



## Experiencias con humedales de flujo subsuperficial en el saneamiento rural de Galicia

**Autor:** Alfredo Jácome Burgos

**Institución:** Universidad de A Coruña

**Otros autores:** Judith Molina Burgos (Universidad de A Coruña); Joaquín Suárez López (Universidad de A Coruña); G. Mosqueira (Augas de Galicia)

## Resumen

Los humedales artificiales de flujo subsuperficial son sistemas en los que ocurre un número importante de procesos físicos, químicos y biológicos interrelacionados, gracias a los cuales constituyen una opción ambientalmente sostenible y de bajo coste para el tratamiento secundario y avanzado de aguas residuales de pequeños núcleos en áreas rurales. En esta comunicación se presenta los resultados de dos experiencias con humedales llevadas a cabo en el ámbito de Galicia.

Una primera experiencia describe la aplicación de un humedal de flujo horizontal como tratamiento secundario de las aguas residuales del núcleo de Dormeá (concello de Boimorto). El humedal se compone de 2 celdas. Una celda está sembrada de *Phragmites australis* (junco común) y la otra de una mezcla de *P. australis* y de *Iris pseudacorus* (lirio amarillo). El principal objetivo fue la validación a escala real de los criterios de diseño de humedales de flujo horizontal sub-superficial. Durante 3 años, el estudio evaluó la capacidad del sistema para la eliminación de: DBO5, DQO, SS, NT, y PT. Para estos contaminantes, los promedios y rangos observados de eliminación (en %) en el humedal fueron (20 mediciones): 82 (rango: 69 a 94%); 76 (rango: 46 a 92%); 70 (rango: 0 a 100%); 42 (rango: -16 a 90%); y 37 (rango: -20 a 90%), respectivamente. Las eliminaciones negativas de NT y PT se observaron cuando las aguas residuales presentaron muy baja concentración debido a la infiltración de aguas freáticas en la red, mientras que los porcentajes elevados se observaron durante los dos primeros meses de arranque del proceso. El rendimiento fue afectado por la carga contaminante e hidráulica. La producción de biomasa vegetal fue claramente diferente entre la zona de entrada y de salida del humedal, y se observó un rápido incremento de la densidad vegetal desde la puesta en marcha.

En la otra experiencia, se explotaron 2 humedales de flujo vertical alimentados con el efluente de un proceso físico-químico de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR): uno sembrado con la especie *Iris pseudacorus* (HFV2), y el otro sin ningún tipo de vegetación (HFV4). Se realizaron 3 fases experimentales ensayándose las siguientes cargas hidráulicas (CH): 4.2; 8.3; y 16.6 cm/d. En el humedal con *I. pseudacorus* la eliminación media de DQO fue de un 81 %, mientras que en el lecho sin plantas fue del 68 %. El rango de eliminación de nitrógeno amoniacal fue de 75 a 96 % en HFV2, y de 66 a 83 % en HFV4. La mayor eliminación de amonio se obtuvo para la mínima CH. En las 2 primeras fases los rendimientos en eliminación de sólidos en suspensión (SS) fueron muy bajos. La mayor eliminación de SS se observó con la máxima CH que fue la tercera y última de la serie. Esto sugiere que el lecho fue perdiendo porosidad, incrementando la eficacia de la retención de SS por filtración.

**Palabras clave:** Agua residual doméstica; humedal artificial; nitrificación; tratamiento de afino; tratamiento secundario

## **1.- HUMEDAL DE FLUJO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL: CASO DORMEÁ (BOIMORTO)**

Los humedales artificiales (*constructed wetlands* en inglés) son sistemas técnicos que se diseñan y construyen para utilizar procesos naturales que incluyen la propia vegetación del humedal, el suelo, y el crecimiento bacteriano adherido (biofilm) para realizar el tratamiento de las aguas residuales. Están diseñados para potenciar los procesos que ocurren en los humedales naturales, pero en este caso en un ambiente controlado. En función de la forma de vida de las macrofitas predominantes, los humedales artificiales se pueden clasificar como sistemas de macrofitas flotantes, de hojas flotantes, de plantas emergentes enraizadas y de macrofitas sumergidas (Brix y Schierup 1989). Otra clasificación responde a la hidrología del humedal: de flujo subsuperficial y de flujo en lámina libre. Los de flujo subsuperficial según el sentido del flujo se dividen en horizontales y verticales (Vymazal y Kröpfelová 2008). Los humedales de flujo horizontal sub-superficial (HFHSs) consisten en un lecho de gravilla sellado con un material impermeable y plantado con plantas emergentes enraizadas. El agua residual fluye casi horizontalmente a través del material poroso por debajo de la superficie del lecho (subsuperficial) hasta alcanzar la zona de salida. En el lecho de filtración, la contaminación es eliminada por degradación bacteriana y mecanismos físicos y químicos en una intrincada red de zonas aerobias, anóxicas y anaerobias. Las zonas aerobias están restringidas a las áreas adyacentes a las raíces donde el oxígeno se libera hacia el sustrato (Cooper *et al.*, 1996).

Debido a su nula demanda de energía y a lo sencillo de su explotación y mantenimiento, los HFHSs son una buena alternativa para el tratamiento de las aguas residuales de núcleos pequeños y del ámbito rural. La *E.P.E. Augas de Galicia* aprobó en 2007 las Directrices de Saneamiento en el Medio Rural de Galicia (DSMRG), que además de ser una herramienta para la selección de los procesos a integrar en una EDAR, contiene documentos técnicos para el diseño de varias alternativas tecnológicas, entre las cuales están los HFHSs. A finales de 2010, siguiendo las DSMRG se seleccionó un HFHSs como tratamiento secundario para depurar las aguas residuales de la aglomeración rural de Dormeá (Boimorto). Así, el principal objetivo de este estudio fue la validación a escala real de los criterios de diseño de HFHSs. Los objetivos específicos comprendían: 1) evaluar el cumplimiento de los límites establecidos al efluente de la EDAR, 2) evaluar cada etapa de la línea de depuración, y 3) establecer buenas prácticas de explotación y mantenimiento para estos sistemas.

