



De residuo a sustrato activo en humedales artificiales para el afino de aguas residuales

El presente estudio evalúa la eficiencia del uso de fango deshidratado procedente de las estaciones de tratamiento de agua potables (ETAP) como sustrato activo en humedales artificiales de flujo subsuperficial para la eliminación del fósforo presente en los efluentes del tratamiento secundario de las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR), con eliminación previa de nutrientes. El fin último es conseguir, a partir de los efluentes de las EDAR, una fuente no convencional de agua para su reutilización con fines ambientales, contribuyendo a la mitigación de los efectos del cambio climático. El estudio se ha llevado a cabo en la EDAR Quart-Benàger, propiedad de la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales (EPSAR), adscrita a la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica de la Generalitat Valenciana.

Palabras clave

Fango deshidratado, humedales artificiales, tratamiento de afino, fósforo, reutilización, uso ambiental.

FROM WASTE TO ACTIVE SUBSTRATE IN CONSTRUCTED WETLANDS FOR THE ADVANCED TREATMENT OF URBAN WASTEWATERS

This study evaluates the efficiency of the use of dehydrated sludge from drinking water treatment plant (DWTP) as an active substrate in subsurface flow constructed wetlands for the removal of phosphorus present in the effluents from the secondary treatment of waste water treatment plant (WWTP), with previous nutrients removal. The final aim is to obtain, from the WWTP effluents, an unconventional source of water for its reuse as environmental use, contributing to the mitigation of climate change effects. The study has been carried out in Quart-Benàger WWTP, property of the Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales (EPSAR), attached to Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica de la Comunitat Valenciana.

Keywords

Dehydrated sludge, constructed wetlands, tertiary treatment, phosphorus, reuse, environmental use.

Nuria Oliver Rajadel

doctora en Ingeniería del Agua y Medioambiental por la Universidad Politécnica de Valencia, técnica de I+D+i de Global Omnium

Miguel Año Soto

ingeniero químico por la Universitat de València, máster universitario en Ingeniería del Tratamiento y Reciclaje de Aguas Industriales de AIMME, técnico de proceso en la ETAP La Presa de Emivasa

María Peña García

ingeniera química por la Universitat de València, especialista universitaria en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente por la Universitat Politècnica de Valencia, técnica del Área Residuales en Global Omnium

Carmen Hernández Crespo

doctora por la Universitat Politècnica de València, investigadora del Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente

Miguel Martín Monerri

doctor en Química por la Universitat de València, profesor titular del Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de la Universitat Politècnica de València



1. INTRODUCCIÓN

La escasez de recursos hídricos es un problema crónico en muchas regiones del sur de la Unión Europea que, según las previsiones de los modelos de recursos hídricos que incorporan los efectos del cambio climático, se va a agravar y a extender a otras regiones más septentrionales. Las sequías son cada vez más severas y prolongadas en el tiempo, suponiendo un gran desafío para los organismos de cuenca y una grave amenaza ambiental para el mantenimiento de los caudales ecológicos en ríos y humedales, ecosistemas ya de por sí castigados por la actividad humana. Prueba de ello es que a nivel europeo, solo el 40% de las masas de agua superficiales ha alcanzado el estado o potencial ecológico bueno, y solo un 38% el estado químico bueno, estipulados por la Directiva Marco del Agua (DMA, Directiva 2000/60/CE) durante el periodo de seguimiento 2010–2015 (European Environment Agency, 2018).

Bajo este escenario, la generación de recursos hídricos de buena calidad a partir de fuentes no convencionales, de una forma ambientalmente sostenible y económicamente viable, es una opción que va cobrando cada vez más fuerza. Por tanto, priorizar esta línea de actuación para el mantenimiento de la salud ambiental de nuestros ecosistemas acuáticos, así como de los múltiples servicios que estos brindan a la sociedad, es una estrategia que podría dar buenos resultados a medio y largo plazo.

En este sentido, las aguas residuales urbanas depuradas representan un recurso hídrico no convencional que, con el tratamiento adecuado, pueden garantizar un agua, en cantidad y calidad adecuada, para usos ambientales como pueden ser la conservación de humedales, u otros

ecosistemas acuáticos. De hecho, este es uno de los usos contemplados en la legislación española sobre reutilización de aguas residuales depuradas (RD 1620/2007), en el cual se establece que, para esta categoría de uso, la calidad requerida se estudiará en cada caso. Así mismo, la normativa europea de reciente aprobación (Reglamento UE 2020/741), también contempla la reutilización del agua para fines ambientales sin prever requisitos específicos para ello.

