Tabla 8.** Capacidades necesarias de los conductos y demanda potencial abastecida

Capacidades de los conductos (m<sup>3</sup>/s)

Hipótesis	1	2	3	4	5	6	Demanda potencial de la depuradora (Hm <sup>3</sup> )
H1	1,5	1,5	0	0	0	0,334	31,106
H2	0,954 -1,2	1,5	0	0	0	0,334	31,106
H3	0,741	1,5	0,213	0	0	0,334	33,669

	-1,0						
H4	0	0,759	0,213	0,794	0	0,334	18,673
H5	0	0	0	1,5	0,687	0	29,432
H6	0	0	0	1,48	0,687	0	17,795
H7	0	0	0	1,5	0,383	0	33,973
H8	0	0	0	1,5	0	0,334	25,719
H9	1,5	1,5	0,213	1,5	0	0,334	59,388

A la vista de las capacidades necesarias, se han determinado las características de longitud, altura geométrica y pérdida de carga, calculando los diámetros necesarios que se presentan en la tabla siguiente.

**Tabla 9.** Características de las conducciones

Conducto	Caudal (m <sup>3</sup> /s)	Diámetro (mm)	Longitud (m)	$\Delta h$ (m) geométrica	$\Delta h$ (m) Pérdidas	$\Delta h$ Total (m)
1	1,5 - 0,741	1.200	3.606	46	3,4	49,4
2	1,5	1.200	9.025	0	8,4	8,4
3	0,213	500	1.459	0	2,7	2,7
4	1,5	1.200	4.813	46	4,5	50,5
5	0,687 – 0,383	800-650	9.514	126	15,1 – 14,1	141,1 – 140,1
6	0,334	600	7.153	30	12,1	42,1

A la vista de estos resultados, parece claro que en cada grupo de alternativas hay ventajas evidentes en alguna de ellas. Claramente, el incremento de costo de llevar el agua al acueducto del Magro es mínimo frente a alternativas que no llegan. Las comunidades que están en el camino han de ser, evidentemente, incorporadas. Por tanto, la hipótesis H3 es mucho más favorable que las H1 y H2.

Si se opta por llevar el agua a los grandes sectores de Picassent, abandonando el tramo final de la actual impulsión a Benifaió, hay que solucionar el Magro con la zona I. Esto exige la balsa de regulación y una gran impulsión, por lo que hay que dominar la mayor superficie factible en esta zona. Por tanto, la hipótesis H7 es superior a las H4, H5 y H6.

Por último, si se opta por generar dos ramales a la impulsión actual, es más fácil resolver el problema del Magro cubriendo el sector Magro II y, en tal caso, no es necesaria la impulsión 6. Por esta razón, la hipótesis 9 es superior a la 8. En consecuencia se han analizado con mayor detalle las hipótesis H3, H7 y H9.

## **6.10.- Alternativas seleccionadas**

### **Alternativa H3**

Esta alternativa es la que tiene un menor coste infraestructural y energético por lo que será, probablemente, la que tenga menor coste unitario del aprovechamiento. Con ella se cubre totalmente la demanda de las 632 Has. de la zona Magro II y en todo lo posible los sectores del canal Júcar-Turia desde el Magro hasta Carlet, que totalizan 6.084 Has., es decir, un total de 6.716 Has. beneficiadas.

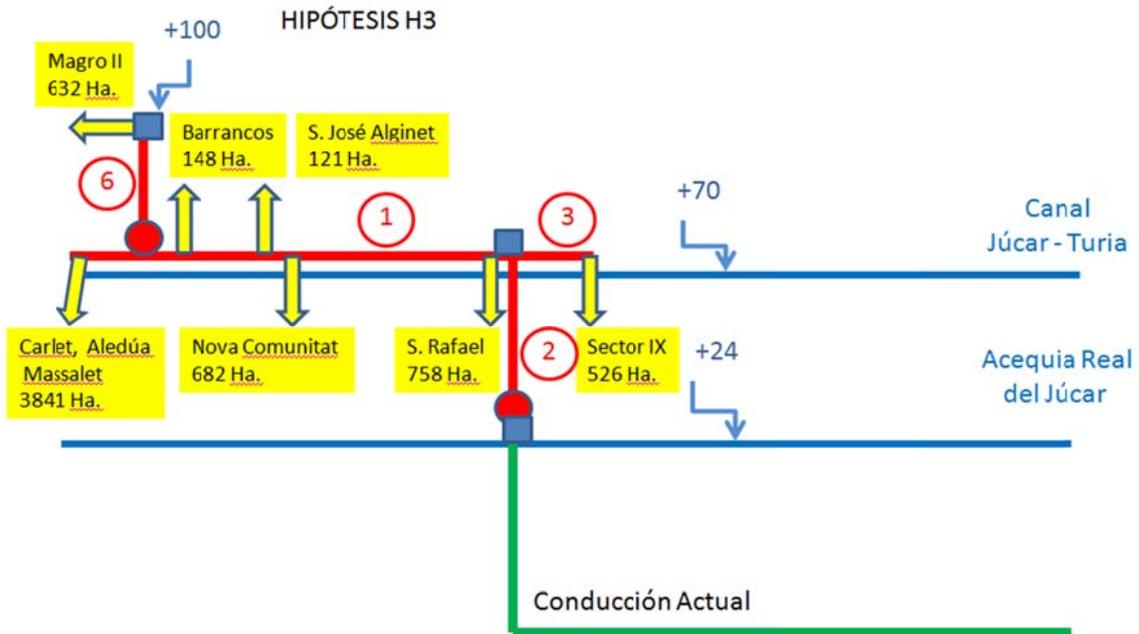
La infraestructura necesaria consiste en un bombeo desde la rotura actual de carga en Benifaió a cota 24 hasta una balsa de reparto a cota 79 junto al canal Júcar-Turia. Dicha impulsión tendría un diámetro de 1.200 mm. y un caudal de 1,5 m<sup>3</sup>/s. De la balsa de reparto partirían 2 conductos por gravedad, uno de 1.200 mm. Hasta el acueducto del Magro y otro de 500 mm. y 0,213 m<sup>3</sup>/s hasta el sector IX. Aparte, es necesaria la elevación de la cota 70 a la 100 para abastecer al sector II del Magro, con capacidad para 0,334 m<sup>3</sup>/s con un diámetro de 600 mm. La tabla adjunta nos muestra los caudales servidos mensualmente y los déficits y el volumen sobrante en la EDAR.

**Tabla 10.** Análisis de la alternativa H3

Curvas de Demanda

Mes	Magro II	Resto	Bombeo	Déficit	Sobrante Dep.
Octubre	0,292	2,013	2,305		1,583
Noviembre	0,052	0,409	0,461		3,427
Diciembre	0,090	0,800	0,893		2,998
Enero	0,041	0,412	0,453		3,435
Febrero	0,073	0,626	0,699		3,189
Marzo	0,212	1,880	2,092		1,799
Abril	0,188	1,628	2,116		1,772
Mayo	0,302	2,440	2,742		1,146
Junio	0,652	4,921	3,888	1,685	-
Julio	0,903	6,395	3,888	3,410	-
Agosto	0,757	5,167	3,888	2,036	-
Septiembre	0,459	3,051	3,510		0,378
					<b>19,727</b>
					<b>42,28%</b>
<b>Vol. Aprovechado</b>		<b>29,929</b>			
		<b>57,72 %</b>			

En conjunto se aprovecharían 29,929 Hm<sup>3</sup> de agua regenerada, lo que supone un 57,72% del máximo asignado. La figura adjunta nos muestra el esquema de esta solución.



**Figura 10.** Esquema de la Hipótesis H3

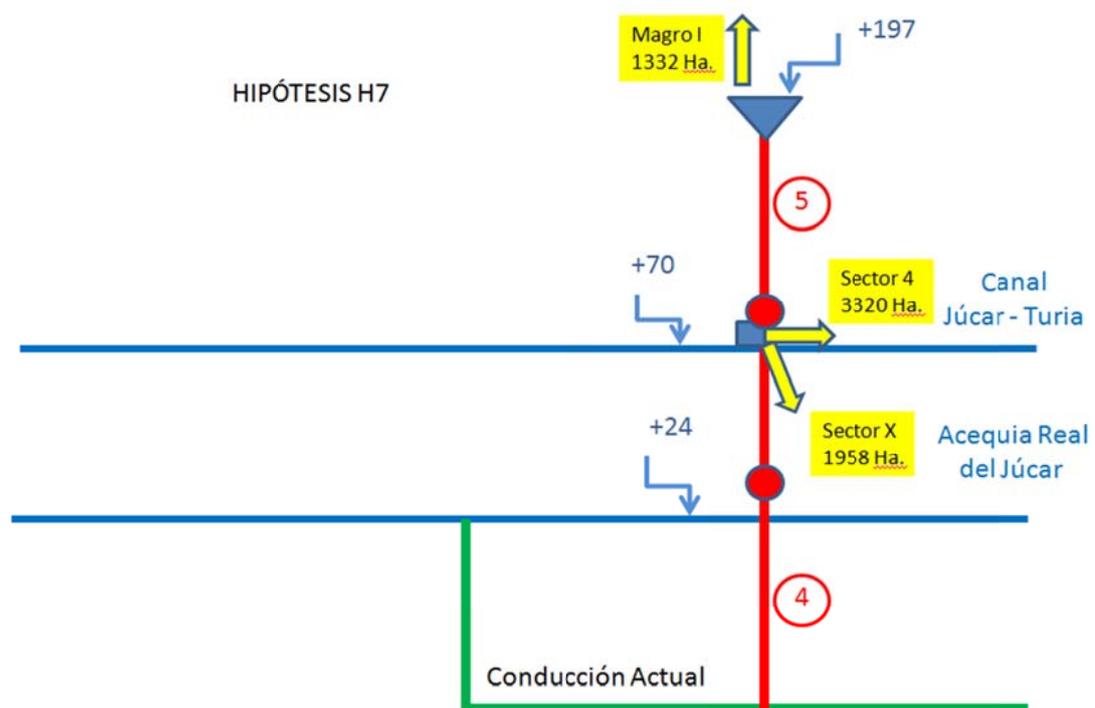
### Alternativa H7

Esta alternativa plantea remodelar la cola de la impulsión actual, y construir una impulsión hasta la altura del sector X del canal Júcar-Turía y reparto al sector 4. Dicha impulsión tendría idénticas características a la planteada en la hipótesis H3, aunque un poco más larga. De la bolsa de rotura de carga partiría una nueva impulsión específica para el sector Magro I. Esta impulsión tendría un diámetro de 650 mm. con un desarrollo de 9.514 m. desde la cota 70 hasta la balsa de Venta Cabrera, a cota 197. La altura geométrica necesaria sería de 140,1 m. para un caudal de diseño de 0,383 m<sup>3</sup>/s. La tabla adjunta muestra los resultados del análisis.

**Tabla 11. Análisis de la alternativa H7**
**Curvas de Demanda**

Mes	Magro I		Canal J-T Demanda	Aprovechado	Déficit	Sobrante
	Demanda	Demanda Regulada				
Octubre	0,600	0,735	1,669	2,404	-	1,989
Noviembre	0,107	0,379	0,355	0,729	-	3,159
Diciembre	0,185	0,452	0,694	1,146	-	2,742
Enero	0,085	0,352	0,357	0,709	-	3,179
Febrero	0,150	0,417	0,543	0,960	-	2,928
Marzo	0,436	0,703	1,630	2,333	-	1,555
Abril	0,385	0,652	1,412	2,064	-	1,829
Mayo	0,619	0,619	2,117	2,736	-	1,152
Junio	1,338	1,035	4,269	3,888	1,416	-
Julio	1,854	1,035	5,548	3,888	2,695	-
Agosto	1,553	1,033	4,978	3,888	1,625	-
Septiembre	0,942	0,942	2,646	3,888	-	0,300
			<b>Vol.Aprovechado</b>	<b>30,323</b> <b>58,48 %</b>		

Esta alternativa aprovecha 30,323 Hm<sup>3</sup> de agua regenerada, es decir, un volumen muy similar a la H3 para cubrir las 1.257 Has. del sector Magro I totalmente y en gran parte los sectores 4 y X del canal Júcar-Turia. Resuelve mejor los problemas del Magro desde un punto de vista hidrológico, y tiene además como ventaja que los sectores beneficiados del canal Júcar-Turia, son los que tienen un coste alternativo del agua más cara. No obstante, desaprovecha una parte de la infraestructura existente. La figura adjunta nos muestra el esquema de esta solución.



**Figura 11.** Esquema de la Hipótesis H7

### Alternativa H9

Esta alternativa supone construir las dos elevaciones previstas en las alternativas H3 y H7 al canal Júcar-Turia, pero sólo la impulsión al sector Magro II desde el acueducto del Magro.

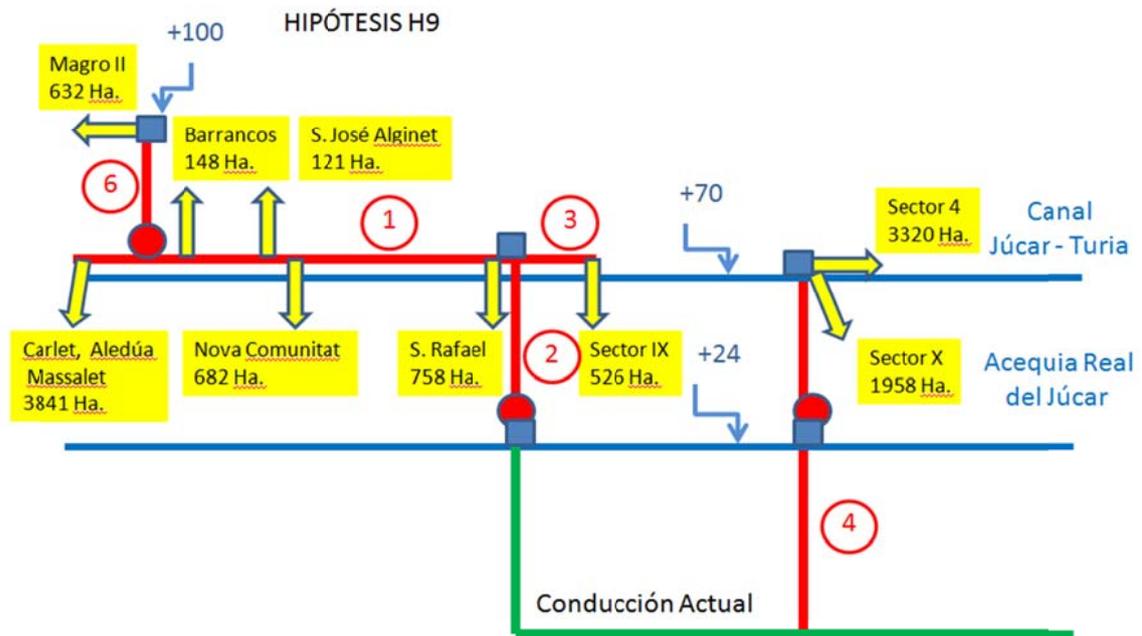
Es la que tiene mayor demanda potencial, ya que cubre por completo las 632 Has. del sector Magro I y 11.362 Has. del canal Júcar-Turia. De este modo, se consigue aprovechar 34,73 Hm<sup>3</sup>/año de agua regenerada. Hay en esta alternativa más seguridad de uso, ya que el agua regenerada supone una menor proporción de la demanda total. El costo será algo superior a la alternativa H3. La tabla adjunta nos muestra el análisis.

**Tabla 12.** Análisis de la alternativa H9

## Curvas de Demanda

Mes	Magro II	S. IX – Magro	SX - 4	Aprovechado	Sobrante	Déficit
Octubre	0,292	2,013	1,669	3,888	-	0,107
Noviembre	0,052	0,409	0,355	0,816	3,072	-
Diciembre	0,090	0,800	0,694	1,584	2,304	-
Enero	0,041	0,412	0,357	0,810	3,078	-
Febrero	0,073	0,626	0,543	1,242	2,646	-
Marzo	0,212	1,880	1,630	3,722	0,166	-
Abril	0,188	1,628	1,412	3,228	0,660	-
Mayo	0,302	2,440	2,117	3,888	-	0,971
Junio	0,652	4,921	4,269	3,888	-	5,954
Julio	0,903	6,395	5,548	3,888	-	8,958
Agosto	0,757	5,167	4,478	3,888	-	6,519
Septiembre	0,459	3,051	2,696	3,888	-	2,268
			<b>Vol. Aprovechado</b>	<b>34,730 66,98 %</b>	11,926	24,772

La figura adjunta nos muestra el esquema de esta solución.



**Figura 12.** Esquema de la Hipótesis H9

## 6.11.- Referencias y bibliografía

Catalá Muñoz, J. (2002) Plan de Reutilización de Aguas Residuales Depuradas de la Comarca de la Plana de Castellón. EFC ETS de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universitat Politècnica de València.

Confederación Hidrográfica del Júcar. (2015) Plan Hidrológico de Cuenca 2015 - 2021

Conselleria d'Obres Públiques Urbanisme i Transports (COPUT) (1997) "Plan de Reutilización de Aguas Residuales Depuradas del Área Metropolitana de Valencia". J.B. Marco.

IGME (1980) Mapa Geológico de España E 1:50.000 Hoja 721 Cheste

IGME (1981) Mapa Geológico de España E 1:50.000 Hoja 746 Llombay

IGME (2007) Comportamiento de los acuíferos ante las actuaciones de sequía en los sistemas de explotación Júcar y Turia. Informe final de campaña de 2007.

Muñoz Fabra, A. (2015) Estudio de soluciones para la ampliación de la impulsión de la reutilización de aguas residuales depuradas de Pinedo al Canal Júcar – Turia y sustitución de riegos de la comarca del Marquesat. (T.M. de Alginet y Benifaió, Valencia) TFG ETS de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universitat Politècnica de València.