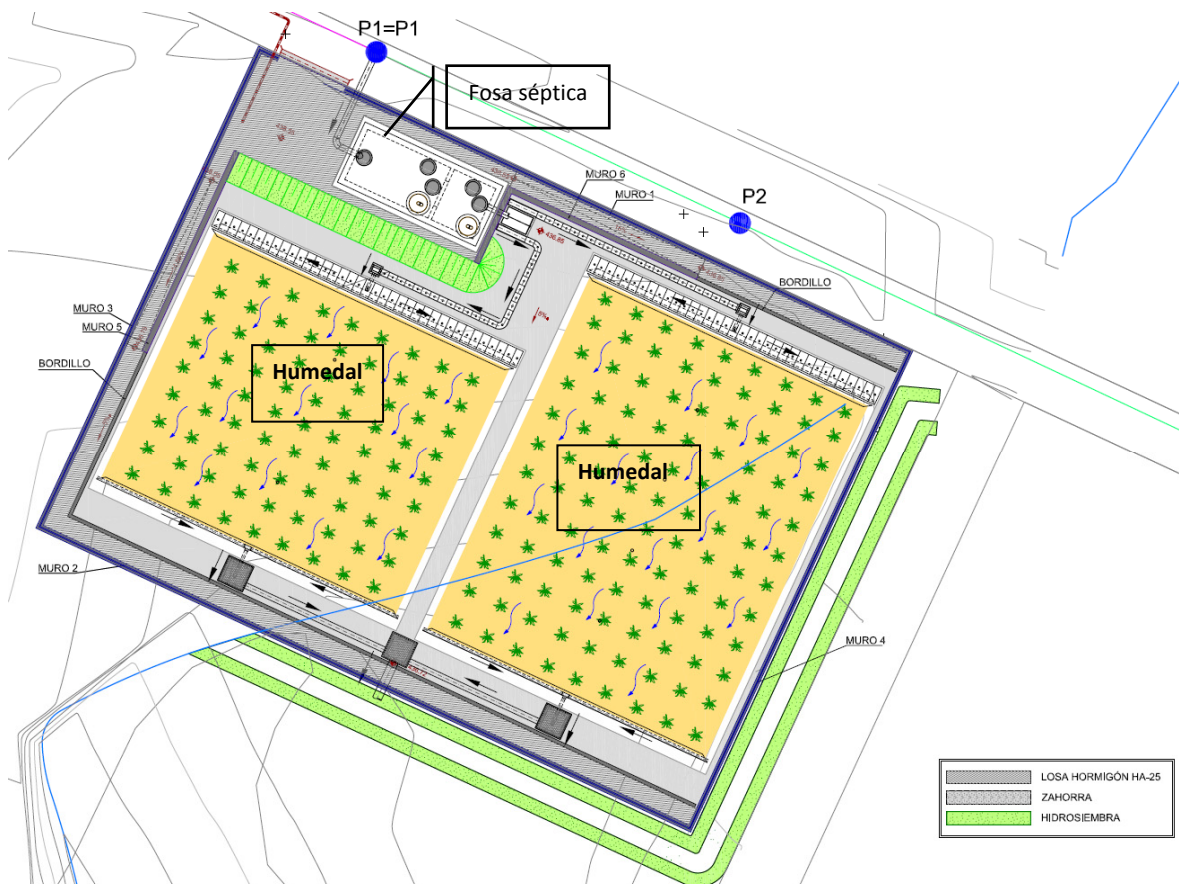
### **1.1.- Materiales y métodos**

#### **Descripción de la EDAR**

La EDAR de Dormeá tiene como objetivo el tratamiento secundario de las aguas residuales urbanas generadas por una población de 200 habitantes distribuida en tres núcleos: Algalia, Barrio y Dormeá. La línea de procesos comprende una fosa séptica de doble cámara con un volumen total de 45 m<sup>3</sup> que sirve para desbaste y tratamiento primario, y un humedal de flujo horizontal subsuperficial compartimentado en dos celdas en paralelo con una superficie global de 590 m<sup>2</sup>. La figura 1 consiste en un esquema en planta de la EDAR. Cada una de las cámaras de la fosa va provista de un filtro relleno de corteza de pino para eliminar los malos olores (Fig. 2, izda.). El sustrato del humedal está compuesto de gravilla con un tamaño medio de 25 mm y con un espesor de 60 cm.

Debido a las características de la parcela las celdas no son idénticas, una es de 340 m<sup>2</sup>, plantada de junco común, y la otra es de 250 m<sup>2</sup> y plantada de junco común en 2/3 de su superficie y de lirio amarillo el otro tercio.

La EDAR no tiene línea de tratamiento de lodos. Los únicos lodos se generan en la fosa séptica. Estos lodos se deben purgar para ser tratados por un gestor autorizado. Hasta mayo del 2014, es decir, tras 36 meses de funcionamiento no hubo necesidad de purgar los lodos de la fosa. Uno de los objetivos del proyecto era (o es, porque sigue en marcha) determinar la periodicidad de esta purga.



**Figura 1.-** Planta general del sistema de tratamiento de la EDAR de Dornéa.

### Medición de caudal

La distribución del efluente de la fosa séptica hacia cada celda del humedal se realizó con la ayuda de un equipo de reparto tipo balancín (Fig. 2, dcha.). Para medir y registrar el caudal aplicado al humedal se instaló un dispositivo electromagnético para “contar” las descargas intermitentes (pulsos) del balancín. Cada pulso registrado implica la descarga de 28 litros que es la capacidad de cada uno de los dos compartimentos del balancín. La integración de los pulsos registrados durante 1 hora resulta en el caudal horario.