La legislación europea sobre tratamiento de aguas residuales urbanas (91/271/EEC, DTARU) constituye el marco general para garantizar unos requerimientos mínimos de calidad en los efluentes de las EDAR. No obstante, las administraciones competentes en materia de aguas deben asegurar el cumplimiento de los objetivos ambientales marcados en la DMA, entre los cuales se encuentra alcanzar el buen estado de las masas de agua. En este sentido, es evidente que los requisitos de vertido de nutrientes establecidos en la DTARU, y concretamente en el caso del fósforo (1 o 2 mg P/L, según el tamaño de la población), son insuficientes cuando se plantea el uso del agua tratada para mantenimiento de humedales o masas de agua de carácter léntico, debido a su vulnerabilidad a sufrir procesos de eutrofización. Una prueba de ello es la decisión de la Confederación Hidrográfica del Júcar, que en el Plan Hidrológico de Cuenca 2015-2021 establece un máximo de 0,6 mg P/L cuando el efluente de las EDAR se dirige hacia masas de agua eutrofizadas, como es el lago de la Albufera de Valencia, humedal de importancia internacional. Aunque reducir el límite de vertido de 1,0 a 0,6 mg P/L supone un avance importante, aún está por encima del

valor de 0,1 mg P/L, recomendado para revertir el estado de dicho lago (MMA, 2005).

Alcanzar dichas concentraciones de fósforo mediante tecnologías convencionales de tratamiento resulta complejo y económicamente costoso, mientras que su consecución en EDAR de pequeñas poblaciones en entornos rurales puede ser más sostenible, tanto económica como ambientalmente, mediante el empleo de soluciones basadas en la naturaleza (NBS) como son los humedales artificiales. Con el empleo de este tipo de tecnologías se puede mejorar significativamente la calidad del efluente, consiguiendo no solo una reducción importante de nutrientes, sino también de sustancias prioritarias, contaminantes orgánicos persistentes, patógenos y microplásticos. A la vez, se consigue renaturalizar el efluente (Camacho *et al.*, 2018), contribuyendo a mejorar la biodiversidad microbiológica (plankton) y de fauna macroinvertebrada, anfibios e insectos (Becerra-Jurado *et al.*, 2012; Hernández-Crespo *et al.*, 2017).

Como beneficios ambientales adicionales a destacar, derivados del empleo de estos sistemas, se encuentran la integración paisajística y la generación de hábitats tipo humedal, los cuales han venido sufriendo una regresión importante desde hace siglos, llegándose a estimar una pérdida mundial de humedales de entre el 64-71% desde el inicio del siglo XX (Davidson, 2014). Concretamente entre 1970 y 2015, tanto los humedales continentales como los marinos y costeros disminuyeron en aproximadamente un 35% (Ramsar, 2018). Por tanto, este tipo de soluciones puede constituir una zona de transición de alto valor entre las EDAR y el medio natural.

FIGURA 1. Proceso circular de aprovechamiento de fango de ETAP como sustrato de humedales artificiales empleados como tratamiento de afino en EDAR.



Los humedales artificiales (HHA), o construidos, son sistemas diseñados por el ser humano para mejorar y optimizar los procesos físicos y bioquímicos que se producen en los humedales naturales, con el fin de depurar eficientemente las aguas residuales. Los HHA pueden clasificarse atendiendo a las características del flujo de agua en flujo superficial o flujo subsuperficial. En los de flujo superficial el agua fluye en lámina libre sobre la superficie del lecho, mientras que en los de flujo subsuperficial el agua circula a través de un sustrato poroso, en el cual se fija la vegetación helófito, cuyas raíces están en contacto con el agua. Este sustrato juega, además, un papel clave como medio para el desarrollo de la biopelícula, así como adsorbente en la eliminación de contaminantes.