## 7.- ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS DE LA REUTILIZACIÓN

*Autor: José Luis Alonso Molina*

*Grupo de Química y Microbiología del Agua. Institut Universitari d'Investigació d'Enginyeria de l'Aigua i Medi Ambient – IIAMA, Universitat Politècnica de València, Camí de Vera s/n, 46022 València, Spain*

### 7.1.- Microorganismos patógenos

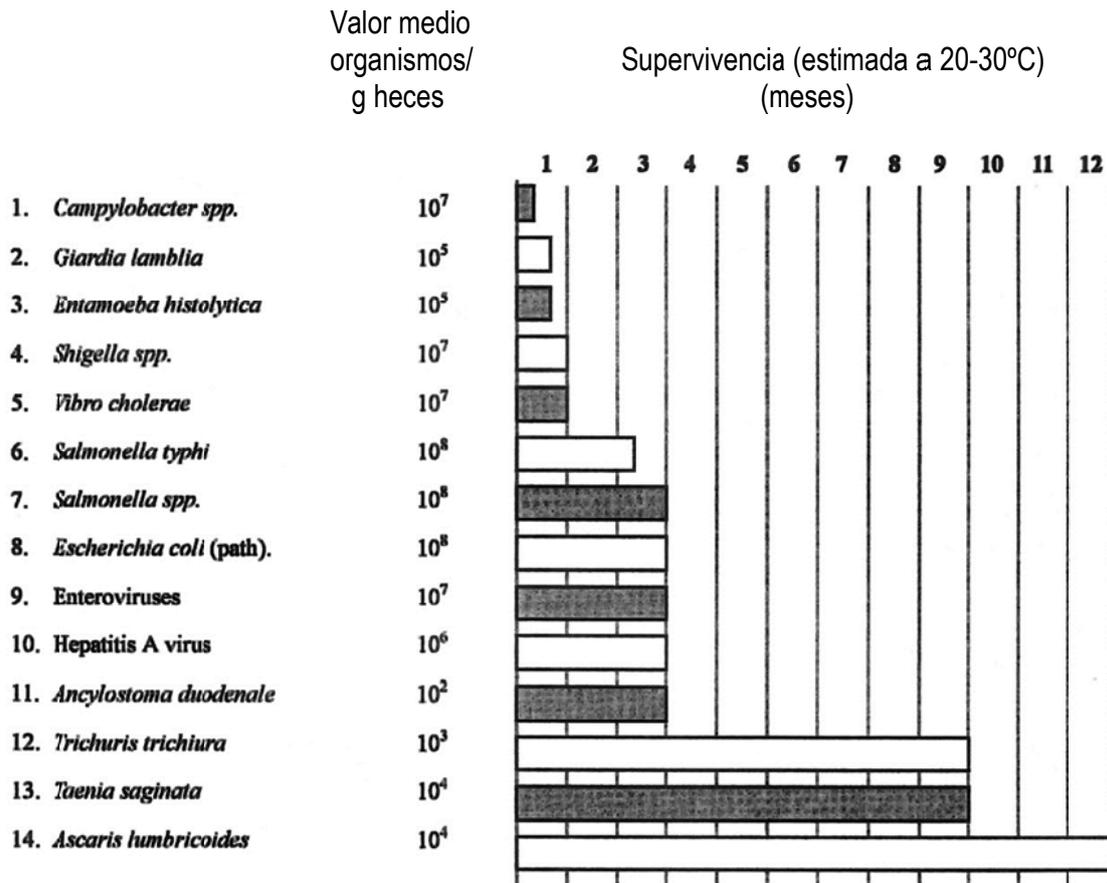
Un gran número de microorganismos patógenos: virus (adenovirus, hepatitis A, hepatitis B, norovirus, poliovirus, rotavirus), bacterias (*Campylobacter* termotolerantes, *E. coli* O157, *Helicobacter pylori*, *Salmonella typhimurium*, *Shigella* spp., *Vibrio cholerae*, *Vibrio parahaemolyticus*, *Yersinia enterocolitica*), protozoos (*Cryptosporidium hominis*, *C. parvum*, *Giardia intestinalis*, *Cyclospora cayetanensis*, *Entamoeba histolytica*, *Acanthamoeba* spp., *Blastocystis* sp.), microsporidios (*Enterocytozoon bieneusi*, *Encephalitozoon intestinalis*), helmintos (*Trichuris trichiura*, *Ascaris lumbricoides*, *Enterobius vermicularis*), que son excretados en las heces humanas y animales se pueden encontrar en las aguas residuales (WHO, 2006a). La Agencia del Medio Ambiente de Estados Unidos considera que existen sobre 500 microorganismos patógenos de transmisión hídrica (EPA 2009). En la tabla 1 se indican los microorganismos representativos de cada grupo (bacterias, protozoos, virus, hongos y helmintos).

La importancia para la salud humana, la capacidad de multiplicarse en el agua y la dosis infectiva de patógenos transmitidos por vía hídrica se presentan en la tabla 2. Las concentraciones de algunos de los microorganismos patógenos más significativos que pueden estar presentes en las aguas residuales se recogen en la tabla 3. Además de las bacterias consideradas como indicadores de contaminación fecal (*Escherichia coli*, coliformes fecales y enterococos fecales), una serie de microorganismos patógenos pueden ser transmitidos a humanos a través de los productos regados con las aguas residuales. Los riesgos para la salud humana derivados del riego con aguas residuales dependen entre otros factores, de la supervivencia del patógeno en el medio ambiente, la dosis infectiva y el estado inmunitario (Shuval y Fattal, 2003). En la figura 1 se presentan los tiempos de supervivencia de patógenos entéricos en el medio ambiente (aguas, aguas residuales, suelo y cultivos) (Shuval y Fattal 2003). *Campylobacter* puede sobrevivir en suelos o cultivos unos pocos días, mientras que la mayoría de virus patógenos pueden sobrevivir semanas a meses. La

supervivencia de los huevos de *Taenia* y *Ascaris* es más alta, con tiempos de 9-12 meses, aunque su concentración inicial disminuye en gran medida por su exposición a factores ambientales. Otro factor que se debe considerar es el método de riego, que juega un papel importante en el modo de contaminación y transmisión de bacterias, virus, o protozoos al producto regado.

**Tabla 1. Microorganismos patógenos en aguas residuales (OMS 2006a, OMS 2011)**

Origen fecal humano	Origen Fecal Zoonótico	Origen no fecal
<p><b>Bacterias:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-Campilobacterias termófilas</li> <li>-<i>Enterococcus faecalis</i></li> <li>-<i>E.coli</i> 0157</li> <li>-<i>Helicobacter pylori</i></li> <li>-<i>Salmonella typhimurium</i></li> <li>-<i>Shigella</i> spp.</li> <li>-<i>Vibrio cholerae</i></li> <li>-<i>Vibrio parahaemolyticus</i></li> <li>-<i>Yersinia enterocolitica</i></li> </ul> <p><b>Virus:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-Adenovirus</li> <li>-Enterovirus</li> <li>-Hepatitis A</li> <li>-Hepatitis E</li> <li>-Norovirus</li> <li>-Poliovirus</li> <li>-Rotavirus</li> </ul> <p><b>Protozoos:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-<i>Balantidium coli</i></li> <li>-<i>Blastocystis</i> spp.</li> <li>-<i>Cyclospora cayetanensis</i></li> <li>-<i>Cryptosporidium parvum</i></li> <li>-<i>Cryptosporidium hominis</i></li> <li>-<i>Entamoeba histolytica</i></li> <li>-<i>Giardia intestinalis</i></li> <li>-<i>Isospora belli</i></li> <li>-<i>Enterocytozoon bieneusi</i></li> <li>-<i>Encephalitozoon intestinalis</i></li> </ul> <p><b>Helmintos:</b></p> <p>Cestodos:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-<i>Hymenolepsis nana</i></li> </ul> <p>Nematodos:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-<i>Trichuris trichiura</i></li> <li>-<i>Ascaris lumbricoides</i></li> <li>-<i>Enterobius vermicularis</i></li> </ul> <p>Trematodos:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-<i>Fasciola</i> spp.</li> <li>-<i>Schistosoma</i> spp.</li> </ul>	<p><b>Bacterias:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-Campilobacterias termófilas</li> <li>-<i>Salmonella</i></li> <li>-<i>Yersinia</i></li> <li>-<i>Listeria monocytogenes</i></li> </ul> <p><b>Protozoos:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-<i>Cryptosporidium</i> spp.</li> <li>-<i>Giardia intestinalis</i></li> <li>-<i>Isospora</i></li> <li>-<i>Sarcocystis lindemanni</i></li> <li>-<i>Toxoplasma gondii</i></li> </ul> <p><b>Helmintos:</b></p> <p>Nematodos:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-<i>Calodium hepaticum</i></li> <li>-<i>Toxocara canis, T. cati</i></li> </ul>	<p><b>Bacterias:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-<i>Aeromonas</i> spp.</li> <li>-<i>Burkholderia pseudomallei</i></li> <li>-<i>Clostridium botulinum</i></li> <li>-Cianobacterias</li> <li>-<i>Legionella pneumophila</i></li> <li>-<i>Leptospira</i> spp.</li> <li>-<i>Mycobacterium</i> spp.</li> <li>-<i>Pseudomonas aeruginosa</i></li> <li>-<i>Staphylococcus aureus</i></li> </ul> <p><b>Virus:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-Adenovirus</li> <li>-Molluscipoxivirus</li> <li>-Papillomavirus</li> </ul> <p><b>Protozoos:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-<i>Acanthamoeba</i> spp.</li> <li>-<i>Naegleria fowleri</i></li> <li>-<i>Plasmodium</i> spp.</li> </ul> <p><b>Helmintos:</b></p> <p>Nematodos:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-<i>Dracunculus medinensis</i></li> </ul> <p><b>Hongos:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-<i>Trichophyton</i> spp.</li> <li>-<i>Epidemormophyton floccosum</i></li> </ul>



**Figura 1.** Supervivencia de patógenos entéricos en el medio ambiente (aguas, aguas residuales, suelos y cultivos) (Shuval y Fattal, 2003)

La composición del agua residual tratada depende del origen del agua residual recogida, época del año, situación sanitaria de la población, y el tratamiento aplicado (ANSES 2012). El agua residual utilizada para el riego es a menudo deficientemente tratada o sin tratar en los países en vía de desarrollo (OMS y UNICEF 2000). En los países en desarrollo se estima que sólo el 10% del agua residual es tratada, lo que implica que 20 millones de hectáreas son regadas con aguas insuficientemente tratadas o con agua residual diluida (figura 2) (Scott et al (2010). Los microorganismos patógenos presentes en las aguas residuales de los afluentes a las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) (figura 3), son eliminados en mayor o menor grado dependiendo del tipo de tratamiento (primario, secundario, terciarios, avanzado, desinfección) a que sean sometidas estas aguas. En los procesos de tratamiento primario y secundario se puede alcanzar una reducción de 1 a 3 unidades logarítmicas ( $\log_{10}$ ) en los niveles de patógenos entéricos, con una reducción adicional de 1 a 3 log después del tratamiento terciario, aunque depende del tipo de tratamiento y microorganismo (virus, bacteria, protozoo) (OMS 2006 b).

**Tabla 2.** Características de los microorganismos patógenos transmitidos por vía hídrica (OMS 2011)

Patógeno	Importancia para la salud humana <sup>a</sup>	Supervivencia en agua <sup>b</sup>	Infectividad relativa <sup>c</sup>
<b>Bacterias:</b>			
<i>Burkholderia pseudomallei</i>	Alta	Puede multiplicarse	Baja
<i>Campylobacter jejuni</i> , <i>C. coli</i>	Alta	Moderada	Moderada
<i>Escherichia coli</i> (patogénico <sup>d</sup> )	Alta	Moderada	Baja
<i>E. coli</i> - enterohemorrágica	Alta	Moderada	Alta
<i>Francisella tularensis</i>	Alta	Larga	Alta
<i>Legionella</i> spp.	Alta	Puede multiplicarse	Moderada
<i>Leptospira</i>	Alta	Larga	Alta
Micobacterias no tuberculosas	Baja	Pueden multiplicarse	Baja
<i>Salmonella typhi</i>	Alta	Moderada	Baja
Otras salmonellas	Alta	Corta	Alta
<i>Vibrio cholerae</i>	Alta	Corta a larga <sup>e</sup>	Baja
<b>Virus:</b>			
Adenovirus	Moderada	Larga	Alta
Astrovirus	Moderada	Larga	Alta
Enterovirus	Alta	Larga	Alta
Hepatitis A	Alta	Larga	Alta
Hepatitis E	Alta	Larga	Alta
Norovirus	Alta	Larga	Alta
Rotavirus	Alta	Larga	Alta
Sapovirus	Alta	Larga	Alta
<b>Protozoos:</b>			
<i>Acanthamoeba</i> spp.	Alta	Puede multiplicarse	Alta
<i>Cryptosporidium hominis</i>	Alta	Larga	Alta
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Alta	Larga	Alta
<i>Cyclospora cayetanensis</i>	Alta	Larga	Alta
<i>Entamoeba histolytica</i>	Alta	Moderada	Alta
<i>Giardia intestinalis</i>	Alta	Moderada	Alta
<i>Naegleria fowleri</i>	Alta	Puede multiplicarse <sup>f</sup>	Moderada
<b>Helmintos:</b>			
<i>Dracunculus medinensis</i>	Alta	Moderada	Alta
<i>Schistosoma</i> spp.	Alta	Corta	Alta

<sup>a</sup>La importancia para la salud humana está relacionada con la incidencia y gravedad de la enfermedad, que incluye asociación con brotes.

<sup>b</sup>Período de detección para la etapa infectiva en agua a 20°C: corto, hasta 1 semana; moderado, 1 semana a 1 mes; largo, superior a 1 mes.

<sup>c</sup>A partir de experimentos en voluntarios humanos, datos epidemiológicos y estudios experimentales en animales. Alta significa que las dosis pueden ser 1-10<sup>2</sup> organismos o partículas, moderada 10<sup>2</sup>-10<sup>4</sup>, baja >10<sup>4</sup>.

<sup>d</sup>Incluye *E. coli* enteropatogénica, enteroinvasiva, difusamente adherente y enteroagregativa.

<sup>e</sup>*Vibrio cholerae* puede sobrevivir largos periodos en agua si se asocia con copépodos

<sup>f</sup>En aguas templadas

**Tabla 3.** Concentraciones de microorganismos patógenos que pueden estar presentes en las aguas residuales.

Microorganismo patógeno	Especie o serotipo	Rango de concentraciones	Referencia
<b>Virus (familia):</b>			
<i>Picornaviridae</i>	Virus poliomielitis	10 <sup>2</sup> -10 <sup>5</sup> UFP <sup>a</sup> /L	Petterson y Ahsbold 2003
<i>Reoviridae</i>	Rotavirus	10 <sup>2</sup> -10 <sup>5</sup> UFP/L	OMS 2006
<i>Calciviridae</i>	Norovirus	ND-10 <sup>4</sup> UFP/L	Petterson y Ahsbold 2003
<i>Adenoviridae</i>	Adenovirus	10 <sup>2</sup> -10 <sup>5</sup> UFP/L	Bofill-Mas et al 2000
<b>Bacterias (género):</b>			
<i>Salmonella</i>	<i>S. paratyphi</i> , A, B, C	1-10 <sup>2</sup> UFC <sup>b</sup> /L	OMS 2006
<i>Escherichia</i>	<i>E. coli</i>	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup> UFC/L	Birks et al 2004
<i>Shigella</i>	<i>S. sonnei</i>	1-10 <sup>4</sup> UFC/L	Petterson y Ahsbold 2003
<i>Vibrio</i>	<i>V. cholerae</i>	10 <sup>2</sup> -10 <sup>5</sup> UFC/L	OMS 2006
<i>Campylobacter</i>	<i>C. jejuni</i>	10-10 <sup>4</sup> UFC/L	OMS 2006
<i>Clostridium</i>	<i>C. perfringens</i>	10 <sup>4</sup> -10 <sup>5</sup> UFC/L	Harwood et al 2005
<b>Protozoos:</b>			
Rizopodos	<i>Entamoeba histolytica/dispar</i>	1-10 <sup>2</sup> quistes/ L	OMS 2006
Esporozoarios	<i>Cryptosporidium parvum</i>	10 <sup>2</sup> -10 <sup>5</sup> ooquistes/L	OMS 2006
<b>Hongos:</b>			
Nematodos	<i>Trichuris trichura</i>	1-10 <sup>2</sup> huevos/ L	OMS 2006
	<i>Ascaris lumbricoides</i>	1-10 <sup>3</sup> huevos/ L	OMS 2006
	<i>Necator americanus</i>	1-10 <sup>3</sup> huevos/ L	OMS 2006
<b>Hongos (género):</b>			
<i>Epidermophyton</i>		10 <sup>6</sup> -10 <sup>5</sup> UFC/L	Korzeniewska et al 2009

<sup>a</sup>UFP: Unidad formadora de placa; <sup>b</sup>UFC: Unidad formadora de colonia

## 7.2.- Eliminación y uso como agua de riego

La desinfección con UV reduce, aunque no elimina completamente, los niveles de adenovirus humanos y protozoos patógenos (quistes *Giardia* ooquistes *Cryptosporidium*) (Rodríguez-Manzano et al 2012). En aguas residuales desinfectadas por cloración se produce una reducción en los indicadores bacteriológicos de contaminación fecal, pero la reducción en el contenido de virus, protozoos y helmintos no se produce en el mismo grado (tabla 4).

En la Comunidad Valenciana en el año 2015 se ha realizado el aprovechamiento directo de los caudales depurados de 111 EDAR, con un volumen reutilizado de forma directa de 133,01 hm<sup>3</sup>, que

representa el 30,86% del volumen depurat i el 97.5% de este volumen se ha utilitzat para uso agrícola (EPSAR 2015).