**Figura 2.- Izda.:** aspecto de la EDAR a 30 de junio del 2011, se destaca en primer plano los filtros de malos olores de la fosa séptica, y en el siguiente la celda derecha (todavía sin vegetación) e izquierda del humedal. **Dcha.:** balancín de reparto del efluente primario de la fosa séptica, cuando ya se había instalado el controlador y registrador de pulsos (caja gris a la derecha de la imagen) para medir el caudal de tratamiento.

### **Toma de muestras y analíticas**

Desde junio 2011 hasta enero 2012, el funcionamiento del balancín fue muy irregular. Para evaluar el sistema durante ese periodo se tomaron muestras simples del agua residual bruta, efluente de la fosa séptica y de cada una de las celdas del humedal (izquierda y derecha). Con la mejora del funcionamiento del balancín, entre enero y julio del 2012, se tomaron ocho muestras compuestas de 24 horas de: agua residual bruta, efluente primario de la fosa séptica (entrada al humedal) y del efluente secundario del humedal (vertido final). Con este fin, se instalaron 3 equipos automáticos Sigma 900 (Hach, EE.UU.). El equipo toma muestra instalado en la entrada a la EDAR se programó para que recogiera una muestra simple cada hora, es decir, 24 muestras a lo largo del día. Mientras que, los otros 2 equipos se programaron para que tomaran una muestra simple cada 2 horas. A las 48 muestras simples de cada día (24+12+12) se le midió: pH, conductividad y turbidez. El perfil horario de estos parámetros sirve para destacar la conocida variabilidad horaria de la composición del agua residual doméstica bruta, pero también para poner de manifiesto que los efluentes de procesos con grandes tiempos de retención hidráulica (como la fosa séptica y el humedal) tienen una composición estable. Adicionalmente, a las muestras simples bi-horarias del efluente primario y del vertido final se les midió transmitancia y absorbancia molecular de luz UV a 254 nm, con la finalidad de evaluar la estabilidad del vertido en cuanto a materia orgánica. El resto de parámetros típicos (SS, DBO, DQO, etc.) fueron medidos solo en la muestra compuesta proporcional a caudal. Finalmente, de septiembre 2012 a mayo 2014, se tomaron otras cinco muestras simples en cada punto de control.

En cada muestra compuesta se determinó sólidos en suspensión totales y volátiles (SS, SSV), pH, alcalinidad y nitrito conforme a los métodos normalizados del *Standard Methods* (1998). Las determinaciones de DQO total y soluble (DQO, s-DQO), fósforo total, amonio, nitrato y nitrógeno total sin filtrar y filtrado (NT, s-NT) fueron realizadas con los métodos "cuvette test" Dr. Lange empleando un colorímetro Lasa 50 (Lange, Alemania). La DBO<sub>5</sub> total y soluble (DBO, s-DBO) se determinó con respirómetro OxiTop<sup>®</sup> (WTW, Alemania). El oxígeno disuelto (OD) y la temperatura con un electrodo LDO<sup>™</sup> (Lange, Alemania).

## 1.2.- Resultados y discusión

### Composición del agua residual y características del efluente de la EDAR

Un periodo de la campaña de control y seguimiento de la EDAR se basó en el análisis de muestras simples, y otro en muestras compuestas proporcionales a caudal. En principio, no sería lo más adecuado mezclar en el análisis los resultados obtenidos a partir de tipos de muestras diferentes. Ahora bien, tanto la fosa séptica como el humedal son procesos con elevados tiempos de retención hidráulica (TRH). En la fosa séptica el TRH oscilaría entre 3 y 6 días, y en el humedal se produciría otra retención adicional de 3 a 6 días. De modo que, estos procesos por definición ofrecen gran estabilidad y fiabilidad.