Como sustrato, o material filtrante, suele utilizarse grava o arena, a no ser que el sistema de tratamiento deba reducir algún contaminante de manera más específica. Sería el caso del fósforo si fuera necesario llegar hasta los niveles requeridos para vertido a zona sensible. En este

caso, una opción es 'intensificar' el HHA, utilizando un material adsorbente para mejorar su eliminación. En este sentido, se pueden utilizar materiales naturales, como calizas, margas, bauxita, esquistos y zeolitas, productos manufacturados como ceramsita, clinker, fibras sintéticas y varios productos de arcillas modificadas como el Filtralite y, también, subproductos agrícolas e industriales como son residuos de neumáticos, residuos de la construcción, escorias y cenizas de altos hornos, conchas de ostras, restos de vegetación y fangos procedentes de las ETAP (Vohla *et al.*, 2011; Yang *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2020; Babatunde *et al.*, 2009; Naranjo *et al.*, 2018).

El fango procedente de numerosas ETAP contiene un elevado contenido de aluminio derivado de la aplicación de sales de aluminio para la eliminación de las sustancias inorgánicas contenidas en el agua bruta (arenas finas, arcillas y limos) durante su proceso de potabilización. Estos fangos también pueden contener, entre otros residuos, los procedentes de los lavados de los filtros de carbón activado. De hecho, las

características de estos residuos dependen de la calidad del agua bruta y del tratamiento aplicado en cada instalación.

Este fango presenta una capacidad máxima de adsorción de fósforo entre 10,2-31,9 mg g⁻¹ (Babatunde *et al.*, 2009; Naranjo *et al.*, 2018). En comparación con otros materiales adsorbentes estudiados en la literatura científica, este valor es importante, situándose en un rango intermedio. Por ejemplo, algunos materiales comerciales como el Filtralite P o LWA, presentaron capacidades máximas de adsorción de 2,5 y 12 mg g⁻¹ (Vohla, 2011). Además, si su aplicación tiene éxito, la empresa pasa de tener que asumir un coste de gestión de ese residuo a obtener un beneficio por su venta, a un precio competitivo frente a adsorbentes comerciales.

Es por ello que conviene estudiar el aprovechamiento de la capacidad adsorbente que estos fangos poseen, con el fin de integrar los principios de la economía circular en el ciclo integral del agua. Su aprovechamiento puede materializarse de diferentes maneras: empleando-



lo como material adsorbente en el propio tratamiento biológico (Zhao *et al.*, 2017) o como sustrato de humedales artificiales en el tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales (Babatunde y Zhao, 2007; Hu *et al.*, 2012; Naranjo, 2017).

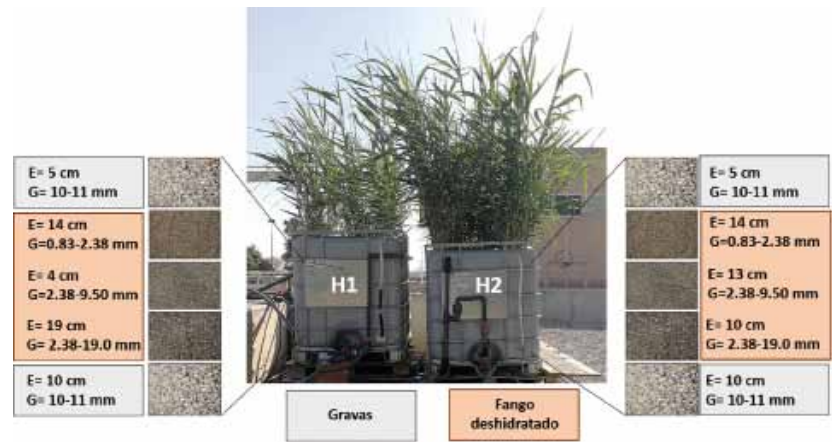
Los estudios llevados a cabo hasta el momento han demostrado su eficiencia como material adsorbente para reducir la concentración de fósforo presente en aguas residuales con altas concentraciones de fósforo. Sin embargo, no existen experiencias previas en las que se haya ensayado con bajas concentraciones de entrada, es decir, como tratamiento de afino. Además, un estudio previo comprobó que los valores medidos de aluminio en los lixiviados obtenidos estaban siempre por debajo del límite establecido para aguas potables (0,2 mg Al/L) (Naranjo, 2017).