**Figura 2.** Riego de cultivos hortícolas con aguas de una acequia contaminada con vertidos de aguas residuales domésticas



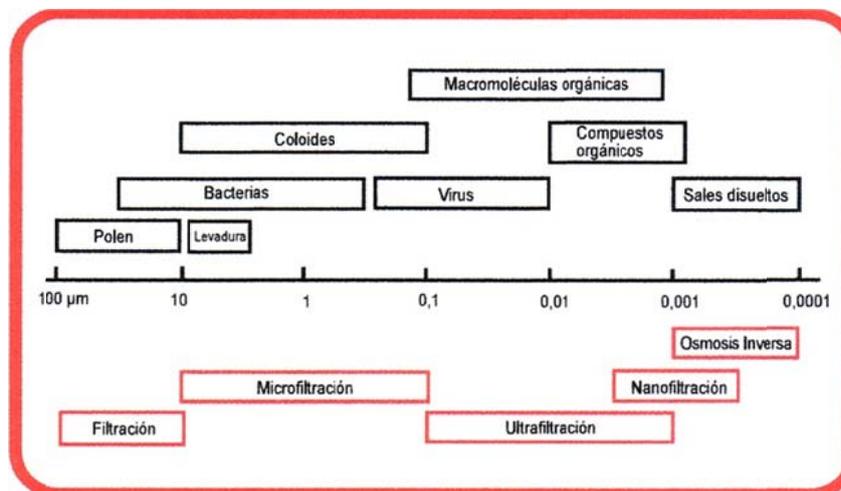
**Figura 3.** EDAR rodeada de campos de cultivo hortícolas

**Tabla 4.** Eficiencia en la eliminación de procesos de tratamiento de aguas residuales (en unidades log)

Tratamiento	Bacterias	Virus	Protozoos	Referencia
Primario	0 – 1,0	0 – 1,0	0,5 – 1,0	Chhipi-Shrestha et al 2017
Secundario	1,0 – 3,0	0,5 – 2,0	0,5 – 1,5	NRMMC/EPHC/NHMRC 2008
Ultrafiltración	3,5 – >6,0	0,5 - > 6,0	> 6,0	NRMMC/EPHC/NHMRC 2008
Ósmosis inversa	> 6,0	>6,0	>6,0	NRMMC/EPHC/NHMRC 2008
Cloración	4 - 6	2,5 - 4	0 – 1,5	NRMMC/EPHC/NHMRC 2008
Ultravioleta <sup>a</sup>	2 – 4	0,25 - 4	3- 4	NRMMC/EPHC/NHMRC 2008
Oxidación avanzada	> 6,0	>6,0	>6,0	NRMMC/EPHC/NHMRC 2008

<sup>a</sup>UV 40 mJ/cm<sup>2</sup>

La Comunidad Valenciana dispone de 43 EDAR con tratamiento terciario o avanzado. Las EDAR de Benidorm y Rincón de León en Alicante tienen un tratamiento avanzado con ultrafiltración y ósmosis inversa (EPSAR 2015). Este tratamiento con membranas es el más eficiente para la eliminación de microorganismos patógenos por su capacidad de retención. En la ultrafiltración (UF) se separan partículas con un tamaño de de 0,1 a 0,001  $\mu\text{m}$  y quedan retenidos todos los virus (tamaño de 0,3 a 0,03  $\mu\text{m}$ ) (figura 3), que son los microorganismos más pequeños presentes en las aguas residuales. Se han demostrado eliminaciones logarítmicas tan elevadas como las que se indican en la tabla 5 para varios microorganismos (Anselme y Jacobs, 1998).



**Figura 3.** Eliminación de bacterias, virus y protozoos por ultrafiltración (Totagua 5. Tecnologías de depuración)

**Tabla 5.** Eficiencia de la ultrafiltración para la eliminación de microorganismos (Anselme y Jacobs, 1998)

Microorganismos	Tamaño $\mu\text{m}$	Eliminación log
<i>Giardia</i> (quistes)	7-14	>5,1
<i>Cryptosporidium</i> (ooquistes)	3-7	>5,0
<i>Escherichia coli</i>	1-3	>8,3
<i>Pseudomonas diminuta</i>	0,2-0,5	>7
Bacteriófago MS2	0,025	>7,2
Enterovirus	0,025	>4

La OMS en 1989 estableció a partir de un análisis detallado de los riesgos sanitarios relativos al uso de aguas residuales sin tratar en agricultura, que el mayor riesgo para la salud humana era la transmisión de helmintos por el riego con aguas residuales. En el Real Decreto 1620/2007 Anexo I.A (RD 2007) sobre las calidades mínimas exigidas para la reutilización de efluentes depurados, se establecen los criterios de calidad para la reutilización de las aguas según sus usos (urbano, recreativo, ambiental, industrial, agrícola). En este anexo se especifican los siguientes parámetros microbiológicos que se deben analizar (tabla 6): I identificación y cuantificación de huevos de nematodos (helmintos) intestinales, *Escherichia coli* como indicador bacteriológico de contaminación fecal. Además se establece el control de *Legionella* spp. cuando exista riesgo de aerosolización. En usos agrícolas es obligatoria la detección de patógenos (*Salmonella*, etc.) cuando el valor máximo permitido para el recuento de *Escherichia coli* (1000 UFC/100 mL) se repite habitualmente en 3 muestras. Los virus y protozoos patógenos no se recogen en el Real Decreto (RD 2007) como parámetros microbiológicos a controlar. En el Anexo I.A se prohíbe la reutilización de aguas regeneradas para el consumo humano (excepto catástrofe con especificación de los niveles de calidad por la autoridad sanitaria), usos propios de la industria alimentaria, instalaciones hospitalarias, cultivo de moluscos filtradores en acuicultura, uso recreativo en aguas de baño, uso en torres de refrigeración y condensadores evaporativos (excepto lo previsto para uso industrial en el anexo I.A.3. calidad 3.2), uso en fuentes y láminas ornamentales en espacios públicos o interiores de edificios públicos, cualquier otro uso que suponga riesgo para la salud humana o el medio ambiente.

La reutilización de agua regenerada es una práctica aceptada en varios países de la UE que sufren problemas de escasez (Chipre CY, Francia FR, Grecia GR, Italia IT, Malta MT, Portugal PT y España ES). En algunos estados miembros en los que no se han establecido normas para la reutilización del agua (es decir, Estados miembros distintos de CY, ES, FR, GR, IT y PT) existe una

falta de claridad respecto del marco normativo para gestionar los riesgos sanitarios y medioambientales, además de una falta de confianza en la seguridad alimentaria y medioambiental de las prácticas de reutilización de agua (TYPESA 2013). En la Unión Europea no hay establecida todavía una Directiva sobre reutilización de aguas residuales aunque algunos países miembros (CY, FR, ES, IT, PT, GR) han desarrollado una normativa propia. En la tabla 7 se presentan los valores microbiológicos límite máximos permitidos en las normativas sobre reutilización de aguas residuales de algunos países de la Unión Europea (Chipre, Francia, España, Italia, Portugal, Grecia) (Alcalde y Manfred, 2014). El rango de valores depende del uso al que se destine el agua reutilizada. La comisión de la UE tiene previsto proponer en 2017 una legislación sobre reutilización de aguas en riego y recarga de acuíferos (Blueprint Water Reuse).

**Tabla 6.** Anexo I.A. Criterios de calidad para la reutilización de las aguas según sus usos (RD 2007)

USO DEL AGUA PREVISTO	Valor máximo admisible (VMA)		
	Nematodos intestinales <sup>1</sup>	<i>Escherichia coli</i>	Otros criterios
<b>1-Usos urbanos</b>			
CALIDAD 1.1. Residencial	1	0	
a) Riego de jardines privados	huevo/10L	UFC <sup>2</sup> /100 mL	
b) Descarga de aparatos sanitarios			<i>Legionella</i> spp. 100 UFC/L
CALIDAD 1.2. Servicios			(si existe riesgo de aerosolización)
a) Riego de zonas verdes urbanas			
b) Baldeo de calles	1	200	
c) Sistemas contra incendios	huevo/10L	UFC/100 mL	
d) Lavado industrial de vehículos			
<b>2-Usos agrícolas</b>			
CALIDAD 2.1.			
a) Riego de cultivos con sistema de aplicación del agua que permita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles para alimentación humana en fresco	1	100	<i>Legionella</i> spp. 1.000 UFC/L (si existe riesgo de aerosolización). Obligatorio detección de patógenos: Presencia/Ausencia de <i>Salmonella</i> , etc.) cuando se repita que c=3 para M=1.000
	huevo/10L	UFC/ 100 mL <sup>3</sup>	
CALIDAD 2.2			
a) Riego de productos para consumo humano con sistema de aplicación de agua que no evita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles, pero el consumo no es en fresco sino con un tratamiento industrial posterior.	1	1.000	<i>Taenia saginata</i> y <i>taenia solium</i> : 1 huevo/L (si se riegan pastos para consumo de animales productores de carne). Obligatorio detección de patógenos: Presencia/Ausencia de <i>Salmonella</i> , etc.) cuando se repita que c=3 para M=10.000
b) Riego de pastos para consumo de animales productores de leche o carne.	huevo/10L	UFC/100 mL <sup>4</sup>	
c) Acuicultura			
CALIDAD 2.3			
a) Riego localizado de cultivos leñosos que impida el contacto del agua regenerada con los frutos consumidos en la alimentación humana.	1	10.000	<i>Legionella</i> spp. 100 UFC/L
b) Riego de cultivos de flores ornamentales, viveros, invernaderos sin contacto directo del agua regenerada con las producciones.	huevo/10L	UFC/100 mL	
c) Riego de cultivos industriales no alimentarios, viveros, forrajes, ensilados, cereales y semillas oleaginosas.			

<sup>1</sup>Considerar en todos los grupos de calidad al menos los géneros: *Ancylostoma*, *Trichuris* y *Ascaris*

<sup>2</sup>UFC: Unidades formadoras de colonias

<sup>3</sup>Plan de muestreo con los siguientes valores: n=10, m=100 UFC/100 mL, M=1.000 UFC/100 mL, c=3. Siendo n: nº de unidades de la muestra; m: valor límite admisible para el recuento de bacterias, M: valor máximo permitido para el recuento de bacterias; c: número máximo de unidades de muestra cuyo número de bacterias se sitúa entre m y M.

<sup>4</sup>Plan de muestreo con los siguientes valores: n=10, m=1.000 UFC/100 mL, M=10.000 UFC/100 mL, c=3.

**Tabla 6.** Anexo I.A. Continuación

USO DEL AGUA PREVISTO	Nematodos intestinales <sup>1</sup>	Valor máximo admisible (VMA)	
		<i>Escherichia coli</i>	Otros criterios
<b>3. Usos industriales<sup>5</sup></b>			
CALIDAD 3.1			
a) Aguas de proceso y limpieza excepto en la industria alimentaria	No se fija límite	10.000 UFC/100 mL	<i>Legionella</i> spp. 100 UFC/L
b) Otros usos industriales			<i>Legionella</i> spp. 100 UFC/L
c) Aguas de proceso y limpieza para uso en la industria alimentaria	1 huevo/10L	1.000 UFC/100 mL <sup>4</sup>	Obligatorio detección de patógenos: Presencia/Ausencia de <i>Salmonella</i> , etc.) cuando se repita que c=3 para MI=10.000
CALIDAD 3.2			
a) Torres de refrigeración y condensadores evaporativos	1 huevo/10L	0 UFC/100 mL	<i>Legionella</i> spp: Ausencia UFC/L
<b>4. Usos recreativos</b>			
CALIDAD 4.1 <sup>5</sup>			
a) Riego de campos de golf	1 huevo/10L	200 UFC/100 mL	<i>Legionella</i> spp. 100 UFC/L (si existe riesgo de aerosolización)
CALIDAD 4.2			
a) Estanques, masas de agua y caudales circulares ornamentales, en los que está impedido el acceso del público al agua	No se fija límite	10.000 UFC/100 mL	
<b>5. Usos ambientales</b>			
CALIDAD 5.1			
a) Recarga de acuíferos por percolación localizada a través del terreno	No se fija límite	1.000 UFC/100 mL	
CALIDAD 5.2			
a) Recarga de acuíferos por inyección directa	1 huevo/10L	0 UFC/100 mL	
CALIDAD 5.3			
a) Riego de bosques, zonas verdes y de otro tipo no accesibles al público	No se fija límite	No se fija límite	
CALIDAD 5.4			
a) Otros usos ambientales (mantenimiento de humedales, caudales mínimos y similares)		La calidad mínima se estudiará caso por caso	

<sup>5</sup>Cuando exista un uso con posibilidad de aerosolización del agua, es imprescindible seguir las condiciones de uso que señale, para cada caso, la autoridad sanitaria, sin las cuales, esos usos no serán autorizados.

**Tabla 7.** Valores microbiológicos límite máximos permitidos en las normativas sobre reutilización de aguas residuales de algunos países de la Unión Europea.

<b>Parámetros microbiológicos</b>	<b>Chipre</b>	<b>Francia</b>	<b>Grecia</b>	<b>Italia</b>	<b>Portugal</b>	<b>España</b>
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL)	5-10 <sup>3</sup>	250-10 <sup>5</sup>	5-200	10		0-10 <sup>4</sup>
Coliformes fecales (UFC/100 mL)					100-10 <sup>4</sup>	
Coliformes totales (UFC/100 mL)			2			
Enterococos fecales (reducción log)			2-4			
<i>Legionella</i> sp. (UFC/L)						0-10 <sup>3</sup>
<i>Salmonella</i> sp.				ausencia		ausencia
Bacterias sulfato reductoras (reducción log)		2-4				
Helmintos (Nematodos intestinales) (huevos/L)	0				1	0-1
Colifagos (reducción log)		2-4				

Recientemente se han publicado las normas ISO sobre reutilización de agua para riego (ISO 16075). En la parte 2 (ISO 16075-2) se establecen como parámetros microbiológicos los coliformes termotolerantes y los nematodos intestinales, con unos niveles en función del uso 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 2015). La Agencia del Medio Ambiente de Estados Unidos en la Guía para la reutilización de aguas depuradas (EPA 2012) establece diferentes niveles de coliformes fecales que no deben ser superados dependiendo del uso al que se destine la aguas depuradas reutilizadas. 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 la guía (OMS 2006b) se recomienda el análisis cuantitativo de riesgos (QMRA) como herramienta analítica de los riesgos microbiológicos para la salud humana derivados de la reutilización de aguas residuales

---

### 7.3.- Referencias y bibliografía

Alcalde L, Manfred B (2014) Water Reuse in Europe. Relevant guidelines, needs for an barriers to innovation. JRC Science and Policy Reports, UE. Italia

Anselme C, Jacobs EP (1998). Capítulo 10 Ultrafiltración. En Tratamiento del agua por procesos de membrana. Principios, procesos y Aplicaciones, Mallevalle J, Odendaal PE, Wiesner MR (eds). McGrawHill, Madrid. p. 377-475.

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.

Birks R, Colbourne J, Hills S, Hobson R (2004). Microbiological water quality in a large in-building, water recycling facility. Water Sci Technol 50(2):165-172.

Blueprint: Water Reuse- an action plan within the circular economy (2017).  
<http://ec.europa.eu/environment/water/reuse-actions.htm>

Boffil-Mas S, Pina S, Girones R (2000). Documenting the epidemiologic patterns of polymaviruses in human populations by studying their presence in urban sewage. Appl Environ. Microbiol 66:238-245.

EPA (2009). Final Candidate Contaminant List 3 Microbes: Identifying the Universe.  
[http://www.epa.gov/safewater/ccl/pdfs/report\\_ccl3\\_microbes\\_universe\\_pdf](http://www.epa.gov/safewater/ccl/pdfs/report_ccl3_microbes_universe_pdf)

EPA (2012). Guidelines for Water Reuse. EPA/600/R-12/618. U.S. Environmental Protection Agency, Washington.

EPSAR (2015). Memoria de Gestión 2015. Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana, Generalitat Valenciana.

Ghipi-Shrestha, Hewage K, Sadiq R (2017). Microbial quality of reclaimed water for urban uses: probabilistic risk-based investigation and recommendations. Sci Total Environ 576:738-751.

---

Harwood VJ, Levine AD, Scott TM, Chivukula V, Lukasik J, Farrah S, Rose JB (2005). Validity of the Indicator Organism Paradigm for Pathogen Reduction in Reclaimed Water and Public Health Protection. *Appl Environ Microbiol* 71:3163-3170.

ISO 16075-2 (2015). Guidelines for treated wastewater use for irrigation projects -Part 2. Development of the Project. International Organization for Standardization.

Korzeniewska E, Filipkowska Z, Gotkowska-Plachta A, Janczukowicz W, Dixon B, Czulowska M (2009). Determination of emitted airborne microorganisms from a BIO-PAK wastewater treatment plant. *Water Res* 43(11):2841-2851.

NRMMC/EPHC/NHMRC (2008). Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 2)- Augmentation of Drinking Water Supplies.

Petterson SR, Ashbolt NJ (2003). Microbial risk assessment. En WHO Guidelines for the Safe Use of Wastewater and Excreta in Agriculture. WHO, Ginebra. p. 1-36.

RD 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.

Rodríguez-Manzano J, Alonso JL, Ferrús MA, 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(12):2517-2123.

Scott C, Drechsel P, Raschid-Sally I, Bahri A, Mara D, Redwood M, Jiménez B (2010) Wastewater irrigation and health: challenges and outlook for mitigating risks in low-income countries. En *Wastewater irrigation and health: assessment and mitigating risk in low-income countries*, Drechsel P, Scott C, Raschid-Sally I, Redwood M, Bahri A (eds). Earthscan, Londres. p. 381-394.

Shuval H, Fattal B (2003). Control of pathogenic microorganisms in wastewater recycling and reuse in agriculture. En: *The Handbook of Wastewater Microbiology*, Mara D., Hiran N (eds). Elsevier. p. 241-262.

---

Totagua. 5. Tecnologías de depuración. Tecnologías de ultrafiltración.  
[www.totagua.com/pdf/equipos-depuración/ultrafiltración.pdf](http://www.totagua.com/pdf/equipos-depuración/ultrafiltración.pdf).

TYPSA (2013). Updated report on wastewater reuse in the European Union. Service contract for the support to the follow-up of the Communication on Water scarcity and Droughts.

OMS y UNICEF (2000). Global water supply and sanitation assessment 2000 report.

OMS (2006a). Guidelines for safe recreational water environments. Volume 2: Swimming pools and similar environments. WHO, Ginebra.