**Tabla 1.-** Resumen global de valores promedio  $\pm$  desviación estándar

| Parámetro     | Unidad     | Muestras compuestas (n=8) |                 |                 | Todas las muestras (n=25) |                 |                 |
|---------------|------------|---------------------------|-----------------|-----------------|---------------------------|-----------------|-----------------|
|               |            | AF                        | EF-1            | EF-2            | AF                        | EF-1            | EF-2            |
| pH            |            | 7.1 $\pm$ 0.1             | 7.0 $\pm$ 0.1   | 7.2 $\pm$ 0.2   | 7.2 $\pm$ 2.0             | 7.0 $\pm$ 0.2   | 7.1 $\pm$ 0.3   |
| Conductividad | $\mu$ S/cm | 420 $\pm$ 109             | 454 $\pm$ 140   | 385 $\pm$ 124   | 646 $\pm$ 456             | 470 $\pm$ 255   | 397 $\pm$ 158   |
| Turbidez      | UFT        | 52 $\pm$ 31               | 49 $\pm$ 26     | 17 $\pm$ 19     | 121 $\pm$ 159             | 49 $\pm$ 36     | 16 $\pm$ 13     |
| SS            | mg/L       | 55 $\pm$ 28               | 48 $\pm$ 33     | 14 $\pm$ 13     | 163 $\pm$ 228             | 45 $\pm$ 35     | 13 $\pm$ 13     |
| SSV           | mg/L       | 53 $\pm$ 23               | 41 $\pm$ 19     | 8 $\pm$ 4       | 116 $\pm$ 141             | 34 $\pm$ 22     | 8 $\pm$ 6       |
| DBO           | mg/L       | 151 $\pm$ 71              | 127 $\pm$ 65    | 22 $\pm$ 16     | 275 $\pm$ 251             | 105 $\pm$ 76    | 17 $\pm$ 12     |
| s-DBO         | mg/L       | 63 $\pm$ 33               | 68 $\pm$ 41     | 14 $\pm$ 9      | 113 $\pm$ 116             | 69 $\pm$ 51     | 16 $\pm$ 13     |
| DQO           | mg/L       | 270 $\pm$ 102             | 245 $\pm$ 97    | 44 $\pm$ 24     | 483 $\pm$ 444             | 203 $\pm$ 130   | 42 $\pm$ 25     |
| s-DQO         | mg/L       | 124 $\pm$ 72              | 123 $\pm$ 79    | 31 $\pm$ 16     | 235 $\pm$ 204             | 123 $\pm$ 95    | 34 $\pm$ 20     |
| Alcalinidad   | mg/L       | 124 $\pm$ 34              | 142 $\pm$ 52    | 144 $\pm$ 48    | 199 $\pm$ 149             | 159 $\pm$ 101   | 144 $\pm$ 74    |
| Amonio        | mg N/L     | 16 $\pm$ 7                | 19 $\pm$ 9      | 13 $\pm$ 4      | 24 $\pm$ 21               | 21 $\pm$ 16     | 12 $\pm$ 7      |
| Nitrato       | mg N/L     | 0.21 $\pm$ 0.15           | 0.17 $\pm$ 0.20 | 0.05 $\pm$ 0.04 | 0.85 $\pm$ 0.73           | 0.34 $\pm$ 0.41 | 0.09 $\pm$ 0.09 |
| Nitrito       | mg N/L     | 0.11 $\pm$ 0.14           | 0.02 $\pm$ 0.01 | 0.02 $\pm$ 0.01 | 0.16 $\pm$ 0.17           | 0.0 $\pm$ 0.04  | 0.02 $\pm$ 0.01 |
| NT            | mg/L       | 24 $\pm$ 10               | 26 $\pm$ 11     | 15 $\pm$ 5      | 41 $\pm$ 34               | 29 $\pm$ 22     | 14 $\pm$ 8      |
| s-NT          | mg/L       | 20 $\pm$ 8                | 22 $\pm$ 10     | 15 $\pm$ 4      | 29 $\pm$ 23               | 25 $\pm$ 19     | 15 $\pm$ 8      |
| PT            | mg/L       | 3.2 $\pm$ 1.5             | 3.3 $\pm$ 1.6   | 2.2 $\pm$ 1.0   | 5.6 $\pm$ 5.1             | 3.5 $\pm$ 2.5   | 1.8 $\pm$ 1.1   |
| C. Fecales    | ufc/100 mL | 2.1E+07                   | N.M.            | 9.9E+04         | 3.5E+07                   | 1.6E+07         | 2.4E+05         |

En la Tabla 1 se presentan agrupados los resultados (promedio $\pm$ desviación estándar) por muestras compuestas y también considerando todas las muestras. Los datos sugieren que el control del efluente secundario final (EF-2) se puede realizar mediante muestras simples, pues, los valores promedio difieren escasamente de los medidos en muestras compuestas. Esto es importante para el control en pequeños núcleos, y sobre todo de carácter rural muy marcado, porque la toma de muestras compuestas encarece notoriamente el control. Esta sugerencia también es válida para una fosa séptica diseñada, como en este caso, con valores del TRH muy conservadores. En definitiva, la fosa y el humedal no dejan de ser pequeños embalsamientos que sirven de regulación y homogenización de la corriente de agua residual canalizada.

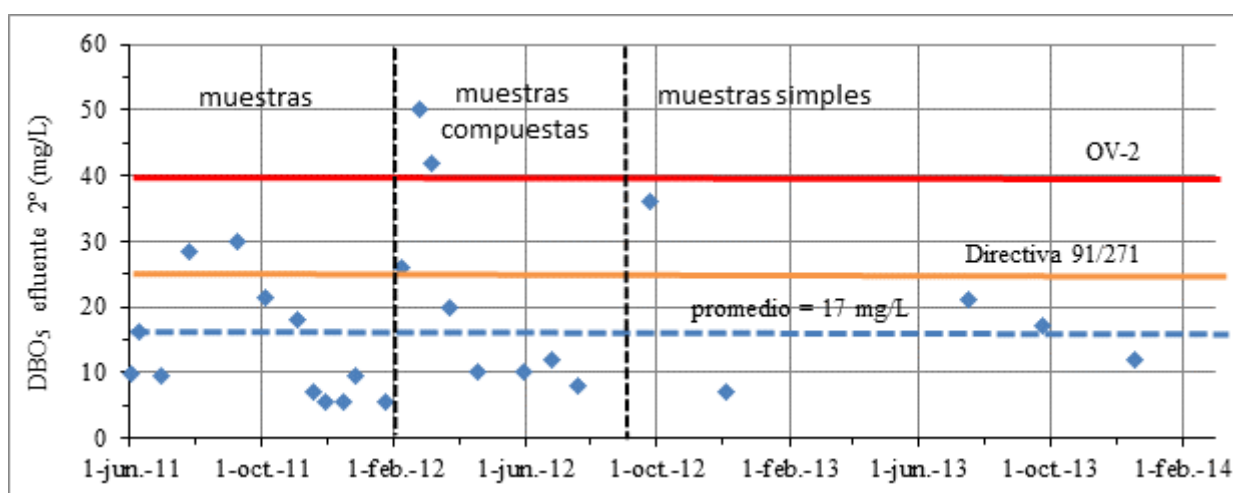
Sin embargo, no se puede decir lo mismo sobre el afluente de agua residual bruta, pues, es notoria la diferencia de valores promedio obtenidos con muestras compuestas con

respecto al conjunto de las muestras. Esta diferencia es más notoria si se compararan solo los resultados de muestras simples frente a muestras compuestas.