En el presente estudio se desea conocer la eficacia de este material para dar un tratamiento de afino a efluentes de tratamientos secundarios con eliminación previa de nutrientes. El fin último del proyecto es alcanzar concentraciones de fósforo sensiblemente inferiores a las que se pueden conseguir con los tratamientos fisicoquímicos y biológicos convencionales, en aras de desarrollar una tecnología para la regeneración del agua hasta los niveles deseables para su reutilización con fines ambientales (Figura 1).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El fango deshidratado testado en el presente estudio procede de la ETAP La Presa (Manises, Valencia), donde se utiliza policloruro de aluminio ($Al_2(OH)_3Cl$) como coagulante en el proceso de potabilización del agua. Esta ETAP produce, aproximadamente, unos 12 m³/d de lodo con

FIGURA 2. Composición del medio granular (E: espesor, G: rango del tamaño de partícula) de cada uno de los prototipos. H1: prototipo con funcionamiento secuencial; H2: prototipo con funcionamiento en continuo.



una humedad alrededor del 75%. Estos lodos tienen un contenido de aluminio entre un 7-17,9% de peso seco y tras varios procesos de deshidratación mediante centrifugas y posterior disposición en eras de secado, alcanzan un contenido de materia seca del 23% (centrifugas) o superior (eras de secado). Una vez alcanzado el grado de sequedad deseado, este fango deshidratado es molturado y tamizado para conseguir distintos tamaños de partículas. En concreto, el fango empleado en este estudio presenta un contenido de materia seca del 91%.

Se han construido dos prototipos de HHAA de flujo subsuperficial empleando este fango deshidratado como sustrato activo. Para su construcción, se han empleado contenedores IBC-GRG con superficie de 1 m², rellenos de una capa subyacente de gravas de tamaño entre 10-11 mm, tres capas intermedias de fango, con distinta granulometría (G) y espesor (E) según el prototipo, y una capa superficial de gravas del mismo tamaño que la anterior, pero con menor espesor para evitar la compactación del sustrato (Figura 2). La vegetación plantada ha sido *Phragmites australis* (carrizo común), una

de las especies típicas de las zonas húmedas y comúnmente empleada en HHAA (Vymazal, 2011), con una densidad inicial de entre 10 y 11 plantones m⁻².

Uno de los prototipos funciona con alimentación continua y permanentemente inundado (H2), mientras que el otro funciona en modo secuencial (llenado-contacto-vaciado) (H1). El caudal del primero y el tiempo de contacto (TC) del segundo se han ajustado a fin de tratar el mismo volumen diario, aproximadamente. El TC en el prototipo discontinuo se calcula como el tiempo de reposo más la mitad del tiempo de vaciado; el tiempo de llenado no se tiene en cuenta debido a que dura solamente 4,3 minutos. Los dos prototipos funcionan en paralelo, por lo que el agua a tratar por ambos es la misma y procede del tratamiento secundario, previo a su tratamiento de afino en el sistema terciario, de la EDAR de Quart-Benàger (Valencia), instalación propiedad de la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales (EPSAR) de la Comunitat Valenciana, adscrita a la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica.

TABLA 1

VARIABLES DE OPERACIÓN (CAUDAL Y TRH/TC) DE CADA PROTOTIPO EN CADA UNO DE LOS PERIODOS ESTUDIADOS. H1: PROTOTIPO CON FUNCIONAMIENTO SECUENCIAL; H2: PROTOTIPO CON FUNCIONAMIENTO EN CONTINUO.

Variable	I		II		III		IV		V	
	H1	H2	H1	H2	H1	H2	H1	H2	H1	H2
Caudal (m ³ /d)	3,7	3,0	3,1	2,5	4,1	4,7	5,8	4,9	0,9	1,3
TC/TRH (horas)	0,8	1,6	1,0	2,0	0,6	1,1	0,3	1,4	2,4	4,5

El periodo de estudio es desde marzo de 2019 hasta julio de 2020, el cual se puede dividir en 5 subperiodos, atendiendo al caudal diario aplicado (Tabla 1). Durante este periodo, se ha interrumpido en varias ocasiones el funcionamiento de los mismos para proceder a sus labores de mantenimiento. Se ha cubierto una amplia horquilla de caudales diarios, entre 0,9 y 5,8 m³/d. En este artículo se presentan los resultados del seguimiento de fósforo total (PT) (N = 80) y ortofosfatos (orto-P) (N = 116). La frecuencia de muestreo fue de 1-2 veces/semana para orto-P y 1 vez/semana para PT. Todas las muestras recogidas (tanto del influente a los prototipos como de sus efluentes) fueron puntuales, respetando siempre el tiempo de residencia hidráulico (TRH) o TC de cada caso. Los parámetros estudiados (PT y orto-P) fueron analizados siguiendo los métodos normalizados (APHA, 2005) y usando para ello un espectrofotómetro Hach DR6000.