OMS (2006b). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2 Wastewater use in agriculture. WHO. Ginebra

OMS (2011). Guidelines for Drinking-Water Quality, 4<sup>th</sup> ed. WHO, Ginebra

---

## 8.- ANÁLISIS ECONÓMICO DE LA REUTILIZACIÓN

*Autor: Manuel Pulido-Velazquez*

*Grupo de Ingeniería de Recursos Hídricos, Institut Universitari d'Investigació d'Enginyeria de l'Aigua i Medi Ambient – IIAMA, Universitat Politècnica de València, Camí de Vera s/n, 46022 València, Spain*

Antes de la puesta en marcha de un proyecto de reutilización debe realizarse un estudio de viabilidad que incluya un análisis económico-financiero detallado. Mientras que el análisis financiero busca identificar la viabilidad financiera de una actuación y su adecuación a una estructura de financiación determinada, el análisis económico evalúa el interés de un proyecto o actuación desde el punto de vista del bienestar social y de la eficiencia en la utilización de los recursos, permitiendo priorizar entre posibles proyectos/alternativas para cumplir los objetivos.

Para determinar las actuaciones más adecuadas es necesario caracterizar bien la oferta y la demanda de agua regenerada. La oferta se calcula principalmente a partir de la capacidad productiva de las plantas depuradoras. Salvo excepciones, el abastecimiento de agua regenerada puede considerarse constante y garantizado. La demanda potencial depende de la existencia de recursos alternativos y de su cantidad, calidad y precio. En el marco del proyecto europeo AQUAREC se realizó un estudio sobre estado de la oferta y demanda de agua regenerada en Europa, proponiendo un modelo de estimación e indicadores clave para la demanda y oferta de agua regenerada (AQUAREC, 2004; Hernandez et al., 2006).

### 8.1.- Análisis económico, coste-eficacia y coste-beneficio

El análisis económico analiza costes y beneficios para la sociedad, proporcionando información relevante para las decisiones públicas sobre una mejor gestión de las aguas residuales. La recolección adecuada de las aguas residuales, su tratamiento y reutilización puede producir beneficios significativos en el medio ambiente y la salud. Sin embargo, debido a que algunos de estos beneficios no tienen precio de mercado, tradicionalmente no se han considerado en el análisis económico de proyectos de tratamiento de aguas residuales, subestimándose los beneficios totales.

Los *costes* de las actuaciones de reutilización están compuestos por la inversión de las infraestructuras que componen el sistema (tratamiento de regeneración, transporte y distribución) y

los costes de explotación, mantenimiento y reposición. El rápido avance en el desarrollo de las tecnologías de regeneración de las aguas permite que las inversiones en infraestructuras de reutilización sean cada vez más rentables y los precios de obtención del metro cúbico de agua regenerada disminuyan considerablemente (MARM, 2010a).

Los costes de reutilización incluyen los costes internos de producción y distribución de agua regenerada y los costes externos de carácter ambiental y social. Los costes internos incluyen los de inversión (infraestructura), explotación (personal, energía, productos químicos y material fungible, eliminación de lodos, mantenimiento), costes financieros e impuestos. Los costes energéticos normalmente representan la parte más importante de los costes de explotación, y varían mucho según el tipo de planta depuradora (sobre todo con respecto al tratamiento de lodos). Existen estudios y modelos que representan los costes medios de las distintas partidas según el tipo de sistema y proceso o los tamaños de planta, como es el caso del trabajo de Hernandez-Sancho et al. (2011) para las depuradoras de la Comunidad Valenciana. Como señalan los autores del trabajo, la modelización de los costes de tratamiento nos permite comprender el papel clave de las economías de escala en este contexto y la influencia de otras variables como los contaminantes eliminados o la edad de la instalación. El cálculo de estas funciones de coste permite también una comparación detallada de las diversas tecnologías de tratamiento desde el punto de vista económico. El conocimiento de la estructura de los costes asociados a cada una de las tecnologías de tratamiento disponibles es básico para la planificación de los procesos de tratamiento y proyectos de reutilización del agua.

Las regulaciones de calidad deben ser consideradas al seleccionar las operaciones y tratamientos apropiados según los usos del agua regenerada. Los costes de inversión, operación y mantenimiento de la regeneración del agua varían según la calidad del agua requerida, el tamaño de la planta de tratamiento de residuales (EDAR) y las condiciones climáticas y geográficas. En España los costes de inversión varían entre 5 €/m<sup>3</sup>-día y 736 €/m<sup>3</sup>-día, y los costes operativos, entre 0,06 €/m<sup>3</sup> y 0,45 €/m<sup>3</sup> dependiendo del tratamiento requerido (Iglesias et al., 2010). La distribución de costes depende del tipo de tratamiento y la distancia desde la EDAR al punto de uso. A modo ilustrativo, la autoridad de gestión de aguas residuales de la Comunidad Valenciana, EPSAR, reportó en 2011 unos costes medios de explotación y mantenimiento del tratamiento secundario de 0,26 €/m<sup>3</sup>, 0,32 €/m<sup>3</sup> para el tratamiento terciario y 0,57 €/m<sup>3</sup> para las tecnologías más avanzadas (ósmosis inversa y ultrafiltración), con un coste medio de la distribución del agua de 0,10 €/m<sup>3</sup> (Molinos-Senante et al. 2011, EPSAR 2011). La Comunidad Valenciana es una de las más

avanzadas en infraestructuras de reutilización, con 43 EDAR con tratamiento terciario o avanzado con una capacidad de tratamiento de 334 hm<sup>3</sup>/año. Entre las instalaciones de regeneración destaca el terciario de Pinedo (Valencia) por su capacidad de tratamiento (128 hm<sup>3</sup>/año, 38 % del total de la C. Valenciana) y las plantas regeneradoras de Benidorm y Rincón de León (Alicante) por su tecnología, ultrafiltración y ósmosis inversa (EPSAR, 2015).

La *eficiencia* de los procesos de tratamiento de aguas residuales es fundamental en la reutilización. Hernández-Sancho y Sala-Garrido (2009) realizaron una investigación empírica usando la metodología de Análisis Envolvente de Datos para analizar el índice de eficiencia de varias plantas depuradoras de la Comunidad Valenciana (338 plantas), concluyendo que las plantas más grandes funcionan en general de forma más eficiente que las pequeñas y que una serie de variables representativas en el proceso de tratamiento estaban claramente vinculadas a la eficiencia. Los costes de tratamiento y gestión de residuos fueron los factores más importantes a la hora de explicar las diferencias de eficiencia de las distintas plantas.

Las actuaciones de reutilización proporcionan **costes** y *beneficios* a la sociedad (externos) más allá de los privados directos. Para valorar las externalidades ambientales de la reutilización se han empleado diversos métodos de valoración ambiental o de no mercado. Por ejemplo, Seguí et al. (2009) cuantifican el valor económico de restaurar un humedal utilizando agua regenerada mediante el método del coste de viaje. Molinos-Senante et al. (2011) proponen una metodología para valorar los beneficios ambientales de proyectos de reutilización de agua con fines ambientales, mostrando que son económicamente viables si se incorporan los beneficios externos en la valoración.

También debemos incluir en la justificación de inversiones en gestión de aguas residuales los “costes de no acción”: efectos adversos sobre la salud humana por disminución de la calidad del agua potable y de baño/recreo; externalidades ambientales por degradación de masas de agua y ecosistemas en los que se vierten aguas residuales no tratadas o tratadas inadecuadamente; y efectos en actividades económicas que utilizan agua contaminada para producción de cultivos, pesca, acuicultura o turismo. Diversas metodologías permiten valorar costes y beneficios de la gestión de aguas residuales y comparar costes de no acción con el coste de acción (ej. revisión en Hernández-Sancho et al., 2015; Pulido-Velazquez et al., 2009).

De acuerdo con la DMA, la selección del programa de medidas para el cumplimiento de los objetivos ambientales se hará de acuerdo con criterios de **coste-eficacia**. Aunque algunos trabajos presentan una priorización de medidas de acuerdo a un indicador coste-eficacia (ej. Pulido-

Velazquez et al., 2009), la complejidad de las interacciones en la cuenca y la necesidad de considerar simultáneamente diversos parámetros de calidad hacen que sea necesario recurrir a un modelo de optimización a escala de cuenca para buscar la solución de menor coste (ej., Pulido-Velazquez et al. 2011 para la cuenca del Júcar, incluyendo medidas de reutilización; Girard et al. 2015 para la cuenca del río Orb en Francia).

En el trabajo Pulido-Velazquez et al. (2011) se desarrollaron y aplicaron dos metodologías a escala de cuenca para estudiar la selección de medidas de menor coste para cumplir con objetivos de calidad DMA (en este caso, para DBO5 y fósforo) en la cuenca del río Júcar: Análisis Coste-Eficacia clásico (ACE) y Optimización (tanto simultánea para el sistema como masa a masa). En relación al análisis coste-eficacia, se desarrollaron dos procedimientos diferentes: uno que permite obtener el programa de medidas de menor coste para cumplir con los objetivos de la DMA, y otro que permite priorizar medidas en caso de que el presupuesto sea limitado. En relación a la optimización, se ha desarrollado un procedimiento que de manera automática permite obtener el programa de medidas óptimo (menor coste), empleándose Programación Entera Mixta para medidas de mejora de vertido y medidas mejora intensiva de vertido, y Programación No Lineal para medidas complementarias de reducción de vertido. En el estudio se incluyeron medidas complementarias de reutilización de aguas residuales regeneradas. Para ello se estudiaron posibles opciones de reutilización en distintas depuradoras con vertidos al río y sus principales afluentes, y se caracterizaron en términos de coste y eficacia. El coste anual equivalente para cada actuación fue definido con base a costes disponibles en la literatura, datos disponibles, y los cálculos sugeridos en la Guía del MARM (2009). El estudio reveló el papel potencial que la reducción de vertidos por reutilización de los efluentes de las depuradoras podría tener sobre la calidad del agua en ciertos tramos del Júcar (ej. río Albaida, río Magro).

Aunque los métodos de análisis coste-eficacia sean útiles para la selección de medidas para cumplir ciertos objetivos, eso no garantiza que la solución adoptada sea económicamente justificable. El **análisis coste-beneficio** permite valorar inversiones teniendo en cuenta aspectos de tipo social y medioambiental no considerados en las valoraciones puramente financieras. Su origen se remonta a la regulación de los grandes proyectos hidráulicos en EEUU a principios del S XX (con la Flood Control Act, de 1936), donde se estableció un sistema para considerar los efectos sociales de las obras hidráulicas. Desde entonces, este tipo de análisis se utiliza especialmente en las inversiones en las que, además de los aspectos puramente económicos, es necesario considerar los efectos sobre el bienestar social.

## 8.2.- Análisis financiero y precios del agua regenerada

El *análisis financiero* debe considerar los elementos de inversión, la cuenta de costes de explotación y mantenimiento (personal, energéticos, consumibles, financieros, administrativos), el análisis de flujos y costes totales, y las fuentes de financiación. Ello conlleva la clasificación de los bienes y elementos de inversión (considerando la vida útil de los diferentes elementos y las depreciaciones), la selección de la tasa de actualización o descuento, la valoración del coste de inversión de cada elemento, y la obtención del coste de inversión y del capital (Del Villar, 2015).

La Directiva Marco del Agua (DMA) establece el principio de *recuperación de costes* de los servicios relacionados con el agua, incluyendo los costes financieros del servicio, los costes medioambientales y del recurso, y todo ello de conformidad con el principio quien contamina paga. Los *precios* del agua adoptan en la Directiva un doble rol: como instrumento financiero (recuperación de costes) y como instrumento económico, para promover un uso eficiente del agua y contribuir al cumplimiento de los objetivos ambientales. En este sentido, el análisis de la demanda de agua, su elasticidad, los precios que reflejen la escasez del recurso y la capacidad de pago y disposición a pagar por parte de los usuarios cobran especial relevancia. Sin embargo, la aplicación del principio de recuperación de costes no es absoluta y los estados miembros han de tener en cuenta en su aplicación los efectos sociales, ambientales y económicos, así como las condiciones geográficas y climáticas de cada territorio. En el ámbito de las aguas regeneradas las tarifas pueden servir para incentivar su uso y disminuir presiones sobre los recursos hídricos y el medio ambiente.

En la práctica el coste de los proyectos de reutilización del agua supone una barrera importante para su implementación. Los objetivos de establecer precios para la gestión de la demanda de agua que fomenten el uso de agua regenerada y la recuperación de costes no son con frecuencia compatibles (Molinos-Senante et al., 2013). La aplicación de excepciones al principio de recuperación de costes ha supuesto un cierto tratamiento diferencial para determinados proyectos de reutilización de aguas residuales regeneradas. Las actuaciones de mayor envergadura tienen unos niveles de repercusión de costes sobre los usuarios más elevados que aquellas actuaciones que, debido a su pequeña dimensión, presentan costes más elevados y no tendrían la acogida adecuada entre los usuarios frente a otros recursos tradicionales aunque sobrexplotados. Por otro lado, las actuaciones en materia de reutilización proporcionan también ciertos beneficios a la colectividad que pueden ser considerados a la hora de determinar los criterios de traslación a precios o reducción de pagos financieros. Tradicionalmente los sistemas de regeneración y

reutilización de aguas residuales han tenido una financiación pública (inversión directa, indirecta, diferida, o con fondos de la UE), si bien en la actualidad se encuentran esquemas de financiación mixta pública-privada (MARM, 2010b).

### **8.3.- Modelos hidroeconómicos y análisis de estrategias de reutilización a escala de cuenca**

La gestión de sistemas de recursos hídricos supone influir y mejorar la interacción entre tres subsistemas: el natural (marco biofísico), el económico, y el legal-institucional. Los modelos hidroeconómicos (MHE) permiten analizar los problemas de gestión del agua mediante modelos que representan de forma explícita estas interacciones. La combinación de aspectos económicos, ingenieriles y ambientales de la gestión proporciona así resultados más relevantes para la toma de decisiones en un entorno tan complejo como el del agua (Pulido-Velazquez et al., 2014a y 2014b).

Por modelos hidroeconómicos nos referimos a modelos espacialmente distribuidos de gestión de una cuenca o sistema en los que tanto el suministro del agua como las demandas son caracterizadas económicamente (Harou et al., 2009). La visión tradicional de la demanda de agua como requerimientos fijos a satisfacer es cambiada por una visión dinámica de la demanda relacionada con el concepto del valor económico del agua. La integración de la Economía en los modelos de gestión permite además la consideración conjunta de opciones de oferta y de demanda en un marco coherente.

Los MHE integran topología y características del sistema, hidrología superficial y subterránea y relación río-acuífero, infraestructura hidráulica, caracterización económica (curvas de demanda frente al precio, costes de operación, beneficios asociados a la producción hidroeléctrica, etc.), y restricciones institucionales, operativas y ambientales. Producen resultados sobre la gestión del recurso (ej. volúmenes, caudales, suministros, garantías, etc.), resultados económicos (ej. beneficios y costes de escasez, agregados y por usuario) y otros indicadores como los precios sombra, que reflejan el valor marginal del agua en el espacio y el tiempo (Pulido-Velazquez et al, 2008 y 2013).

Para evaluar el impacto de la reutilización tanto actual como potencial sobre sistemas de recursos hídricos y a escala de cuenca bajo distintos escenarios es importante contar con herramientas y modelos que permitan un análisis integrado de aspectos económicos y ambientales teniendo en

cuenta las interacciones y balances en el sistema. En este sentido, los modelos hidroeconómicos permiten analizar el valor económico de la reutilización con una perspectiva más amplia, considerando su contribución a los recursos y la satisfacción de demandas en global en la cuenca (Pulido-Velazquez et al, 2014a y 2014b).

#### 8.4.- Referencias y bibliografía

AQUAREC, 2006. AQUAREC Handbook on Feasibility Studies for Water Reuse Systems.

De las Fuentes, L.; Urkiaga, A.; Hernández, F. (Ed.) (2010). *Guía para la realización de estudios de viabilidad en proyectos de reutilización de aguas depuradas*. AQUAREC. 150 pp.

Del Villar, A. (2015). Análisis de fórmulas de recuperación de costes de tratamiento de aguas residuales y de su distribución para reutilización Instrumentos para la financiación de tarifas. Informe Consolider Tragua. Disponible en [http://www.consolider-tragua.com/documentos/analisis\\_formulas.pdf](http://www.consolider-tragua.com/documentos/analisis_formulas.pdf) (últ. acceso 28/11/16)

EPSAR (2011, 2015). *Informe de Gestión*. (Entidad Publica de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana). Disponible en: <http://www.epsar.gva.es/sanejament/quienes-somos/INFORME-DE-GESTION.pdf> (último acceso: 28 Nov 2016).

Girard C., Rinaudo JD., Pulido-Velazquez M (2015). Index-Based Cost-Effectiveness Analysis vs. Least-Cost River Basin Optimization Model: Comparison in the Selection of a Programme of Measures at the River Basin Scale. *Water Resources Management* 29(11): 4129–4155.

Harou, J. J., Pulido-Velazquez, M., Rosenberg, D. E., Medellin-Azuara, J., Lund, J. R., Howitt, R. E., 2009. Hydro-economic models: concepts, design, applications, and future prospects. *J. of Hydrology* 375(3–4), 627–643.

Hernández, F., Urkiaga, A., De las Fuentes, L., Bis, B., Chiru, E., Balazs, B., Wintgens, T. (2006). Feasibility studies for water reuse projects: an economical approach. *Desalination* 187, 253-261.

Hernández-Sancho, F. and R. Sala-Garrido (2009). Technical efficiency and cost analysis in wastewater treatment processes: A DEA approach. *Desalination* 249(1), 230-234.

---

Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., Sala-Garrido, R. (2011). Cost modelling for wastewater treatment processes. *Desalination* 268, 1-5.

Hernández-Sancho F., Lamizana-Diallo B., Mateo-Sagasta J, Qadir M. (2015). *Economic Valuation of Wastewater - The cost of action and the cost of no action*. United Nations Environment Programme.

MARM, 2009. *Guía Técnica para la caracterización de medidas (versión 3.0)*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

MARM (2010a). *Guía para la aplicación del RD 1620/2007 por el que se establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas*. Ed. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.

MARM (2010b). *Plan Nacional De Reutilización De Aguas. Versión Preliminar*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.