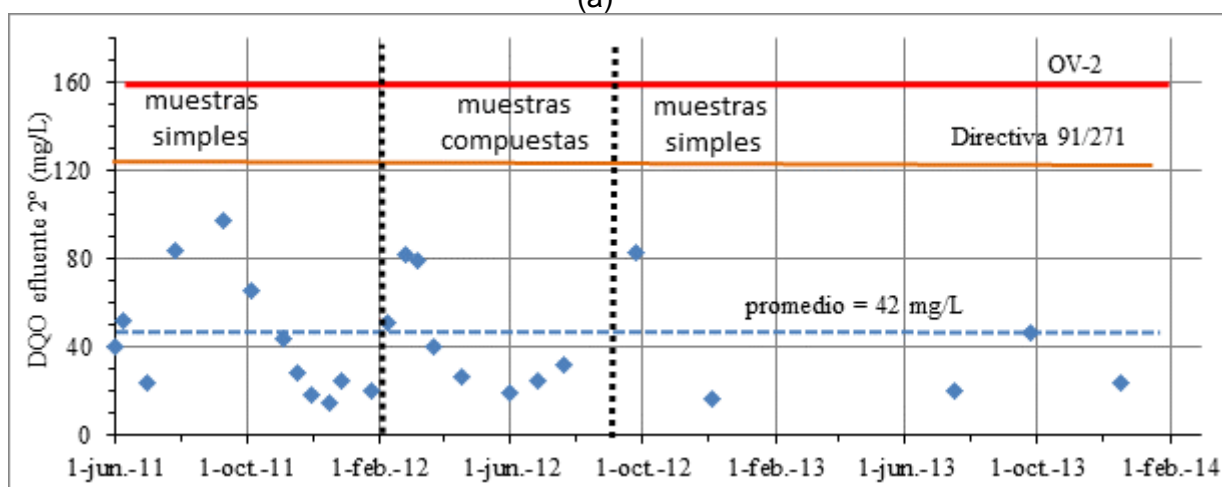
En definitiva, los resultados sugieren que el control de esta tipología de EDAR basada en sistemas de humedales se debería hacer mediante la toma de muestras simples del vertido final. En este caso, no es recomendable exigir el control o evaluación del rendimiento de la EDAR, porque eso obligaría a tomar muestra compuesta del afluente, pues, este presenta una gran variabilidad horaria en su composición que haría poco fiable el cálculo del rendimiento basado en valores obtenidos a partir de muestras simples.

### Evaluación del cumplimiento de los límites de vertido

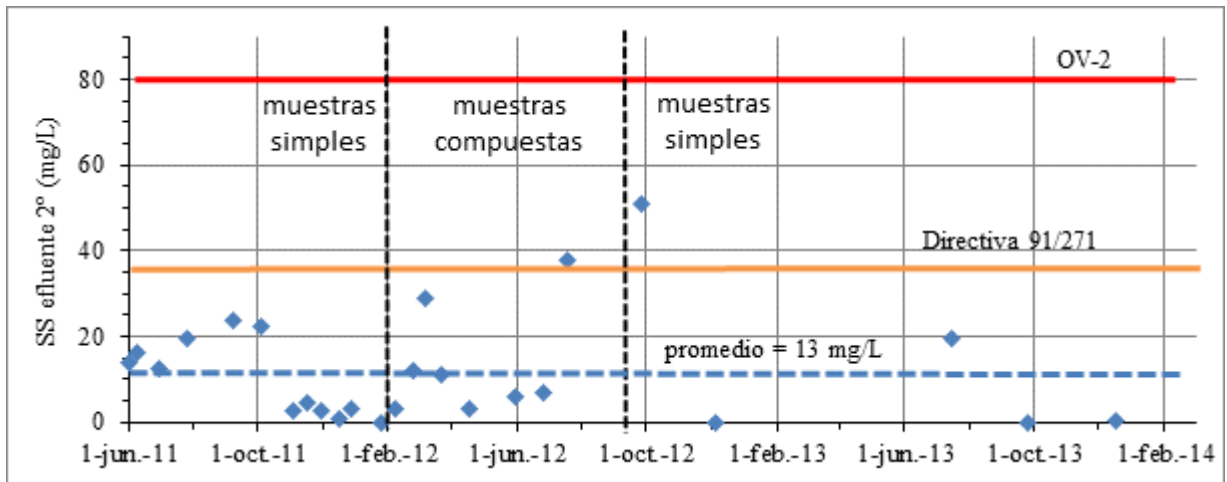
En la figura 3(a)-(c) se presentan los valores medidos en el efluente final de DBO, DQO y SS. Los resultados sugieren que el sistema puede cumplir con seguridad los límites de DBO, DQO y SS establecidos como "Objetivo de Vertido 2" (OV-2) por las "DSMRG". Solo la DBO incumplió en dos ocasiones el OV2, y solo en uno de esos casos con una desviación mayor del 10%.



(a)



(b)



(c)

**Figura 3 (a) – (c).**- Calidad del efluente secundario: (a) DBO; (b) DQO y (c) SS. En cada gráfico se representa con línea roja el límite de vertido OV-2 establecido por las DSMRG (Aguas de Galicia, 2007), con línea marrón el límite establecido por la Directiva 91/271/CEE para un tratamiento secundario, y la línea azul discontinua representa el valor promedio de las 25 mediciones realizadas.

Aunque la autorización de vertido establece el OV-2 como límites máximos admisibles, se ha hecho también la comparación con los límites fijados por la Directiva 91/271 para tratamiento secundario convencional. En el caso de la DQO, la calidad del efluente siempre es mejor que el límite establecido por la Directiva 91/271 (125 mg/L). Los SS incumplirían en dos ocasiones el límite de 35 mg/L, mientras que la DBO incumpliría hasta en seis ocasiones el límite de 25 mg/L. A la vista de los resultados, parece razonable que se haya autorizado el vertido con el límite OV2.

La ratio “DQO/DBO” promedio en el efluente varía entre 2.0 y 2.5. En general, el valor de esta ratio en los efluentes secundarios suele ser mayor que 3.5. Los propios límites en DBO y DQO del OV-2 y de la Directiva 91/271, implican una ratio “DQO/DBO” efluente de 4 y 5, respectivamente. Sin embargo, en nuestro efluente el valor de esta ratio es similar al que suele tener el agua residual bruta. Una explicación de este resultado sería que el sustrato del humedal facilite una elevada tasa de adsorción superficial de materia orgánica coloidal, que se sumaría a un elevado grado de filtración de SSV. La demanda de oxígeno por coloides orgánicos y SSV es detectable con facilidad por el ensayo de la DQO, sin embargo podrían pasar desapercibidos en el ensayo de la DBO.