Las eficiencias de eliminación han sido calculadas como la diferencia entre la concentración media medida en el influente (C_{in}) y la concentración media medida en el efluente (C), con respecto a la primera, y expresado como porcentaje. Estas eficiencias han sido calculadas para cada uno de los periodos estudiados.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las Figuras 3 y 4 se muestran los resultados obtenidos en ambos

FIGURA 3. Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones medidas de PT en cada punto de muestreo y en cada uno de los periodos estudiados. I: Efluente del tratamiento secundario, que es el influente a los prototipos; H1: prototipo con funcionamiento secuencial; H2: prototipo con funcionamiento en continuo.

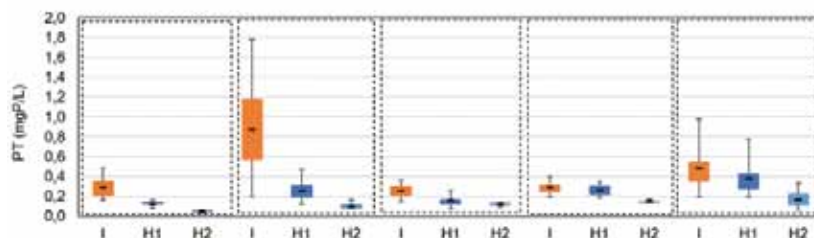
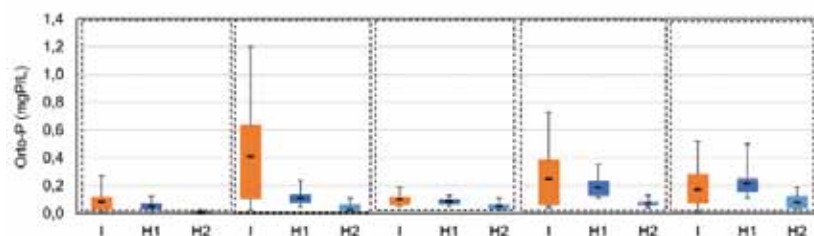


FIGURA 4. Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones medidas de orto-P en cada punto de muestreo y en cada uno de los periodos estudiados. I: Efluente del tratamiento secundario; H1: prototipo con funcionamiento secuencial; H2: prototipo con funcionamiento en continuo.



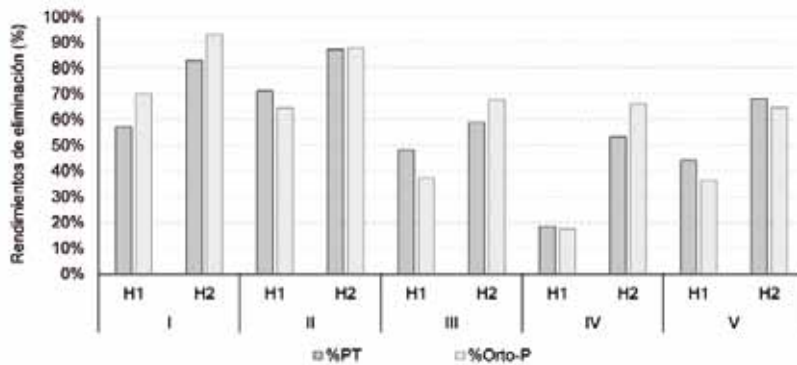
prototipos, presentados en forma de diagrama de cajas y bigotes. Como se puede observar, ambos humedales consiguen reducir significativamente las ya de por sí bajas concentraciones de fósforo soluble y total contenidas en el efluente del tratamiento secundario, alcanzando en sus efluentes valores en torno a 0,1 mg P/L. Ello pone de manifiesto el gran beneficio de la valorización realizada en el proyecto, permitiendo obtener valores de PT muy por debajo de los límites establecidos en la legislación vigente y cumpliendo así con uno de los objetivos perse-

guidos con el desarrollo de esta innovadora tecnología. Por tanto, tecnologías como la propuesta, pueden mejorar significativamente la calidad de los efluentes de EDAR, contribuyendo con su posterior reutilización ambiental, a mejorar el estado de las masas de agua receptoras y, por ende, a alcanzar los objetivos medioambientales establecidos en la DMA.