Molinos-Senante M., Hernández-Sancho F., Sala-Garrido R. (2011) Cost-benefit analysis of water-reuse projects for environmental purposes: a case study for Spanish wastewater treatment plants. *J Environ Manag* 92:3091–3097.

Molinos-Senante M., Hernandez-Sancho F., Sala-Garrido R (2013). Tariffs and Cost Recovery in Water Reuse. *Water Resources Management*, 27: 1797. doi:10.1007/s11269-012-0111-4.

Pulido-Velazquez, M., Andreu, J., Sahuquillo, A., Pulido-Velazquez, D. (2008). Hydro-economic river basin modelling: The application of a holistic surface-groundwater model to assess opportunity costs of water use in Spain. *Ecological Economics* 66(1), 51–65.

Pulido-Velazquez M, López-Nicolas A, Andreu J, Lozano G (2011). *Determinación del Programa de Medidas para el cumplimiento de los objetivos ambientales de la Directiva Marco del Agua en el Sistema de Explotación del río Júcar. Informe final*. Convenio CHJ-IIAMA, Universitat Politècnica de València.

---

Pulido-Velazquez M, Hernandez-Sancho F, Ferrer-Polo J, Latorre JI (2009). *Economic tools for selecting a programme of measures to meet the WFD standards. Application to the Serpis River basin, Spain*. IWA Conference on Water Economics, Marbella, Spain.

Pulido-Velazquez, M., Alvarez-Mendiola, E., Andreu, J. (2013). Design of Efficient Water Pricing Policies Integrating Basinwide Resource Opportunity Costs. *J. Water Resources Planning and Management* 139(5): 583-592.

Pulido-Velazquez M, Cabrera E, Garrido A (2014a). Economía del agua y gestión de recursos hídricos. *Revista de Ingeniería del Agua* 18(1), 95-106.

Pulido-Velazquez M., Lopez-Nicolas A., Macian-Sorribes H., Peña-Haro S., Escrivá-Bou A. (2014b). Potencial de los modelos hidroeconómicos en la en la gestión de sistemas de recursos hídricos. En: *Aplicaciones de Sistemas Soporte a la Decisión en Planificación y Gestión Integradas de Cuencas Hidrográficas* (Solera et al., ed.), 247-257. Ed. Marcombo, Barcelona.

Seguí L, Alfranca O, García J (2009). Techno-economical evaluation of water reuse for wetland restoration: a case study in a natural park in Catalonia, North-eastern Spain. *Desalination* 246, 179–189.

---

## 9.- RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

*Autores: Inmaculada Romero, María Pachés, Remedios Martínez-Guijarro*

*Grupo de Evaluación del Impacto Ambiental, Institut Universitari d'Investigació d'Enginyeria de l'Aigua i Medi Ambient – IIAMA, Universitat Politècnica de València, Camí de Vera s/n, 46022 Valencia, Spain*

### 9.1.- Introducción

La Directiva Marco del Agua Europea (DMA), Directiva 2000/60/CE, establece el objetivo claro de protección de las aguas continentales, de transición, costeras y subterráneas y el uso sostenible del agua. Para conseguir alcanzar estos objetivos, se han establecido en los Planes de Cuenca un Programa de Medidas, entre las cuales se plantea la reutilización y un mejor aprovechamiento de las aguas. A nivel español surge el Plan Nacional de Reutilización de Aguas (PNRA), en el que se plantea una multiplicidad de usos para la reutilización de las aguas, entre las que se encuentran el uso agrícola, urbano, industrial, recreativo y ambiental. En diciembre de 2007 entra en vigor el Real Decreto 1620/2007 que establece el marco legal para la reutilización de las aguas depuradas y establece los criterios mínimos obligatorios exigibles para la utilización de las aguas regeneradas según los usos.

Dentro de las competencias autonómicas de la GVA se incluyen las aguas costeras y de transición. En el caso de las **aguas costeras** la reutilización de las aguas de las EDARs situadas en las zonas del litoral podría conseguir la reducción de los vertidos directos de aguas residuales al mar, contribuyendo a mejorar el estado de las masas de agua costeras, fundamentalmente desde el punto de vista de los indicadores biológicos y físico-químicos. En el caso del litoral valenciano son las masas C016 Cabo Huertas-Santa Pola y C017 Santa Pola-Guardamar del Segura las que actualmente poseen un estado ecológico moderado para el fitoplancton, indicador ampliamente utilizado como síntoma de eutrofización.

En el caso de las **aguas de transición** de la Comunitat Valenciana tipo estuario mediterráneo micromareal con cuña salina AT-T02 (estuario del Júcar T0201 y Estany de Cullera T0202) la reutilización de las aguas contribuiría a mantener de forma sostenible la estructura y el funcionamiento de estos ecosistemas acuáticos. Actualmente el potencial ecológico de estos dos

ecosistemas se ha definido de manera preliminar y aproximada ya que estas masas han sido definidas como Masas de Agua Muy Modificadas, y en tales masas a nivel europeo aún no se han definido los criterios ecológicos de cambio de clase. La valoración ecológica actual es Malo para el Estany de Cullera y Moderado para el Estuario del Júcar.

Como anteriormente se ha comentado, el RD 1620/2007 en su Anexo I.A define los criterios de calidad obligatorios exigibles para la utilización de las aguas regeneradas según los usos. Y en el caso del uso ambiental como recuperación de ecosistemas, caudales ecológicos, etc... (Calidad 5.4) no se ha establecido ningún criterio común, sino que serán los Organismos de Cuenca los que deben definirlos estudiando caso por caso.

Además en los Planes Hidrológicos de Cuenca se han definido los Temas Importantes, entre los que destacan relacionados con esta problemática en estas masas de agua:

- T.01 Caudal ecológico en el estuario del río Júcar.
- T.02 Presencia de productos fitosanitarios en las zonas de transición: Estany de Cullera y desembocadura del río Júcar.
- T.03 Presencia de sustancias prioritarias en las aguas de transición de las Salinas de Santa Pola.
- C.01 Riesgos de eutrofización de aguas costeras.
- C.02 Riesgos de presencia de sustancias prioritarias en aguas costeras.
- C.03 Control y Seguimiento de vertidos de aguas continentales a aguas portuarias.
- C.06 Protección de la funcionalidad física y natural del litoral de la Comunidad Valenciana

En el caso de las aguas de transición de la Comunitat Valenciana como el estuario del Júcar y el Estany de Cullera, el uso de aguas regeneradas para la recuperación de estos ecosistemas acuáticos podría ser una solución, siempre que evidentemente los tratamientos de depuración eliminen nutrientes (nitrógeno y fósforo).

## **9.2.- Problemática del Estuario del Júcar y del Estany de Cullera**

El río Júcar tiene aproximadamente 427 km de longitud y su cuenca un área de 21578 km<sup>2</sup>. El último tramo del río es navegable y es el único puerto fluvial de la región de Valencia. El río Júcar está muy influenciado por las actividades humanas, y los recursos de agua disponible son principalmente

usados para abastecimiento de la población, industria y agricultura. Los embalses construidos en el río modifican drásticamente el régimen del flujo natural del río, y la estación de aforos de Cullera, localizada a 7,5 km de la boca del río, registra caudales normalmente cercanos a 0 m<sup>3</sup>/s, excepto durante el periodo de lluvias. Las aguas del río Júcar tienen altas concentraciones de nutrientes debido a la agricultura intensiva de la cuenca, al uso abundante de fertilizantes y pesticidas.

El Estany de Cullera es una antigua laguna meromítica transformada (longitud 2400 m, anchura 35-175 m, profundidad 0,8-7 m). Es una zona húmeda costera localizada al sur de Valencia, de morfología lacustre, donde se mezclan las aguas marinas y continentales de forma variable en el tiempo y en el espacio (en función de diversos factores como la época del año, el nivel de antropización, la intrusión marina, las aportaciones continentales, etc). Hace tiempo el Estany de Cullera era una pequeña laguna en la cual la única comunicación con el mar se producía durante las épocas de avenidas, pero en los años 80 se abrió una salida del agua hacia el mar. Actualmente, sus aguas suelen ser salinas o salobres, excepto una pequeña capa de agua dulce que proviene de los excedentes de los cultivos de arroz. En verano suele existir periodos de anoxia en las aguas más profundas del Estany.

Ambos ecosistemas (estuario del río Júcar y Estany de Cullera) están condicionados por una serie de factores ambientales derivados de las características particulares del mar Mediterráneo en el que desembocan, del régimen de caudales, de la calidad de sus aguas y de las transformaciones que el hombre ha realizado tanto en el ámbito del propio estuario, como aguas arriba en la cuenca. Por lo que respecta al Mediterráneo cabe destacar que es un mar micromareal (Geyer & Farmer, 1989) y oligotrófico (Bethoux et al, 1992) y que tiene como nutriente limitante al fósforo (Romero et al, 2007), al contrario de lo que ocurre en la mayoría de océanos en los que es el nitrógeno (Conley, 2000) el que desarrolla este papel. Ello da lugar a que normalmente el estuario sea de tipo estratificado con dos masas de agua claramente diferenciadas. Una capa superficial de agua dulce que fluye en dirección al mar y una capa inferior de agua marina (conocida como cuña salina) que, con menor velocidad, fluye en dirección contraria. Ambas capas están separadas por una interfase abrupta, la haloclina (Mösso et al., 2008).

En los estuarios de este tipo se dan lógicamente diferencias claras entre las características fisicoquímicas y biológicas de estas dos capas (Cauwet, 1991; Fuks et al, 1991; Legovic et al, 1994, 1996; Vilicic et al, 1989 & 1999). También existe un intercambio de agua entre ellas debido a que, por su viscosidad, estas masas de agua generan fricción al fluir y de esto surgen turbulencias en

forma de ondas que penetran en una y otra masa permitiendo dicho intercambio. Se trata del fenómeno conocido como entranamiento (Dyer, 1997) por el que, en los estuarios estratificados, se tiene un efectivo paso de agua salada hacia la masa de agua dulce superficial, que va cambiando sus características conforme avanza hacia la desembocadura. Esto da lugar a que la salinidad de la capa superficial vaya aumentando progresivamente desde la cabecera del estuario hasta la boca.

Como ya hemos señalado además de éstos factores hay que tener en cuenta las características fluviales y las transformaciones humanas ya que la misma posición de esta cuña está directamente relacionada con el nivel del mar, el caudal y la geometría del río.

En el caso del **estuario del Júcar**, el primer factor relevante es la existencia de un azud, el de La Marquesa (TJU000 en la figura 1), en el tramo final del río. El azud de La Marquesa es el último de los azudes del río Júcar antes de su desembocadura en Cullera. Históricamente este azud se utilizaba para derivar agua a un molino, el de La Marquesa, que aprovechaba las aguas sobrantes del Júcar antes de su vertido al mar. Las estaciones de muestreo en las que se poseen datos del programa de seguimiento llevado a cabo desde el año 2002 hasta la actualidad pueden verse en la Figura 1.

Como en todos los ríos en su desembocadura, y especialmente en aquellos cuya pendiente es baja como en este caso, existe una cuña salina que es fruto de la interacción del medio fluvial y el medio marino en su interfaz común, la desembocadura. Como ya se ha comentado, la posición de esta cuña está directamente relacionada con el nivel del mar, el caudal y la geometría del río. En este caso, la existencia del azud de La Marquesa supone una barrera física para el avance de la cuña hacia aguas arriba, por lo que la reducción de caudales durante el estiaje o por los usos humanos, no conduce a la penetración de la cuña aguas arriba.



**Figura 1.** Estaciones de muestreo a lo largo del estuario del Júcar

Por otra parte el Júcar es un río muy regulado y con importantes usos humanos de sus aguas, lo que da lugar a que el caudal que llega a este tramo estuarino sea insignificante durante largos períodos (Falco et al., 2007) y a un nivel considerable de fitoplancton y/o nutrientes en sus aguas.

En primer lugar hay que reseñar que al estuario, al traspasar el azud de La Marquesa, llegan las aguas dulces del Júcar. Estas aguas llevan unos niveles de nutrientes y clorofila (Tabla 1) mucho más altos que los de las aguas marinas en las que desembocan. Además, la proporción de nutrientes que se hallan en forma particulada (plancton) está muy condicionada por las condiciones aguas arriba (proliferaciones en embalses, azudes, etc). Así se puede apreciar la existencia de dos grupos claros de muestras, unos con clorofila alta (\*) y fósforo soluble reactivo (PSR) bajo y los otros con PSR alto y clorofila relativamente baja.

El rango de clorofila es, por tanto, muy variable, yendo desde menos de 4 hasta más de 140 mg/m<sup>3</sup> (Tabla 1). Lo mismo sucede con el contenido en las diversas formas inorgánicas de nitrógeno y de fósforo. Este último varía desde condiciones cercanas al agotamiento hasta los 0,64 mgPO<sub>4</sub>/l.

Dentro de los compuestos nitrogenados, la mayor variación se da en el amonio (<0,001 a 0,54 mg/l). El nitrato tiene un rango de variación de casi dos órdenes de magnitud (0,93 a 83,5 mg/l), y en cambio los nitritos presentan el rango de variación más bajo (0,20 a 0,43 mg/l).

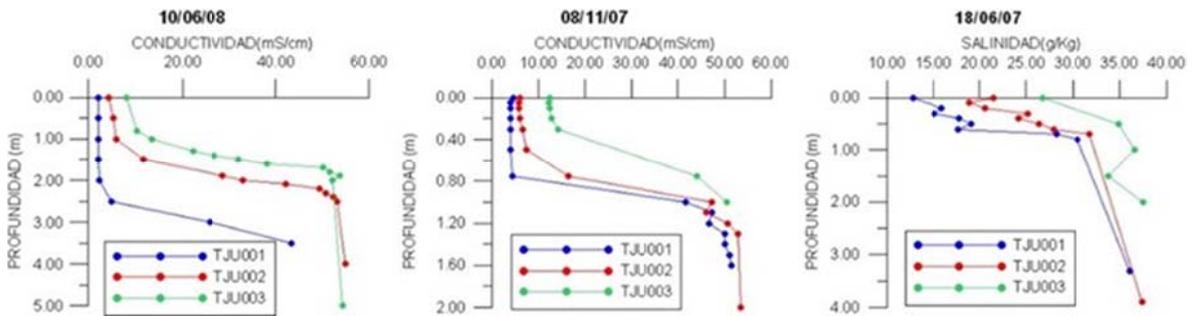
**Tabla 1.** Nutrientes y clorofila en la estación TJU000 situada aguas arriba del azud de la Marquesa

FECHA	Amonio (mg/l)	Nitritos (mg/l)	Nitratos (mg/l)	Fósforo Soluble Reactivo (mgPO <sub>4</sub> /l)	Fósforo Total (mgP/l)	Clorofila (mg/m <sup>3</sup> )
18/06/2007	<0.001	0,20	0,93	0,02	0,12	*110,43
08/11/2007	0,12	0,27	38,5	0,27	0,13	11,34
12/02/2008	0,26	0,24	39,7	0,64	0,22	3,79
14/05/2008	0,01	0,30	83,5	0,06	0,09	*52,94
10/06/2008	0,54	0,36	31,8	0,47	0,21	9,08
09/09/2008						*71,57
18/09/2008	0,07	0,43	16,4	0,003	0,05	*59,84
18/02/2009	0,32	0,38	41,3	0,23	0,11	4,52
13/05/2009	0,12	0,25	27,8	0,007	0,11	*144,64
09/07/2009	0,35	0,26	14,9	0,09	0,11	*39,45

Como ya hemos señalado anteriormente, éste es un estuario que normalmente está estratificado y con una cuña salina (González del Río et al., 2007; Martínez-Guijarro et al., 2013; Moragues, 2006; Romero et al., 2006; Romero et al., 2007). La presencia de esta cuña salina hace que el límite superior de la distribución de salinidades a lo largo de la masa de agua esté próximo al del mar. Los valores más bajos se alcanzan en la capa superficial en la cabecera del estuario. Ahora bien por lo que respecta a estos valores bajos, tanto en lo que respecta a su magnitud, como a su distribución, son muy variables. Ello se debe fundamentalmente a la gran variación del caudal de agua dulce que afluye, y, por tanto, de la lámina de agua dulce que hay en el estuario.

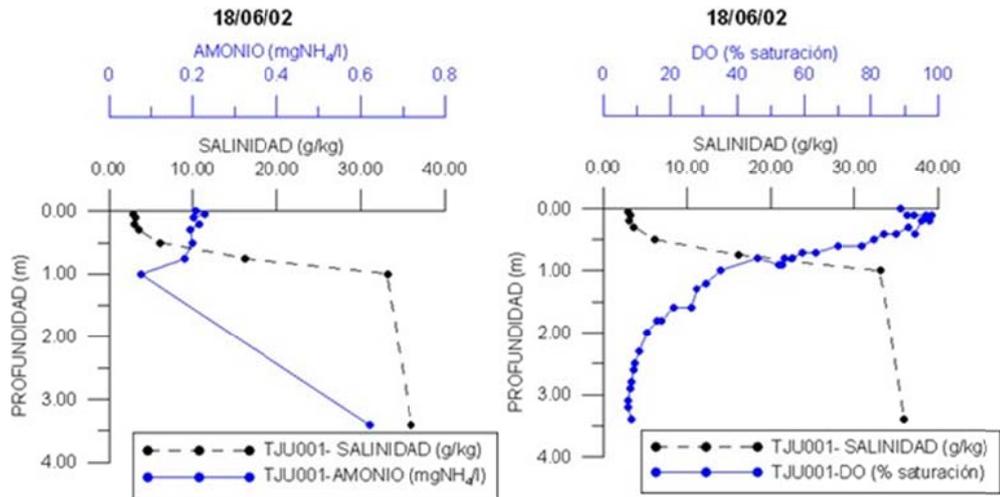
Así, por ejemplo, en el muestreo de junio de 2008 había una capa de agua dulce en cabecera (TJU001) de unos dos metros (Figura 2) con conductividades entre 1,2 y 1,5 mS/cm y de 8 ms/cm en la estación más próxima a la boca (TJU003). Conforme disminuye el caudal, lógicamente, la conductividad/salinidad de las aguas del estuario van aumentando, y el espesor de la capa de agua dulce salobre disminuye. Así en el muestreo de noviembre de 2007 (Figura 2) el espesor de la capa de agua dulce/salobre era de 80 cm en cabecera (TJU001) y las conductividades estaban en torno a 4-5 mS/cm en cabecera y por encima de 12,2 mS/cm en la estación próxima a la boca (TJU003). La reducción aún mayor del caudal da lugar a salinidades/conductividades más altas, como por ejemplo sucedía en el muestreo del 18 de junio de 2007 (Figura 2) en el que todas las aguas

superficiales eran mesohalinas con salinidades por encima de los 12 g/kg (25 mS/cm) en cabecera (TJU001) y de los 26 g/kg (41 mS/cm) en la estación cercana a la boca (TJU003).