### Evaluación del rendimiento

Los datos señalan que el grueso de la reducción de nutrientes se produce en el humedal (Tabla 2). El tratamiento primario aporta unos pocos puntos adicionales al rendimiento. Sin embargo, hay que valorar que la fosa previamente ha retirado del agua todos aquellos materiales gruesos que harían colapsar el humedal por atascamiento. Es decir, si bien el tratamiento primario aporta poco a la reducción de nutrientes de la EDAR, resulta crucial para el buen funcionamiento de la instalación.

Respecto a la eliminación de materia orgánica el rendimiento del humedal ha sido muy estable durante el periodo de control. Los valores promedio de eliminación de DBO y



DQO (81.3 y 75.2 %, respectivamente) son compatibles con los límites exigibles por la Directiva 91/271 para el tratamiento secundario. Se observó una mayor dispersión en los rendimientos referidos a SS, NT y PT. Los valores promedio observados para la reducción de NT y PT en el humedal (39.3 y 35.1%, respectivamente) coinciden con lo señalado por varios autores (Ávila *et al.*, 2013). Adicionalmente, se observó una reducción estable de C. Fecales con un valor medio de 2.1 U-log.

Una de las razones del buen rendimiento del humedal está en la baja carga orgánica aplicada cuyo valor promedio fue de  $3.1 \pm 1.7$  g DBO/m<sup>2</sup>/d. También, la carga de SS fue muy baja  $1.2 \pm 0.6$  g/m<sup>2</sup>/d. La US-EPA (2000) propone para el diseño una carga máxima de 6 g DBO/m<sup>2</sup>/d y de 20 g SS/m<sup>2</sup>/d para obtener un efluente de 30 mg/L en DBO y SS.

**Tabla 2.-** Rendimiento medio de la EDAR y parcial del Humedal de Dorneá (en %, excepto C. Fecales en U-log)

| Parámetro  | Humedal <sup>(a)</sup> | EDAR <sup>(b)</sup> |
|------------|------------------------|---------------------|
| DBO        | 81.3 ± 9.9             | 84.8 ± 8.3          |
| DQO        | 75.2 ± 14.3            | 83.4 ± 6.8          |
| SS         | 78.0 ± 16.1            | 77.0 ± 12.3         |
| NT         | 39.3 ± 32.1            | 34.5 ± 12.7         |
| PT         | 35.1 ± 35.3            | 27.5 ± 25.4         |
| C. Fecales | NM                     | 2.1 ± 0.7           |

<sup>(a)</sup> Basado en la totalidad de las muestras (n = 25)

<sup>(b)</sup> Basado en muestras compuestas (n = 8)

### Problema de la puesta en marcha

La puesta en marcha de una EDAR como la de Dorneá que no tiene equipos electromecánicos es muy sencilla. El único elemento móvil del sistema es el balancín de reparto del efluente primario hacia las celdas del humedal y este elemento falló en el arranque de proceso. El único fallo posible es que deje de columpiarse, y que por lo tanto envíe el agua solo hacia una celda. Este fallo, detectado y corregido parcialmente solo dos semanas después de haberse producido, ocasionó que los brotes plantados en la celda derecha no recibieran riego durante ese tiempo y en consecuencia no prosperaron. La celda derecha estuvo sin crecimiento vegetal desde mediados de mayo del 2011 hasta inicios de marzo del 2012. Durante ese tiempo, esta celda funcionó como un lecho o filtro biológico. Se aprovechó este incidente para tomar muestras individuales de cada celda en ese periodo y comprobar que la mayor parte del rendimiento lo aporta el lecho del humedal (Tabla 3).

**Tabla 3.-** Valores promedio de los parámetros característicos del efluente primario (EF-1) y de cada celda del humedal (n=12, muestras simples)

| Parámetro  | EF-1      | Celda Izquierda<br>(con vegetación) | Celda derecha<br>(sin vegetación) |
|------------|-----------|-------------------------------------|-----------------------------------|
| DBO (mg/L) | 108 ± 76  | 10 ± 6                              | 18 ± 16                           |
| DQO (mg/L) | 199 ± 130 | 32 ± 21                             | 54 ± 45                           |
| SS (mg/L)  | 42 ± 35   | 10 ± 11                             | 9 ± 9                             |
| NT (mg/L)  | 30 ± 22   | 11 ± 5                              | 14 ± 12                           |
| PT (mg/L)  | 3.6 ± 2.5 | 1.2 ± 0.8                           | 1.8 ± 1.5                         |

### **Producción de lodos y malos olores**

Durante el periodo de investigación se controló cada seis meses el espesor de la capa de lodos acumulados en la fosa séptica. El último control se realizó en mayo del 2014, obteniéndose un valor promedio de 20 cm en la primera cámara, mientras que en la segunda cámara el espesor detectado no es significativo. Asimismo, el espesor actual de material flotante es de 10-15 cm en la primera cámara y despreciable en la segunda.

Se presenta mal olor exclusivamente en la cámara de descarga del efluente de la fosa, que solo es percibido cuando se está al pie de dicha cámara.

El humedal no desprende olor. El efluente del humedal es aerobio, con una concentración de OD promedio de  $0.93 \pm 0.30$  mg/L. No se observó proliferación de ningún vector sanitario, ni siquiera en verano.

### **1.3.- Conclusiones y recomendaciones**

Para los parámetros característicos, y tratándose de un pequeño núcleo rural, parece seguro y razonable establecer como límites máximos admisibles de vertido los valores fijados como OV-2 en las DSMRG, es decir: DBO/DQO/SS = 40/160/80.