A continuación, se evalúa el funcionamiento de los dos prototipos a fin de determinar las condiciones óptimas de operación. A grandes rasgos cabe destacar una mayor va-



FIGURA 5. Rendimientos promedio alcanzados en cada uno de los prototipos y para cada periodo estudiado. H1: prototipo con funcionamiento secuencial; H2: prototipo con funcionamiento en continuo.



riabilidad del efluente del prototipo secuencial, mientras que el continuo presenta una mayor uniformidad de los datos en todos los subperiodos analizados. En el caso de este último, las concentraciones medidas en el efluente fueron en el 94% de los casos inferiores a las obtenidas con el modo de operación secuencial.

A pesar de las diferencias encontradas con respecto a las concentraciones alcanzadas en los dos prototipos, en todos los periodos estudiados, ambos sistemas consiguieron reducir del efluente secundario de la EDAR, tanto la concentración de PT como la de orto-P. Además, como se observa en las **Figuras 3 y 4**, las reducciones fueron mayores cuando así también lo fueron las concentraciones de entrada. Esta relación podría responder a que en los periodos en los que la concentración de fósforo en el influente es muy baja, esta está muy próxima a lo que se denomina concentración de fondo o *background concentration*.

Esta concentración se define como la concentración mínima de un contaminante que se puede alcanzar en el efluente de un HHAA, y que está asociada a procesos autóctonos del sistema y a liberación de dicho contaminante desde el sedimento (Rousseau *et al.*, 2004). No obstan-

te, a pesar de que las concentraciones de entrada fueron bajas, generalmente inferiores a 0,6 mg P/L, los dos prototipos cumplieron con su función de afino, permitiendo reducir todavía más estos valores. Cabe resaltar las reducciones alcanzadas en los periodos I y III, especialmente en el caso del prototipo continuo, en el que se reduce la concentración de valores en torno a 0,3 a valores de 0,05 y 0,12 mg P/L respectivamente.

En la **Figura 5** se representan las eficiencias de eliminación alcanzadas, en cada uno de los prototipos, para el PT y para el orto-P. En el caso del PT, dichas eficiencias oscilaron entre 18 y 71% en el prototipo con funcionamiento secuencial y entre 53 y 87% en el de funcionamiento continuo, alcanzando este último, en todos los periodos, eficiencias de eliminación superiores a las del prototipo secuencial. El mismo comportamiento presentó el orto-P, alcanzando rendimientos promedio entre el 17 y el 70% en el prototipo H1 y entre 65% y 93% en el prototipo H2, siendo una vez más, las eliminaciones más homogéneas en este último.

Esta variabilidad en las eficiencias de eliminación se relaciona no solo con la concentración de entrada, como se ha visto en las **Figuras 3 y**

4, sino que también muestran una fuerte dependencia con respecto al TRH o TC aplicado en cada uno de los periodos. A este respecto, cabe señalar que el tiempo de contacto del agua residual con el fango fue siempre superior en el caso del prototipo continuo (**Tabla 1**), pudiendo esto haber favorecido los procesos de eliminación de fósforo (filtración, sedimentación, adsorción y precipitación química).

Como se observa en la **Figura 5**, durante el periodo I se alcanzaron elevadas eficiencias de eliminación, tanto para el PT como para el orto-P, a pesar de corresponder al periodo de puesta en marcha de los humedales, con la vegetación y la biopelícula todavía poco desarrolladas. Por tanto, esta elevada eliminación de orto-P se relaciona, principalmente, con los procesos de adsorción y precipitación química sobre el sustrato activo.

Las eficiencias de eliminación de PT en los dos prototipos disminuyeron en los periodos en los que se trabajó con TRH y TC más bajos, es decir, en los periodos III y IV (**Tabla 1**). Concretamente, en el periodo IV, con un TC de 0,34 horas en el prototipo secuencial, las eficiencias de eliminación cayeron hasta valores inferiores al 20%. Estos resultados ponen de manifiesto la importancia de llevar a cabo ensayos a escala piloto con diferentes TRH o TC para conocer la influencia de este parámetro operacional sobre las eficiencias de eliminación y definir los valores deseados para el diseño de estos sistemas de depuración.

En resumen, las eficiencias de eliminación medias alcanzadas para el P siempre fueron superiores en el caso del prototipo con funcionamiento en continuo. Ello podría responder a diversos factores, algunos

ya comentados como es el mayor tiempo de contacto entre el agua residual y el fango deshidratado. Otros factores que han podido influir en las diferencias encontradas son una mayor proporción de sustrato de granulometría más fina (**Figura 2**) y una menor velocidad del flujo a través del medio filtrante. En relación con el tamaño de grano, es conocido que, a mayor superficie específica del sustrato, mayor es su capacidad de adsorción (Yang et al., 2006).