**Figura 2.** Conductividad en las tres estaciones del estuario de Júcar en tres muestreos distintos

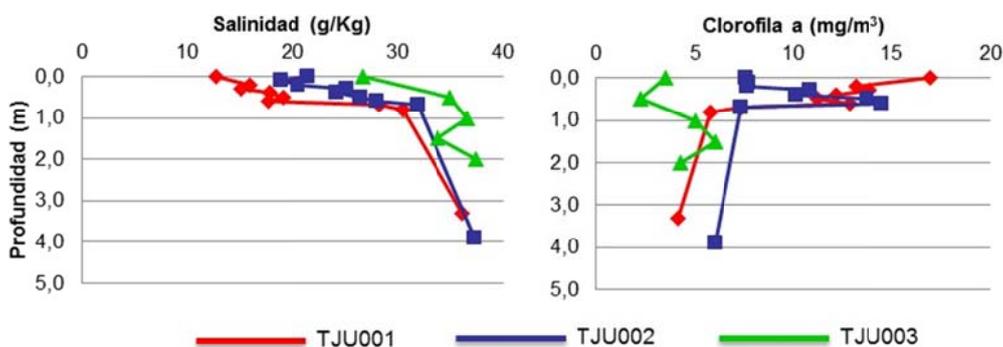
Como se comenta en González del Río et al. (2007), Martínez-Guijarro et al. (2013), Moragues (2006), Romero et al. (2006), Romero et al. (2007), las aguas que traspasan el azud vienen cargadas de fitoplancton de agua dulce (altos niveles de clorofila) y de nutrientes. El aumento de la salinidad al llegar al estuario, hace que el fitoplancton sufra un “shock salino” y las células fitoplanctónicas afectadas, muertas y/o senescentes, sedimenten hacia las capas inferiores. Parte de ellas quedan retenidas en la interfase salina (haloclina) y otra parte cae hasta la cuña. Además el movimiento, aunque sea lento, de la cuña hacia aguas arriba da lugar a la acumulación de materiales en la parte de la cuña de la cabecera del estuario, con un gradiente positivo conforme nos alejamos de la desembocadura. Este comportamiento es típico (con diferentes magnitudes) de los estuarios estratificados que por ello se convierten en una “trampa” de materia orgánica y, por tanto, de nutrientes. La mineralización de la materia orgánica acumulada a través de los procesos reseñados anteriormente, en la cuña salina, conlleva el consumo de oxígeno por los organismos heterótrofos que lo realizan, y como la cuña está aislada de la fuente de oxígeno (la atmósfera), el contenido de este elemento en las aguas se va reduciendo progresivamente, pudiendo dar lugar a unas condiciones de hipoxia/anoxia como puede apreciarse en la figura 3. Como hay un gradiente en la materia orgánica acumulada en la cuña que aumenta desde la desembocadura a la cabecera, esto da lugar, lógicamente, a un gradiente negativo en la concentración de oxígeno desde la cabecera del estuario a la desembocadura. Estas condiciones de hipoxia/anoxia (y de materia orgánica/nutrientes acumulados en la cuña) desaparecen cuando la cuña es arrastrada hacia el mar por las avenidas fluviales que llenan todo el álveo. Tras ello, con condiciones normales de caudal, vuelve a entrar la cuña salina y se reinicia el proceso.



**Figura 3.** Salinidad, amonio y oxígeno disuelto a lo largo de la columna de agua en TJU001

El que se alcancen niveles de oxígeno problemáticos depende, por tanto, de la carga de fitoplancton de las aguas (concentración y caudal) que llegan a través del azud y del tiempo de permanencia de la cuña salina.

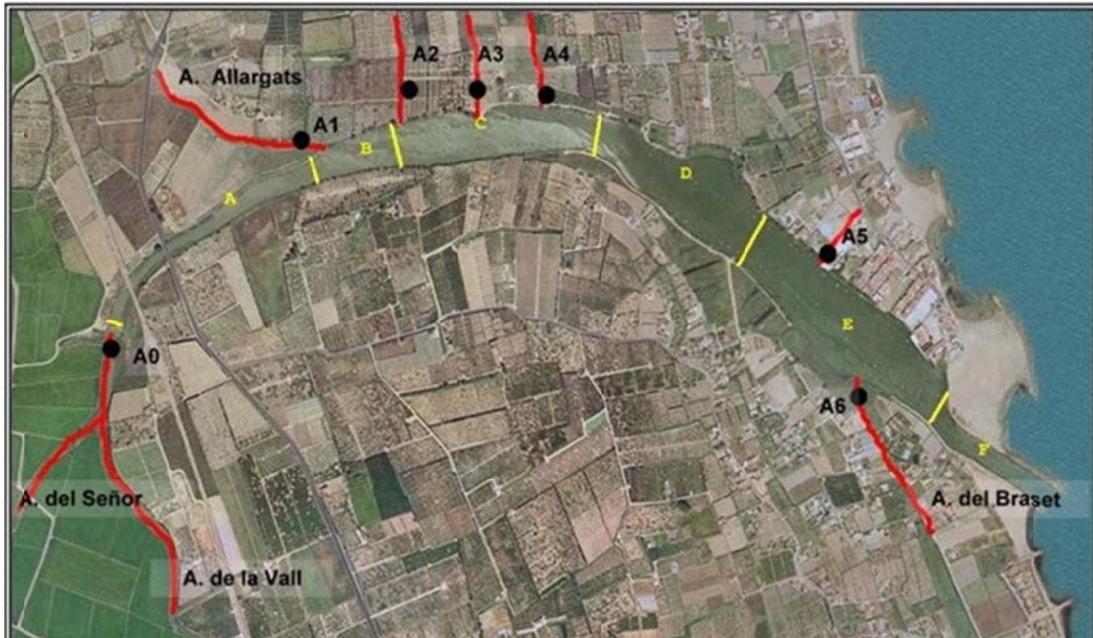
Por otro lado, en este estuario, la llegada de aguas dulces cargadas de nutrientes y la muerte del fitoplancton de agua dulce por el shock salino y la posterior degradación de esta materia orgánica, provoca que los niveles de clorofila *a* sean generalmente mucho mayores en las estaciones de cabecera (TJU001) en superficie, disminuyendo al aumentar la profundidad y al acercarnos a la desembocadura (TJU003). Además en el caso de existir una cierta estratificación, se observan también picos de clorofila en la propia interfase, zona de acumulación. Esto puede apreciarse en la figura 4.



**Figura 4.** Salinidad y clorofila a lo largo de la columna de agua en las 3 estaciones

El **Estany de Cullera** es una zona altamente antropizada, cuya salida al mar ha sido modificada, y que recibe una importante carga de nutrientes procedentes de la agricultura y de los asentamientos

humanos. Presenta un elevado interés para la comarca como zona de esparcimiento, como zona de evacuación de caudales en caso de avenidas y como humedal. El Estany (Figura 5) recibe aportes de agua dulce de la red de acequias que recogen el agua sobrante de los arrozales de la zona húmeda y excesos de agua de los barrancos de la Sierra de La Murta y de Cavall Bernat, y de agua dulce por los “ullals” en la zona sur del lago principalmente. También recibe aguas directamente de la capa freática en algunos puntos.

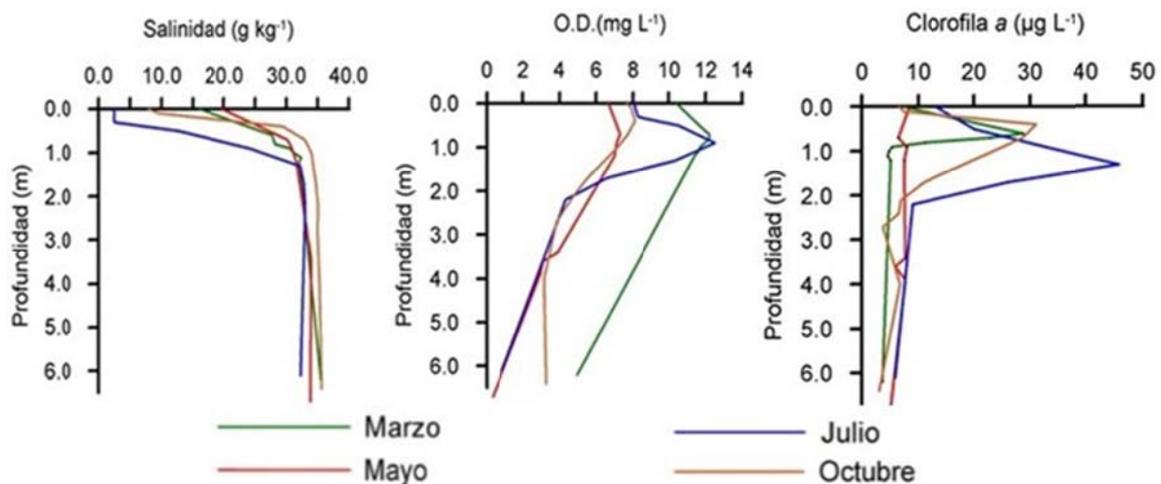


**Figura 5.** Estany de Cullera y la sectorización realizada en las campañas de muestreo, basada fundamentalmente en las entradas de agua dulce por acequias de riego y en las diferentes profundidades de la cubeta del Estany

Las campañas realizadas desde el 2002 hasta la actualidad, nos muestran que existen altos valores de compuestos nitrogenados que aportan fundamentalmente la Acequia 0 y la Acequia 1. También una carga importantísima de clorofila *a* (indicador de altas concentraciones de biomasa de fitoplancton originados por la entrada de nutrientes) que llega desde estas dos acequias y desde la Acequia 5 al Estany. La Acequia 0 y la Acequia 5 también proporcionan altas concentraciones de fósforo (Martí, 2007; Navarro, 2014; Pachés et al, 2014)

El caudal que aportan las fuentes continentales de alimentación hídrica, la climatología o la época de año, hace variar la salinidad del agua del Estany considerablemente y pasa de condiciones marinas a continentales en época de avenidas (Giner et al., 2003). Generalmente, en condiciones normales, el Estany de Cullera es un estuario estratificado con cuña salina, con una entrada de

agua dulce en la cabecera del mismo. El agua dulce fluye por encima de la capa salina, formándose una interfase (haloclina). En el Estany de Cullera, la posición y la profundidad de la cuña salina está determinada, salvo en época de lluvias, prácticamente en su totalidad, por la descarga de agua dulce procedente de las acequias de riego. Esta estratificación, que se puede observar en la figura 6, se produce prácticamente durante todo el año en el Estany de Cullera, lo único que varía es el espesor de la capa de agua dulce (Martí, 2007; Navarro, 2014; Pachés et al., 2014; Romero et al., 2011; Ruiz-Cortina, 2013; Sebastiá et al., 2007).



**Figura 6.** Perfiles verticales de salinidad, oxígeno disuelto y clorofila *a* en la zona media del Estany

Como se comenta en Martí (2007), Navarro (2014), Pachés et al. (2014), Romero et al. (2011), Ruiz-Cortina (2013), Sebastiá et al. (2007), respecto a los niveles de oxígeno disuelto en el Estany, se ha observado que en verano se genera una quimioclina como consecuencia del aumento de las temperaturas y de una mayor entrada de materia orgánica que se sintetiza en la zona superior y que en la zona más profunda se mineraliza, consumiendo todo el oxígeno. Y en estas ocasiones el amonio, fosfato y ácido ortosilícico (al ser productos de la degradación de la materia orgánica tanto aerobia como anaerobia) aumentan a medida que lo hace la profundidad de la columna de agua, ya que la materia orgánica se acumula tanto en la parte profunda de la columna de agua como en los sedimentos, como consecuencia de la sedimentación de los organismos que provienen de la capa superficial. Las campañas de muestreo de mayo y julio mostradas en la figura 6 presentan condiciones de anoxia/hipoxia en las capas más profundas de la columna de agua. Esta alta concentración de materia orgánica es consecuencia de la elevada entrada de nutrientes a través de las acequias.

Respecto a la clorofila, se han detectado picos en las dos interfases: dulce-salina y óxica-anóxica. Los picos en la haloclina se deben a la sedimentación del fitoplancton de agua dulce que es temporalmente retenido allí como consecuencia del fuerte incremento de densidad del fluido, mientras que los observados en la quimioclina parecen responder a la presencia de algunas bacterias fotosintéticas anaerobias que se establecen al nivel en el que todavía hay suficiente luz y aprovechan la escasa presión de los herbívoros y la alta disponibilidad de nutrientes en la zona.

Todo ello nos lleva a concluir que la gran acumulación de materia orgánica, consecuencia de la elevada entrada de nutrientes a través de las acequias que lo alimentan y la falta de caudales punta que entren en la cabecera del Estany, generan un sistema estuarino estratificado anóxico durante los meses de verano que reduce la calidad ambiental de esta masa de agua.

### **9.3.- Conclusiones y posibles actuaciones para su restauración**

Ambos ecosistemas estudiados se comportan de manera similar aunque con algunos matices. El cambio de los parámetros físicos, químicos y biológicos está principalmente relacionado con la interacción agua dulce/salada, lo que depende mayoritariamente de los factores naturales, de los patrones de precipitación y de la regulación antropogénica de flujos de agua en los canales.

El principal factor ambiental que afecta la distribución de nutrientes en la columna de agua es la presencia de las condiciones de anoxia/hipoxia, pudiéndose observar patrones similares de nutrientes en primavera y verano difiriendo de los obtenidos en invierno y otoño.

Las condiciones de anoxia detectadas en algunas ocasiones a lo largo del año en el fondo de estos ecosistemas indican la degradación a la que están sometidos y alertan de la necesidad de una actuación en un breve espacio de tiempo, para lograr una mejora de la calidad de las aguas, ya que con ello se mejoraría el estado de la fauna y la flora de estas áreas. De hecho, sus aguas están lejos de cumplir lo establecido por la Directiva Marco del Agua (DMA, Directiva 2000/60/CE, alcanzar un potencial ecológico aceptable en todas las masas de aguas muy modificadas.

En el caso del estuario del Júcar, la reducción progresiva del caudal del río, como consecuencia de la regulación de los caudales en la cuenca para evitar las avenidas catastróficas y los usos humanos, ha conducido a un aumento de los periodos de permanencia de la cuña salina en el

estuario. Esta reducción de los caudales tiene dos efectos contrarios en las condiciones de hipoxia/anoxia de la cuña salina.

- Por una parte aumenta las probabilidades de que se alcancen esas condiciones de hipoxia/anoxia al aumentar el tiempo de permanencia de la cuña y, por tanto, aumentar el periodo en el que se da esa acumulación de materia orgánica en la cuña que al descomponerse y nitrificar el amonio consume el oxígeno de la cuña salina, que no tiene comunicación con la fuente atmosférica de oxígeno.
- Por otra parte, la reducción drástica del caudal ha generado una disminución de la carga de materia orgánica que llega a estos ecosistemas y, por ello, ha reducido la tasa de acumulación de materia orgánica en la cuña lo que genera una menor reducción del oxígeno y menos acumulación de nutrientes.

Como se ha comentado, en el Estany existe una marcada haloclina durante los períodos de primavera, verano y otoño, siendo el invierno la estación con una mayor mezcla y condiciones de mayor oxigenación. Es por esta razón que se considera que las condiciones asociadas al Máximo Potencial Ecológico son las que se dan en invierno. De hecho, teniendo en cuenta todas las muestras que se poseen desde el año 2002 hasta la actualidad, en el Estany sólo se ha alcanzado un buen potencial ecológico en las muestras de invierno. Casi un 60 % de los resultados muestran un potencial ecológico deficiente que aparece en todo el rango de profundidades. Los resultados de potencial ecológico malo se concentran en las muestras de primavera y verano, razón por la cual las actuaciones a considerar para la conservación del Estany deberían enfocarse a aumentar la mezcla de la columna de agua durante este período.

Como hemos dicho anteriormente, para solucionar los problemas que actualmente se dan en el estuario (hipoxia/anoxia y acumulación de nutrientes en la cuña) habría que considerar los factores que los determinan y aquellos que influyen sobre ellos, es decir, el tiempo de permanencia de la cuña y la carga de materia orgánica que llega al estuario o al estany y, por tanto el caudal que afluye y la calidad de las aguas desde el punto de vista de los nutrientes (nivel de eutrofia).

La reducción del tiempo de permanencia de la cuña en el estuario del Júcar a través de su retirada se podría conseguir con caudales fluviales iguales o superiores a 200 m<sup>3</sup>/seg. Dado que el río Júcar está totalmente regulado y dada la escasez de agua en la zona, no cabe esperar que se consideren “avenidas artificiales” de 200 m<sup>3</sup>/seg.

Una probable opció seria aportar esporàdicament la suficient aigua de mar mitjançant bombeig per permetre la renovació de la cuña, de manera que torni a les condicions inicials d'oxigen i nutrients (les que se donen quan la cuña torna a entrar amb aigües marines "limpies" després de l'avenida).

La reducció de la càrrega de matèria orgànica es podria aconseguir reduint el cabdal a nivells baixos o prenent mesures per reduir les aportacions de fòsfor que se donen actualment amb aigües arribant i de esta manera, al ser este element el nutrient limitant, reduir els nivells de matèria orgànica que se donen actualment.