La superficie del humedal se calculó aplicando un criterio de 3 m<sup>2</sup>/habitante. Los resultados sugieren que es un valor suficiente para alcanzar el OV-2. Sin embargo, podría ser ocasionalmente insuficiente si los límites de obligado cumplimiento fueran los establecidos por la Directiva 91/271.

La eliminación de materia orgánica por el humedal presentó una aceptable estabilidad durante el periodo experimental. Los momentos críticos del rendimiento en eliminación de DBO y/o DQO se observaron en el arranque del proceso, y en la transición del otoño al invierno por la bajada de la temperatura.

El seguimiento y control a lo largo de tres años permite recomendar como actividades de explotación y mantenimiento necesarias para el buen funcionamiento de la EDAR:

- Podar el humedal durante la transición de otoño a invierno, concretamente entre la última semana de noviembre y la primera de diciembre.
- Comprobar periódicamente el nivel de lodos de la fosa en cada cámara.

## **2.- HUMEDAL DE FLUJO VERTICAL SUBSUPERFICIAL: CASO PILOTO**

Los humedales de flujo vertical subsuperficial son sistemas en los que el agua residual fluye a través del sustrato, en general gravilla, entrando en contacto con los microorganismos que colonizan la superficie tanto de las raíces de las plantas como del propio sustrato (Kadlec y Knight, 1996; Vymazal y Kröpfelová, 2008). Varios investigadores han informado sobre la aplicación de humedales como una opción eficaz de bajo coste para el tratamiento secundario y terciario de aguas residuales, y los consideran una opción adecuada para la depuración de aguas residuales de pequeños núcleos en áreas rurales (Schulz y Peall, 2001; Ayaz, 2008; Abidi *et al.*, 2009). Otra virtud, quizá muy importante en el caso de saneamiento autónomo de viviendas, hoteles, etc., es el valor estético de algunas macrofitas como el lirio amarillo (Brix, 1997).

Los humedales de flujo vertical pueden ser una solución óptima para la depuración de aguas residuales con flujos discontinuos o intermitentes, como es el caso de segundas viviendas, escuelas, e incluso reboses de alcantarillado unitario (Dittmer *et al.*, 2005). El tratamiento de las aguas residuales en pequeños núcleos se enfrenta al problema hidráulico de la gran variabilidad de los caudales generados, dándose el caso de que en las noches el caudal sea nulo (cese total de actividades), pero también que debido a las lluvias los caudales incrementen drásticamente produciendo alteraciones que las tecnologías convencionales son incapaces de resolver, y que sin embargo los humedales pueden solucionar eficazmente. Los efectos hidráulicos adversos son más severos en el caso de las tecnologías con cultivos bacterianos nitrificantes en suspensión (p.e.: aireación prolongada, oxidación total, etc.). Sin embargo, los humedales pueden acumular una gran población de bacterias nitrificantes en la rizosfera de las plantas, sobre todo de las especies *Zizania caduciflora*, *Scirpus validus*, *Iris pseudacorus*, bajo condiciones adecuadas de OD y pH sin verse afectadas tan drásticamente por las sobrecargas hidráulicas (Zhou *et al.*, 2006).

La *I. pseudacorus*, conocida como lirio amarillo, es una especie perenne que crece bien en condiciones muy húmedas, es común encontrarla en humedales donde tolera inmersión, valores bajos de pH, y suelos anóxicos. La planta prospera rápidamente por rizoma y por semillas dispersadas en el agua. Los tallos pueden medir de 1 a 1,5 m. Aunque es principalmente una planta acuática, los rizomas pueden sobrevivir a prolongados períodos secos.

El objetivo general del trabajo consistió en la aplicación y evaluación a escala piloto de un humedal de flujo vertical cultivado con *I. pseudacorus* como tratamiento terciario para reducir la demanda de oxígeno carbonosa y nitrogenada del efluente de un tratamiento físico-químico de una EDAR urbana. Aunque el efecto beneficioso de las macrofitas de humedales para reducir la contaminación es un hecho demostrado, el estudio también incluye una evaluación del funcionamiento del humedal sin cultivo de plantas.

## **2.1.- Materiales y métodos**

### **Características de la planta piloto de humedales**

La planta piloto cuenta con un tanque cilíndrico de cabecera desde el cual se bombea el agua problema hacia los humedales artificiales: HFV2 (con plantas) y HFV4 (sin plantas). Inicialmente, los humedales utilizados fueron construidos y plantados para su estudio y evaluación como tratamiento secundario de agua residual urbana (Barros, 2009). Se instalaron en la EDAR del núcleo de O Quenllo, municipio de Carral (Galicia). El sustrato de los humedales se compone de 4 materiales, que de arriba – abajo son: arena gruesa, turba, grava media (o gravilla) y grava gruesa. Barros (2009) evaluó la permeabilidad de varias configuraciones de estos materiales y llegó a la conclusión de que la turba es un material que permitiría un mayor tiempo de retención hidráulica para las transformaciones bioquímicas de los contaminantes. El estrato de turba es capaz de disminuir la porosidad del medio en la zona donde se desarrolla la vegetación y además homogenizar la distribución del agua. Los ensayos con infiltrómetros determinaron que el espesor ideal para la turba sería de 10 cm. La selección del espesor del resto de los materiales se basó en informes de otros investigadores (Platzer, 1998; Cooper, 1999; Brix y Arias, 2005; García y Corzo, 2008). En la parte superficial se utilizó arena gruesa

(2 mm) para evitar la rápida colmatación del medio. Para la capa de gravilla, se adoptó una granulometría de 10 mm con el objetivo de tener una gran superficie específica para el desarrollo de la biopelícula. Los humedales tienen una superficie horizontal de 1,3 m<sup>2</sup>. Las características del sustrato se presentan en la Tabla 4.