Finalmente, se ha detectado en el último periodo de estudio, una disminución en la eficiencia de eliminación de fósforo en ambos prototipos, a pesar del aumento significativo del TC y del TRH. Esta pérdida de eficiencia parece responder a una acumulación, en los mismos, de materia orgánica (restos vegetales y algas principalmente) que podrían haber propiciado la colmatación de parte del lecho filtrante. A este respecto, cabe remarcar, que la densidad de plantones es un factor importante a la hora de diseñar el humedal, puesto que densidades tan altas como las empleadas en este estudio, pueden llevar a un desarrollo desmesurado de las raíces de la biomasa vegetal y a una elevada acumulación de restos vegetales en la superficie del mismo, de tal manera que pueden llegar a comprometer la conductividad hidráulica del sistema y a empeorar sus eficiencias de eliminación.

No obstante, la capacidad de adsorción de fósforo por parte de estos prototipos no ha alcanzado la saturación, obteniéndose después de 17 meses de funcionamiento en continuo, eficiencias de eliminación por encima del 30% y del 60% en el caso del prototipo H1 y H2, respectivamente.

» El aprovechamiento de fango procedente de ETAP como sustrato activo de humedales artificiales es una tecnología capaz de conferir un tratamiento de afino a efluentes de tratamiento secundario, reduciendo la concentración de fósforo presente y alcanzando niveles deseables para usos ambientales

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos, se estima que la carga hidráulica superficial óptima se encuentra entre los 3 y 4 m³/m²/d, en ambas modalidades de funcionamiento. En esta horquilla de caudales, se puede obtener una tasa de remoción de fósforo total de entre 1 y 5 gramos de PT por metro cúbico de fango deshidratado al día (g/m³/d). Dicha tasa de remoción está fuertemente relacionada con la concentración de entrada, dándose el mínimo para una concentración media de entrada de 0,25 mg P/L y el máximo para 0,87 mg P/L.

Empleando dicho rango de tasas de remoción como diseño criterio, se colige que, para una población de unos 500 habitantes, que produce un caudal medio de agua residual de 60 m³/d con una concentración efluente de 0,9 mg PT/l, sería suficiente con un humedal artificial de unos 15 m² y 1 m de espesor para conferir un tratamiento de afino a la totalidad del caudal de agua residual generada.

4. CONCLUSIONES

La principal conclusión del estudio es que el aprovechamiento de fango procedente de ETAP como sustrato activo de humedales artificiales es una tecnología capaz de conferir un tratamiento de afino a efluentes de tratamiento secundario, reduciendo significativamente la concentración de fósforo todavía presente y alcanzando niveles deseables para usos ambientales. De esta manera,

se valoriza un residuo, actualmente gestionado como residuo en muchas ETAP, y se obtienen dos productos de alto valor, el agua residual regenerada y un fango enriquecido con nutrientes que puede tener mayor valor para uso agrícola.

Entre los dos tipos de funcionamiento ensayados, modo secuencial y continuo, el de alimentación continua presenta unas eficiencias de reducción de fósforo mayores para todos los rangos de carga hidráulica probados.

La carga hidráulica superficial óptima se mueve en una horquilla entre los 3 y 4 m³/m²/d en ambas modalidades de funcionamiento. En este rango de cargas hidráulicas, se puede obtener una tasa de remoción de entre 1 y 5 g P/m³/d, dependiendo fundamentalmente de la concentración de entrada. A mayor concentración de entrada, mayor tasa de remoción.

5. AGRADECIMIENTOS

Investigación parcialmente financiada por la Generalitat Valenciana-IVACE (Instituto Valenciano de Competitividad Empresarial) y por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (a través del Programa Operativo FEDER para la Comunitat Valenciana 2014/2020). Los autores expresan su agradecimiento a la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales (EPSAR), adscrita a la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica de la Comunitat Valenciana.