La Directiva Marc del Aigua Europea (DMA), Directiva 2000/60/CE, estableix l'objectiu clar de protecció de les aigües continentals, de transició, costeres i subterrànies i el ús sostenible de l'aigua. Per aconseguir aconseguir estos objectius, se han establert en els Plans de Cuenca un Programa de Mesures, entre les quals se planteja la reutilització i un millor aprofitament de les aigües. A nivell espanyol surge el Plan Nacional de Reutilització de Aigües (PNRA), en el que se planteja una multiplicació d'ús per la reutilització de les aigües, entre les que se troben el ús agrícola, urbà, industrial, recreatiu i ambiental. En desembre de 2007 entra en vigor el Real Decreto 1620/2007 que estableix el marc legal per la reutilització de les aigües depurades i estableix els criteris mínims obligatoris exigibles per la utilització de les aigües regenerades segons els usos.

Dintre de les competències autonòmiques de la Generalitat Valenciana (GVA) se inclouen les aigües costeres i de transició. En el cas de les aigües de transició de la Comunitat Valenciana tipus estuari mediterrànic micromareal amb cuña salina AT-T02 (estuari del Júcar T0201 i Estany de Cullera T0202) la reutilització de les aigües contribuiria a mantenir de forma sostenible la estructura i el funcionament de estos ecosistemes acuàtics. Actualment el potencial ecològic de estos dos ecosistemes se ha definit de manera preliminar i aproximada ja que estas masses han sigut definides com a Masses d'Aigua Molt Modificades, i en tals masses a nivell europeu encara no se han definit els criteris ecològics de canvi de classe. La valoració ecològica actual és Mala per l'Estany de Cullera i Moderada per l'Estuari del Júcar.

Com anteriorment se ha comentat, el RD 1620/2007 en el seu Annex I.A defineix els criteris de qualitat obligatoris exigibles per la utilització de les aigües regenerades segons els usos. I en el cas del ús ambiental com a recuperació d'ecosistemes, cabdals ecològics, etc... (Qualitat

5.4) no se ha establecido ningún criterio común, sino que serán los Organismos de Cuenca los que deben definirlos estudiando caso por caso.

Además en los Planes Hidrológicos de Cuenca se han definido los Temas Importantes, entre los que destacan relacionados con esta problemática en estas masas de agua:

- T.01 Caudal ecológico en el estuario del río Júcar.
- T.02 Presencia de productos fitosanitarios en las zonas de transición: Estany de Cullera y desembocadura del río Júcar.
- T.03 Presencia de sustancias prioritarias en las aguas de transición de las Salinas de Santa Pola.
- C.01 Riesgos de eutrofización de aguas costeras.
- C.02 Riesgos de presencia de sustancias prioritarias en aguas costeras.
- C.03 Control y Seguimiento de vertidos de aguas continentales a aguas portuarias.
- C.06 Protección de la funcionalidad física y natural del litoral de la Comunidad Valenciana

En el caso de las aguas de transición de la Comunitat Valenciana como el estuario del Júcar y el Estany de Cullera, el uso de aguas regeneradas para la recuperación de estos ecosistemas acuáticos podría ser una solución, siempre que evidentemente los tratamientos de depuración eliminen nutrientes (nitrógeno y fósforo).

#### **9.4.- Referencias y bibliografía**

Bethoux, J.P., Morin, P., Madec, C. & Gentili, B., 1992. Phosphorus and nitrogen behaviour in the Mediterranean Sea. *Deep-Sea Res.* 39, 1641–1654.

Cauwet, G., 1991. Carbon inputs and biogeochemical processes at the halocline in stratified estuary-Krka River, Yugoslavia. *Mar. Chem.* 32, 269–283.

Conley, D.J., 2000. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia*, 410, 87-96.

Demarcación Hidrográfica del Júcar. Esquema de Temas Importantes del Segundo Ciclo de Planificación Hidrológica 2015-2021.

---

Demarcación Hidrográfica del Júcar. Plan Hidrológico de cuenca de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Ciclo 2015-2021. Memoria y Anejos

Demarcación Hidrográfica del Segura. Esquema de Temas Importantes del Segundo Ciclo de Planificación Hidrológica 2015-2021.

Demarcación Hidrográfica del Segura. Plan Hidrológico de cuenca de la Demarcación del Segura 2015-2021. Memoria y Anejos

Dyer, K.R., 1991. Circulation and mixing in stratified estuaries. *Mar. Chem.* 32, 111–120.

Falco, S., Hermosilla, Z., Romero, I., Martínez, R., Sierra, J.P., Mösso, C. & Mestres, M., 2007. Spatial and temporal patterns of water quality in Cullera Bay. *J. Coastal Res. SI 47*, 40–47.

Fucks, D., Devescovi, M., Precali, R., Krstulovic, N. & Solic, M., 1991. Bacterial abundance and activity in the highly stratified estuary of the Krka River. *Mar. Chem.* 32, 333–346.

Geyer, W.R. & Farmer, D.M., 1989. Tide-induced variation of the dynamics of a salt wedge estuary. *Journal of Physical Oceanography*, 19, 1060-1072.

Giner, F., Rubio, J. & Tur, G., 2003. L'Estany de Cullera. Ajuntament de Cullera. Monografies Bromera.

González del Río, J., Romero, I., Falco, S., Rodilla, M., Sáez, M., Sierra, J. P., Sánchez-Arcilla, A & Mösso, C., 2007. Changes in Phytoplankton Population along the Saline Gradient of the Júcar Estuary and Plume. *Journal of Coastal Research (SI 47)* 63 - 68.

Legovic, T., Zutic, V., Grzetic, Z., Cauwet, G., Precali, R. & Vilicic, D., 1994. Eutrophication in the Krka Estuary. *Mar. Chem.* 46, 203–215

Legovic, T., Zutic, V., Vilicic, D. & Grzetic, Z., 1996. Transport of silica in a stratified estuary. *Mar. Chem.* 53, 69–80

Martí, C.M., 2007. Caracterización Biogeoquímica del Estany de Cullera. Trabajo de investigación. Universitat Politècnica de València.

Martínez-Guijarro, R., Romero, I., Pachés, M., Martí, CM. & Ferrer, J., 2013. Chlorophyll a, nutrients and phytoplanktonic community in a continental ecosystem highly influenced by marine waters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (442) 30 - 38. 10.1016/j.jembe.2013.01.026.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2010. Guía para la Aplicación del R.D. 1620/2007 por el que se establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Plan Nacional de Reutilización de Aguas.

Moragues, M., 2006. Estudio del comportamiento y los efectos de las descargas de nutrientes en el estuario del Júcar y la Bahía de Cullera (Valencia). Proyecto Final de Carrera. Universitat Politècnica de València.

Mösso, C., Sierra, J. P., Rodilla, M., Romero, I., Falco, S., González del Río, J. & Sánchez-Arcilla, A., 2008. High Vertical Resolution Sampling in Density Interfaces of Estuaries and River Plumes. *Estuaries and Coasts*, 2 (31), 258 - 268. 10.1007/s12237-007-9009-4.

Navarro C., 2014. Estimación del Potencial Ecológico del Estany Gran de Cullera (Valencia) en base a las comunidades de Fitoplancton, en Aplicación de la Directiva Marco del Agua Europea. Proyecto Final de Carrera. Universitat Politècnica de València.

Pachés, M., Romero, I., Martínez Guijarro, R., Martí, CM. & Ferrer, J., 2014. Changes in phytoplankton composition in a Mediterranean coastal lagoon in the Cullera Estany (Comunitat Valenciana, Spain). *Water And Environment Journal* (28)135 - 144. 10.1111/wej.12020.

Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro (BOE num. 16 de 19 de enero de 2016)

Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas (BOE num. 294 de 8 de diciembre de 2007)

Romero I., Hermosilla Z., Abramic, A. & Pérez M., 2006. Comportamiento de nutrientes en el estuario y en la pluma del río Júcar bajo diferentes condiciones de caudal. EN: VI Jornadas

---

Nacionales de Ciencias del Mar (JNCM) y XIV Coloquio de Oceanografía. (315 - 315). Puerto Madryn, Argentina: NNN.

Romero, I., Moragues, M., González del Río, J., Hermosilla, Z., Sánchez-Arcilla, A., Sierra, J. P. & Möso, C., 2007. Nutrient behavior in the Jucar estuary and plume. *Journal of Coastal Research* (SI47)48 – 55.

Romero, I., Pachés, M., Martí, CM., Martínez-Guijarro, R. & Hermosilla, Z., 2011. Changes in phytoplankton composition in a stratified estuary with a micromareal regime in the Comunitat Valenciana (Cullera Estany). EN: Conferencia Internacional DELTANET, Impacts of Global Change on Deltas, Estuaries and Coastal Lagoons. Research, observation and management. Ebro Delta, España.

Ruiz-Cortina, P., 2013. Identificación de las Condiciones Ambientales de un Estuario Mediterráneo (Estany de Cullera) y Principales Estrategias de Rehabilitación del Ecosistema. Trabajo final de Master. Universitat Politècnica de València.

Sebastiá, M.T., Morata, T., Falco, S., Rodilla, M., Schlegel, A., Villodre, J. & Romero, I., 2007. Stratifications and biogeochemistry in Cullera Estany (Valencia). EN: Simposio Internacional de Ciencias del Mar (ISMS07). Simposio GLOBEC-IMBER. (208 - 208). Valencia, España: Universidad Católica Valencia. Bancaja.

Vilicic, D., Legovic, T. & Zutic, V., 1989. Vertical distribution of phytoplankton in a stratified estuary. *Aquat. Sci.* 51: 32-46.

Vilicic, D., Orlic, M., Buric, Z., Caric, M., Jasprica, N., Krsinc, F., Smircic, A. & Grzetic, Z., 1999. Patchy distribution of phytoplankton in a highly stratified estuary (The Zrmanja Estuary, October 1998). *Acta Botanica Croatica*, 58, 105-125.

---

## 10.- LA REUTILIZACIÓN DEL AGUA Y LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA

*Autores: Joaquín Andreu, Javier Paredes y Abel Solera*

*Grupo de Ingeniería de Recursos Hídricos, Institut Universitari d'Investigació d'Enginyeria de l'Aigua i Medi Ambient – IIAMA, Universitat Politècnica de Valencia, Camí de Vera s/n, 46022 Valencia, Spain*

### 10.1.- Introducción

En las últimas décadas el incremento de población y del nivel de vida ha aumentado el uso del recurso hídrico, así como la presión ambiental. Por otro lado, la evolución de la conciencia social por la protección del medio ambiente ha hecho que en algunos países se haya incrementado la depuración de las aguas residuales.

La depuración avanzada de las aguas residuales genera un recurso alternativo aprovechable que puede ser clave en los sistemas propensos a las sequías o con carestía hídrica crónica. Esta depuración avanzada denominada como “agua regenerada” supone un recurso constante en el tiempo tanto en cantidad como calidad. En los sistemas de recursos hídricos de climatología mediterránea caracterizados por una irregularidad temporal, tanto de recurso como demanda, la continuidad del agua regenerada supone una ventaja indiscutible.

El objetivo de este artículo es explicar la importancia de la reutilización dentro de la planificación hidrológica y de los balances de cuencas. En primer lugar, se hace una breve descripción de la situación actual de la reutilización en España y la Comunidad Valenciana. Seguidamente se plantea la necesidad de relacionar las actuaciones de reutilización con la planificación hidrológica. Finalmente se establece una metodología de gestión integral de cuencas para tener en cuenta la reutilización del agua mediante la integración de modelos de gestión, calidad de aguas, económicos y ambientales.

## 10.2.- Aspectos básicos relacionados de la reutilización

La reutilización de aguas residuales siempre ha existido, en mayor o menor cuantía, en las zonas carentes de recursos en donde el recurso hídrico era muy valioso. La reutilización directa en la Comunidad Valenciana tiene su origen a mediados de la edad media en donde en la parte inferior de la cuenca del Segura junto con las infraestructuras de riego se realizaban infraestructuras de avenamiento para recoger los sobrantes y reutilizarlos en los campos de aguas abajo (Rico et al., 1998).

Sin embargo, esta reutilización considerada en algunos artículos como “salvaje”, estaba falta de cualquier control sanitario, implicando riesgos para la salud de los regantes y consumidores finales del producto. Con los años, surgió la necesidad de proteger la salud de los trabajadores y el público en general. Para ello se crearon las normativas de uso de aguas depuradas, entre las más conocidas están las de la Organización Mundial de la Salud (OMS) (OMS 1989) y las conocidas como el código de California (State of California, 1978).

En cuanto al uso, históricamente la reutilización estaba asociada al uso agrario. En la actualidad, siendo este uso el más utilizado, se destaca también el ambiental o los usos recreativos como es el caso del riego de Campos de Golf.

La reutilización presenta una serie de **ventajas** como son:

- Como recurso presenta características de cantidad y calidad estables en el tiempo
- Si se trata de un efluente que de otra forma sería vertido al mar, su reutilización supone un nuevo recurso, y, por tanto,
- Puede ser un elemento influyente en el balance hídricos en zonas con problemas de escasez crónica.
- Se mejora la gestión cuantitativa-cualitativa del recurso hídrico, ya que las aguas de mejor calidad se pueden dejar para otros usos prioritarios.
- Dependiendo de las circunstancias, puede ser una solución barata comparada con el coste de otro tipo de soluciones de obra hidráulica.
- Existe un posible aprovechamiento por parte del cultivo de los nutrientes residuales en las aguas regeneradas.
- Incrementa la garantía de suministro de las demandas que utilizan el agua regenerada.

Sin embargo, la reutilización tiene una serie de **limitaciones** a tener en cuenta. En primer lugar, la discordancia temporal del recurso que se crea frente a la demanda. El recurso que se crea es uniforme y constante, siguiendo el patrón de la demanda urbana mientras que el uso más común, la demanda agraria de regadío, tiene un patrón temporal acumulado en la época de primavera – verano. Esto obliga a crear una infraestructura de almacenamiento si se quiere utilizar todo el recurso que se genera. En segundo lugar, la reutilización requiere un alto nivel de depuración de aguas residuales, así como un control microbiológico del agua regenerada tanto en origen como en destino. Para ello se requiere personal de alta cualificación y un nivel tecnológico de depuración elevado. Además, en función del uso, cultivo y/o forma de riego, la calidad debe ser distinta, así como sus controles. Finalmente, la mayor limitación proviene de la repercusión del coste de la actuación de reutilización. Aunque, generalmente, se considera la reutilización como de “interés general” el principio de recuperación total de costes hace que se busque repercutir al usuario final un coste que en la mayoría de los casos es muy superior al de la fuente convencional.

Aparte de lo comentado, el informe del CEDEX 2008 recoge los siguientes aspectos que se deben mejorar, para poder desarrollar de forma más eficiente la reutilización:

- Deficiencias en la gestión y la explotación de los sistemas de depuración de aguas residuales.
- Existencia de vertidos incontrolados en los colectores municipales que dificultan la depuración y la regeneración de las aguas residuales
- Necesidades de invertir en los sistemas de reutilización existentes para adecuarlos al RD de reutilización.

Necesidad de adaptar el régimen concesional a los usos existentes de aguas regeneradas. A nivel Mundial España está es el cuarto país de uso de agua regenerada en cuanto a volumen total se refiere después de México, USA y Jordania. Si se ordenan los países en función del volumen de agua reutilizada respecto volumen de agua usada de fuentes convencionales ocupa el puesto undécimo, siendo Kuwait, Qatar, Jordania e Israel los países de mayor ratio (Seguí, 2004)

El estudio a nivel nacional más reciente es el desarrollado por el CEDEX (Centro de Estudios Hidrográficos) con título: “Reutilización aguas residuales en España. Perspectivas, Oportunidades y barreras” (CEDEX, 2008). Según este estudio, en 2006 el total nacional de reutilización era de 368,2 Hm<sup>3</sup> de los cuales la Comunidad Valenciana eran 148 y la región de Murcia 84. Entre ambas un 64% del total. En el año 2006 de la reutilización global nacional el 64% tenía un tratamiento de

regeneración de aguas. En ese año las perspectivas de reutilización a escala nacional eran de 1.100 Hm<sup>3</sup>/año.

Las diferentes revisiones de reutilización de agua en España realizadas en las últimas décadas muestran como la mayor parte de concentración de actuaciones, y volúmenes reutilizados, se encuentran en el arco mediterráneo y en particular en la Comunidad Valenciana y Región de Murcia.

En la Comunidad Valenciana desde los diferentes planes de depuración se han realizado una serie de actuaciones de reutilización que han hecho que sea un referente nacional en este campo. Entre ellas se pueden destacar las siguientes. El uso de las aguas residuales de la ciudad de Valencia que llegan a la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Pinedo para el riego de los cultivos de las acequias tradicionales de la Vega de Valencia y la recuperación ambiental de La Albufera de Valencia. Otra actuación característica es el uso de las aguas residuales de las EDARS de Benidorm, Altea y Villajoyosa para los riegos de la Marina Baja. En este caso los regantes del interior cedieron sus derechos de agua para el suministro de las ciudades costeras a cambio de que se les devolviese al agua residual depurada para su reutilización (Serrano et al, 2006). Como reutilización para uso industrial destaca el caso de la Font de la Pedra (Alcoi). Finalmente mencionar el caso de la reutilización de las aguas de la EDAR del Rincón de León en Alicante. Estas aguas regeneradas se utilizan en la zona del medio Vinalopó salvando un desnivel de más de 400 metros para el riego de viñedos y productos hortícolas.

En la Comunidad Valenciana y Murcia, tanto por volumen como por número de actuaciones el uso predominante es la agricultura. En otras partes de España, la reutilización ha tenido variado destino. Por ejemplo, en Madrid las principales actuaciones han tenido como destino el riego de parques municipales con agua regenerada. En Andalucía, al igual que en Baleares, ha habido una proliferación de casos para el riego de campos de Golf. Finalmente, las actuaciones de reutilización se han centrado tanto en el riego de campos de Golf (caso Costa Brava) como en la recarga de acuíferos para luchar contra la intrusión marina (caso del Prat de Llobregat).

Cabría ahondar en los **factores** que han hecho que la **región mediterránea** y en particular la Comunidad Valenciana haya sido la que mayor proliferación de casos de reutilización ha tenido. Entre las más importantes se podría destacar la necesidad de recurso en estas cuencas con una climatología muy irregular implicando una escasez crónica. Junto con el clima como factor principal, la concentración de demanda amplifica este problema. Las regiones mediterráneas destacan por

una alta concentración de tierra regable, mucha población y turismo en verano. La alta concentración de población cercana a la costa es el elemento de creación de recurso potencial para la reutilización. Por un lado, porque a mayor población implica mayor volumen de agua residual, y por otro, el vertido alternativo en las aguas costeras implica que las actuaciones de reutilización no disminuyen el recurso de los usuarios de aguas abajo ni de posibles caudales ambientales. Un tercer factor ha sido una administración con voluntad política para desarrollar estas actuaciones mediante la depuración de las aguas residuales hasta los límites necesarios para su posible aprovechamiento. Finalmente, la mejora y abaratamiento de las tecnologías de tratamiento han hecho que los costes de obtención de aguas regeneradas sean menores, fomentando las actuaciones.

### **10.3.- Marco Administrativo y legal**

A nivel europeo no existe una ley específica de reutilización de aguas, así como tampoco una directriz sobre la calidad del agua que debe tener el agua regenerada para su reutilización. En cuanto a la directiva Marco del Agua (DMA) (E.P., 2000), que establece los criterios para el desarrollo de los planes de cuenca, solo se establece la reutilización como una posible medida a aplicar en el objetivo de alcanzar el buen estado ecológico de las masas de agua.

A nivel nacional, la ley de Aguas (RD del Texto Refundido 1/2001) en el artículo 109 establece que el Gobierno debe desarrollar las condiciones básicas de reutilización y precisar la calidad exigible a las aguas regeneradas según los usos previstos. Además, establece que el titular de la concesión debe sufragar los costes necesarios para tratar el agua y obtener el nivel de calidad exigido (MARMA, 2010)

Además, dentro del marco administrativo, la ley de aguas establece que el usuario debe obtener una concesión administrativa para el uso de aguas regeneradas, salvo cuando el usuario sea el titular del vertido por lo que se necesitaría una autorización administrativa (BOE, 2001)

En el año 2007 se aprobó el Real Decreto (BOE, 2007) de reutilización donde se recogen las condiciones básicas para la reutilización y se precisan las calidades en función del uso exigido por la ley de aguas. Este RD define una serie de conceptos relacionados con el proceso de reutilización de aguas, establece una serie de procesos y elementos administrativos (como por ejemplo el contrato de cesión de derechos) y fija las condiciones de calidad de aguas requeridas al agua

regenerada en función de su destino. Además, prohíbe la reutilización para ciertos usos como el de abastecimiento humano (salvo en situaciones de catástrofe), usos propios de la industria alimentaria, instalaciones hospitalarias, cultivo de moluscos, aguas de baño, etc.

#### **10.4.- Borrador del Plan Nacional de Reutilización de Aguas (BPNRA)**

Existe una versión preliminar de un Plan Nacional de Reutilización de aguas con fecha de 2010 publicado por la Dirección General de Aguas. Según este borrador del plan debería haber una coordinación entre este plan y otros planes a escala nacional como son el plan nacional de regadíos, los planes hidrológicos de Cuenca, los Planes Especiales de Actuación en situación de Alerta y Eventual Sequía, el Plan Nacional de Calidad de Aguas y un eventual Plan de choque "Tolerancia Cero" consistente en adecuar los 800 vertidos que suponen un 90% del volumen de vertido a escala nacional.

El BPNRA especifica que la reutilización puede corregir los graves problemas de dotación existentes para diversas actividades económicas y eliminar los problemas de degradación del Dominio Público Hidráulico y sobreexplotación de acuíferos motivados ambos, por la sobrepresión a la que se encuentran sometidos los recursos ambientales en extensas zonas del país.

Según el Plan Nacional de Calidad de Aguas (2007-2015) a fecha de 2010 existían 2533 EDARs en el territorio nacional generando un volumen total de 3375 Hm<sup>3</sup> de agua depurada al año.

El BPNRA especifica los criterios necesarios a cumplir para la definición de nuevas actuaciones de reutilización. Estos son:

- Deben suponer la sustitución de concesiones de aguas superficiales o subterráneas por concesiones/autorizaciones de reutilización de aguas.
- Deben cumplir una serie de condiciones técnico-económicas que en una primera aproximación puedan garantizar su viabilidad
- Deben estar consensuadas con el organismo de cuenca correspondiente.

No deben estar incluidas en planes o programas de reutilización de carácter autonómico o municipal.

## 10.5.- El concepto de reutilización planificada y los balances de cuenca

En la literatura científica se ha considerado el concepto de “Reutilización planificada” para referirse a que en el desarrollo de las actuaciones de reutilización deben de planificarse y tener en cuenta diferentes aspectos técnicos, de calidad de aguas, económicos, etc. Sin embargo, pocas veces se hace referencia a la relación entre la reutilización de aguas y la planificación hidrológica como disciplina.

La reutilización de las aguas residuales debe ser tenida en cuenta dentro de los balances de cuenca que se realizan en los procesos de planificación hidrológica. La reutilización en zonas altas y medias de la cuenca tienen una serie de consecuencias como son: mejora de la calidad del agua del río al disminuir la contaminación, nueva fuente de suministro para la demanda hídrica que se beneficia de la actuación, disminución del caudal circulante cuantificable como caudal ecológico, así como un detrimento del recurso para los usuarios de aguas abajo. Debido a ello, en las últimas décadas se ha ido consolidando la idea de que las actuaciones de reutilización deben ser sustitutivas en estas zonas de la cuenca y de que la reutilización de los vertidos que vierten sus aguas al mar son los que realmente producen un incremento de recurso deseable. Pero esta idea es una simplificación excesiva del problema y el correcto planteamiento debe ser incorporar las actuaciones de reutilización en el balance global de la cuenca y estimar sus consecuencias.

Sin embargo, el desarrollo de balances en las cuencas es una tarea compleja debido principalmente a que los sistemas de recursos hídricos se caracterizan por una fuerte interrelación entre todos sus elementos. Para ello, el uso de Sistemas de Soporte de Decisión (SSD) para la modelación de Sistemas de Recursos Hídricos (SRH) es una herramienta fundamental que permite, tanto a los planificadores hidrológicos como a técnicos relacionados con el tema, la modelación para la determinación de los balances de cuenca.

Entre los diferentes SSD disponibles, AQUATOOL (Andreu et al., 1996) ha sido la herramienta más aplicada en las cuencas de España, tanto a nivel de explotación como de planificación de SRH. AQUATOOL es una herramienta para la elaboración de SSD para la modelación de SRH que incluye diferentes módulos para el tratamiento integrado de diferentes aspectos de la planificación hidrológica:

- OPTIGES (Andreu, 1992) que permite la optimización de sistemas para toma de decisiones a nivel de planificación.

- SIMGES (Andreu et al., 2007) permite el desarrollo de modelos de simulación de la gestión de SRH. Estos modelos, también denominados de asignación de recursos, permiten establecer los balances en las cuencas y estimar los efectos de las diferentes actuaciones y escenarios en los caudales circulantes de los ríos, la probabilidad de suministro a las diferentes demandas del sistema, etc. Este modelo ha sido aplicado de forma continua y rutinaria en los planes hidrológicos españoles, así como en los balances generales de numerosas cuencas extranjeras.
- El programa GESCAL (Paredes et al, 2006) permite la simulación de la calidad del agua en tramos de río, embalses y sistemas completos de diferentes contaminantes convencionales y tóxicos. Este programa ha sido aplicado en diferentes estudios particulares de río contaminados y sistemas complejos. En los planes de cuenca ha servido para definir el estado físico-químico de las masas de agua, así como para definir la efectividad de las medidas previstas en el plan.
- El módulo EVALHID (Paredes et al, 2013) permite el desarrollo de modelos hidrológicos para la evaluación del recurso hídrico en cuencas mediante simulación continua. Entre las ventajas más destacables de este programa está la integración con el resto de modelos de AQUATOOL lo que hace que interesante por integrar la parte hidrológica como la de reparto de recurso. Además, la herramienta permite elegir entre diferentes modelos hidrológicos.

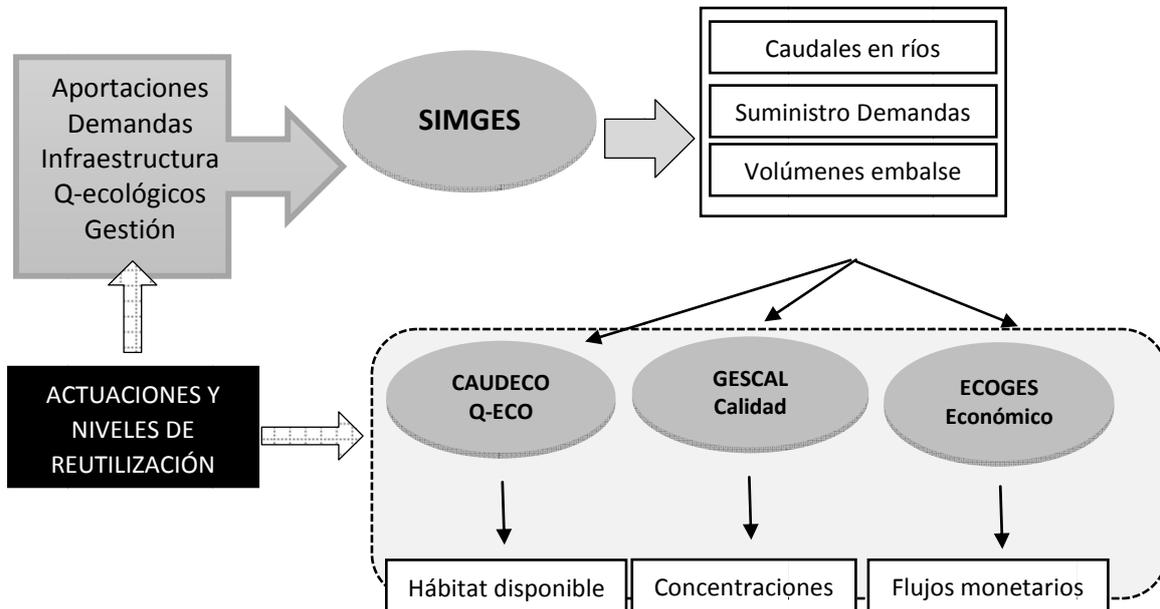
Otros módulos interesantes de Aquatool son:

- MASHWIN para el desarrollo de series sintéticas para la estimación del riesgo de sequías en SRH.
- CAUDECO para la evaluación del hábitat potencial disponible en función de la gestión que se realiza sobre el sistema, este módulo es especialmente útil para la definición de caudales ecológicos y la estimación de los efectos de su implementación.
- ECOGES para la incorporación de aspectos económicos en la gestión de SRH.

## **10.6.- Enfoque metodológico sobre la planificación hidrológica y la reutilización de las aguas**

En este apartado se explica cómo se puede integrar la reutilización del agua en la planificación hidrológica de una forma multidisciplinar mediante el uso de SSD, en particular AQUATOOL.

El marco metodológico general se grafica en la siguiente figura en donde se puede ver cómo se plantea una gestión integral de sistemas y la inclusión de la reutilización en la gestión integral.



**Figura 1.** Marco metodológico para la estimación de los efectos de la reutilización a escala de sistema de recursos hídricos

**La metodología se puede resumir en los siguientes pasos:**

En primer lugar, es necesario el desarrollo de un modelo de gestión del recurso. Para ello es necesario una serie de información entre la que se puede destacar: las series de aportaciones hidrológicas en diferentes puntos de la cuenca, las demandas consuntivas (incluyendo los diferentes tipos urbanos, industriales, agrícolas, etc.), infraestructura hidráulica disponible (principalmente embalses y canales de transporte), caudales ecológicos y asignaciones ambientales, centrales hidroeléctricas, reglas de gestión del sistema. Con esta información se podrá realizar un modelo de gestión con la herramienta SIMGES. Este modelo de gestión permitirá simular la situación actual del sistema y sus principales flujos. Este modelo debe ser calibrado para que la gestión se realice conforme la situación actual. La simulación del modelo de gestión permitirá obtener una serie de resultados como son los caudales circulantes en los diferentes tramos de río, las series temporales de suministros de demandas, así como la evolución de los volúmenes de los embalses.

Como segundo paso es necesario el completado del modelo de simulación hacia un modelo integral. Para ello, y según la problemática de la cuenca de estudio, puede ser interesante el

desarrollar alguno o varios modelos relacionados con diferentes disciplinas entre las que cabe destacar: la calidad del agua, los caudales ecológicos y la parte hidro - económica. El modelo de calidad de aguas permitirá, partiendo de los resultados de SIMGES estimar la evolución de la calidad del agua en todos los tramos de río y embalses del sistema. Aunque los contaminantes que se consideren en la modelación de la calidad pueden ser variables, en los casos de análisis de reutilización de aguas, conviene incorporar el nitrógeno y el fósforo por su importancia como nutrientes. Si en la cuenca hay un problema de definición de caudales ecológicos, el modelo CAUDECO puede ayudar a tomar decisiones más certeras y robustas. Finalmente, un modelo hidro-económico puede ser un factor fundamental a la ayuda en la toma de decisiones en la planificación hidrológica que considera reutilización. Estos modelos deberían contemplar diferentes aspectos como: costes de las diferentes actuaciones (incluyendo gastos de regenerar agua, bombeo, etc.), diferentes cánones con los que se gravan a las diferentes demandas, etc.

Incorporación a los modelos de los posibles escenarios de reutilización. Para ello se deberán adaptar todos los modelos desarrollados para tener en cuenta los efectos de las actuaciones de reutilización en la cuenca, así como los diferentes escenarios o niveles de reutilización. Posteriormente, para cada escenario planteado se deberá proceder a realizar una simulación en cadena de los modelos y obtener resultados de cada uno de ellos.

El análisis de los resultados de los escenarios de reutilización simulados permitirá obtener los siguientes resultados:

- Efecto de la reutilización sobre los indicadores de garantía (probabilidad de suministro) de todas las demandas de la cuenca.
- Variaciones de caudales en los ríos en los diferentes escenarios, así como el efecto de esta variación en el hábitat potencial que se está creando en la cuenca en los diferentes tramos de río.
- Estado de contaminación de los ríos y calidad del agua suministrada a las diferentes demandas para todas las situaciones de reutilización planteadas. Ello permitirá detectar situaciones en donde se empeore la calidad del agua de los ríos y/o del agua servida a las demandas por actuaciones en concreto o al llegar a un determinado nivel de reutilización en alguna o algunas actuaciones.
- Situación económica de los flujos monetarios de la cuenca y sus elementos. Además de los posibles gastos de las actuaciones se puede estudiar otras consideraciones como el ahorro de usuarios en el canon de vertido o de regulación para algunos actores de la cuenca.

El análisis comparativo entre escenarios permite al tomador de decisiones y el conjunto de actores de la cuenca establecer situaciones deseables para el conjunto y definir las actuaciones de reutilización más favorables en el sistema e incluso los niveles de las mismas.

Este modelo permite, partiendo de las curvas de potencial de hábitat generadas por los estudios de simulación de hábitat, estimar cuál es el potencial de hábitat que estamos generando con las distintas gestiones del sistema y actuaciones de reutilización.

## 10.7.- Referencias y bibliografía

Andreu, J. (1992), Modelo OPTIGES de Optimización de la Gestión de Esquemas de Recursos Hídricos. Editorial: SPUPV, Valencia

Andreu et al., (1992), Modelo SIMGES para simulación de cuencas. Manual de usuario. Editorial: SPUPV, Valencia

Andreu et al. (1996), AquaTool, a generalized decision-support system for water resources planning and operational management. *Journal of Hydrology* (1996), 177, 269-291.

BOE (2001). Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. BOE núm. 176 de 24 de Julio de 2001

BOE (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

CEDEX (2008): Realización de una base de datos sobre los sistemas de reutilización de aguas depuradas en España, Madrid. Centro de Estudios de Experimentación.

EP. (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal L 327*, 22-12-2000.

---

MARMA (2010). Guía para la aplicación del R.D. 1620/2007 por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. Centro de publicaciones. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino Gobierno de España.

MARMA (2010b). Plan Nacional de reutilización de aguas, versión preliminar. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Medio Marino. Dirección general del Agua. Gobierno de España. (web: [http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/participacion-publica/pp\\_2009p006.aspx](http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/participacion-publica/pp_2009p006.aspx))

OMS (1989). Directrices sanitarias sobre el uso de las aguas residuales en la agricultura y acuicultura. Serie de informes técnicos 778. Organización Mundial de la Salud. Ginebra, Suiza.

Paredes-Arquiola J. (2004). Integración de la modelación de la calidad del agua en un sistema de ayuda a la decisión para la gestión de recursos hídricos. PhD Thesis – Universitat Politècnica de València.

Paredes-Arquiola J. Martínez-Capel F., Solera A. and Aguilera V. (2011). Implementing environmental flows in complex water resources systems – Case study: the Duero River Basin, Spain. *River Research and Applications*, 29(4): 451-468.

Paredes-Arquiola J. Solera Solera A., Andreu Álvarez J. (2013). Herramienta EvalHid para la evaluación de recursos hídricos. Manual Técnico v1.0. Grupo de Ingeniería de Recursos Hídricos. Universitat Politècnica de València

Paredes, J., J. Andreu, M.A. Martín, y A. Solera (2006). Modelación de la Calidad del Agua a escala de cuenca. Editorial: Universidad Politécnica de Valencia.

Rico, A.M., Olcina, J., Paños, V., Baños, C., (1998). Depuración, desalación y reutilización de aguas en España. Editorial Oikos-Tau. 254 pags.

Seguí Amórtégui, L. A. (2004). Sistemas de regeneración y reutilización de aguas residuales. Metodología para el análisis técnico-económico y casos. Tesis Doctoral. Departament d'Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia. Universitat Politècnica de Catalunya

Serrano, V. Paredes Arquiola J., and Andreu Álvarez J. (2006) Water Reuse and Desalination at Comunitat Valenciana Region, Spain. Drought Management and Planning for Water Resource. Ed. Andreu et al. Chapt. 8, pp. 193 - 201. Taylor & Francis.

State of California (1978). Wastewater Reclamation Criteria, An Excerpt from the California Code Regulations, Title 22, division 4. Environmental Health, Department of Health Services, Berkeley, California.