Bibliografía

- [1] APHA (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 21st edition, Washington DC.
- [2] Babatunde, A.O.; Zhao Y.Q. (2007). Constructive approaches toward water treatment works sludge management: an international review of beneficial reuses. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, núm. 37:2, págs. 129-164.
- [3] Babatunde, A.O.; Zhao, Y.Q.; Burke, A.M.; Morris, M.A.; Hanrahan, J.P. (2009). Characterization of aluminium-based water treatment residual for potential phosphorus removal in engineered wetlands. *Environmental Pollution*, núm. 157(10), págs. 2.830-2.836. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.04.016>.
- [4] Becerra-Jurado, G.; Harrington, R.; Kelly-Quinn, M. (2012). A review of the potential of surface flow constructed wetlands to enhance macroinvertebrate diversity in agricultural landscapes with particular reference to integrated constructed wetlands (ICWs). *Hydrobiologia*, núm. 692, págs. 121-130.
- [5] Camacho, A.; Picazo, A.; Rochera, C.; Peña, M.; Morant, D.; Miralles-Lorenzo, J.; Santamans, A.C.; Estruch, H.; Montoya, T.; Fayos, G.; Ferriol, C. (2018). Serial use of *Helosciadium nodiflorum* and *Typha latifolia* in Mediterranean constructed wetlands to naturalize effluents of wastewater treatment plants. *Water*, núm. 10:717.
- [6] Davidson, N.C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, núm. 65(10), págs. 934-941.
- [7] Dordio, A.V.; Carvalho, A.J. (2013). Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of the support matrix. *J. Hazard. Mater.* 252-253, 272-292.
- [8] European Environment Agency (EEA). (2018). European waters-assessment of status and pressures. Report No 7/2018. EEA, Copenhagen.
- [9] Hernández-Crespo, C.; Gargallo, S.; Benedito-Durá, V.; Nàcher-Rodríguez B.; Rodrigo-Alacreu, M.A.; Martín, M. (2017). Performance of surface and subsurface flow constructed wetlands treating eutrophic waters. *Sci. of the Total Env.*, núm. 595, págs. 584-593.
- [10] Hu, Y.S.; Zhao, Y.Q.; Zhao, X.H.; Kumar J.L.G. (2012). Comprehensive analysis of step-feeding strategy to enhance biological nitrogen removal in alum sludge-based tidal flow constructed wetlands. *Bioresource Technology*, núm. 111, págs. 27-35.
- [11] Ministerio de Medio Ambiente (2005). Estudio para el desarrollo sostenible de l'Albufera de Valencia. Disponible en: www3.chj.gob.es/albufera/01_WEB_ED/indexAV1.htm.
- [12] Naranjo, Y. (2017). Estudio para mejorar la eliminación de fósforo en humedales artificiales empleando fangos generados en la potabilización del agua, mediante procesos de adsorción. Aplicación a la potabilizadora La Presa (Manises, Valencia). Trabajo Final de Máster. Máster en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Universitat Politècnica de València.
- [13] Ramsar. Convención de Ramsar sobre los Humedales (2018). Perspectiva mundial sobre los humedales: Estado de los humedales del mundo y sus servicios a las personas. Gland (Suiza).
- [14] Reglamento (UE) 2020/741 del Parlamento Europeo y del Consejo de 25 de mayo de 2020 relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua.
- [15] Vohla, C.; Kóiv, M.; Bavor, H.J.; Chazarenc, F.; Mander, Ü. (2011). Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands - A review. *Ecological Engineering*, núm. 37(1), págs. 70-89.
- [16] Vymazal, J. (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia*, núm. 674, págs. 133-156.
- [17] Wang, Y.; Cai, Z.; Sheng, S.; Pan, F.; Chen, F.; Fu, J. (2020). Comprehensive evaluation of substrate materials for contaminants removal in constructed wetlands. *Science of the Total Environment*. 701:134736.
- [18] Yang, Y.; Tomlinson, D.; Kennedy, S.; Zhao, Y. (2006). Dewatered alum sludge: a potential adsorbent for phosphorus removal. *Water Sci. and Technology*, núm. 54(5), págs. 207-213.
- [19] Yang, Y.; Zhao, Y.; Liu, R.; Morgan, D. (2018). Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands. *Bioresource Tech.*, núm. 261, págs. 441-452.
- [20] Zhao, Y.; Liu, R.; Zhao, J.; Sibile, C. (2017). A fancy eco-compatible wastewater treatment system: green biosorption reactor. *Bioresource Technology*, núm. 234, págs. 224-232. 

TODA LA INFORMACIÓN
DEL SECTOR DEL AGUA EN:
WWW.TECNOAQUA.ES