**Tabla 4.-** Características físicas del sustrato de los HFV (Adaptada de Barros, 2009)

| Material     | Espesor<br>(cm) | Diámetro aparente<br>(mm) | Densidad aparente<br>(g/cm <sup>3</sup> ) | Superficie específica<br>(m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> ) | Porosidad<br>(%) | Conductividad hidráulica<br>(cm/d) |
|--------------|-----------------|---------------------------|---|--|------------------|------------------------------------|
| Arena gruesa | 20              | 2                         | 1.2                                       | 1500   | 54               | 10 <sup>4</sup>                    |
| Turba        | 10              | 0.8                       | 0.5                                       | -  | 81               | 10 <sup>4</sup>                    |
| Grava media  | 40              | 10                        | 1.33                                      | 136  | 49               | 10 <sup>6</sup>                    |
| Grava gruesa | 10              | 40                        | 1.35                                      | 67   | 48               | 10 <sup>7</sup>                    |

### Vegetación

El humedal HFV2 empleó una vegetación compuesta de *I. pseudacorus* (L.), cuyas características medidas al término de la experimentación fueron: altura media de plantas de 1 m; y una densidad aproximada de 250 plantas/m<sup>2</sup>. Densidades de 300 – 400 plantas/m<sup>2</sup> de *Phragmites australis* han sido observadas en otros estudios (Kuschik *et al.*, 2003). Por su parte, el otro humedal sin vegetación se utilizó como blanco de comparación para evaluar el aporte de las plantas a la depuración (Fig. 4).



**Figura 4.-** Humedales experimentales. Izda.: HFV2. Dcha.: HFV4 lecho sin vegetación

### Sistemas de riego y de aireación

Cada humedal consta de un sistema de riego compuesto de 4 hileras de tubos de PVC de 16 mm de diámetro, separadas entre sí 40 cm. Cada tubo tiene 9 orificios de 3 mm de diámetro. Para la aireación se utilizó tubos de PVC de 90 mm. Estos tubos van dotados de una serie de ranuras a lo largo del eje. Su cometido es promover la transferencia de oxígeno atmosférico hasta las capas más profundas del lecho.

### Descripción general de la experimentación

Entre los meses de marzo a junio del 2011 los humedales fueron puestos en marcha y explotados. El primer mes sirvió de periodo de re-aclimatación del cultivo (estos

humedales ya habían estado en funcionamiento durante 1 año y después permanecieron inactivos durante varios meses, solo recibiendo agua lluvia). Se realizaron 3 fases experimentales, cada una con carga hidráulica y de contaminación distinta. La carga de contaminación es una variable operacional que se estima mediante:

$$B_i = \frac{CH \times C_i}{100} = \frac{Q \times C_i}{1000 A} \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde:

- $B_i$  = carga superficial de contaminante  $i$  ( $\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$ )
- $CH$  = carga hidráulica ( $\text{cm}/\text{d}$ )
- $C_i$  = concentración de contaminante  $i$  ( $\text{g}/\text{m}^3$ )
- $Q$  = caudal diario ( $\text{L}/\text{d}$ )
- $A$  = superficie del humedal ( $\text{m}^2$ )

El aporte de agua desde el tanque de alimentación se realizó de forma intermitente mediante la aplicación de pulsos. Se utilizó un temporizador eléctrico (Düwi, Alemania), para encender y apagar la bomba sumergible de alimentación a los humedales. La duración de los pulsos fue constante, 3 minutos, a lo largo de la experimentación. Entre pulso y pulso se hacía una pausa de 57 minutos. Es decir, fueron ciclo de 60 min (3 + 57). El número de pulsos se repitió día tras día durante el tiempo que duró cada una de las fases experimentales. Una vez ejecutado el número de pulsos diarios, los humedales permanecían sin aportación de caudal hasta el día siguiente a la misma hora, momento en el cual empezaba de nuevo el ciclo. Se ensayaron 3 cargas hidráulicas. Cuando se cambiaba la  $CH$  se dejaba un periodo de estabilización de 7 a 10 días para alcanzar el estado estacionario, y después en un lapso de 2 semanas se tomaban 5 muestras para la evaluación. Las condiciones operacionales se describen en la Tabla 5.

**Tabla 5.-** Resumen de condiciones operacionales de cada fase experimental

|   | Fase I |       | Fase II |      | Fase III |       |
|---|--------|-------|---------|------|----------|-------|
|   | HFV2   | HFV4  | HFV2    | HFV4 | HFV2     | HFV4  |
| Nº pulsos/día   | 4      | 4     | 2       | 2    | 8        | 8     |
| Duración pulso (min)  | 3      | 3     | 3       | 3    | 3        | 3     |
| Pausa entre pulsos (min)  | 57     | 57    | 57      | 57   | 57       | 57    |
| Q diario (L/d)  | 108    | 115.2 | 54      | 57.6 | 216      | 230.4 |
| Carga hidráulica (cm/d)   | 8.3    | 8.8   | 4.2     | 4.4  | 16.6     | 17.6  |
| Carga orgánica, $B_{\text{DQO}}$<br>(g DQO/ $\text{m}^2/\text{d}$ ) | 11.7   | 12.4  | 4.7     | 4.9  | 14.0     | 14.8  |
| Carga de NTK, $B_{\text{NTK}}$<br>(g N/ $\text{m}^2/\text{d}$ )     | 3.5    | 3.7   | 2.0     | 2.1  | 7.3      | 7.7   |

Periódicamente se llevaron a cabo una serie de actividades de mantenimiento para conservar el buen funcionamiento del humedal: 1) una vez por semana: limpieza de bombas y sistemas de distribución; 2) cada vez que fue necesario: eliminación de malas hierbas, así como de hojas secas de las macrofitas.

### El agua residual

Las aguas residuales que trata la EDAR de O Quenllo son una mezcla de urbanas e industriales (Polígono Sergude). El agua residual llega al pozo de bombeo de cabecera

de la EDAR y desde ahí se impulsa hacia un tamiz autolimpiante de 0.8 mm de luz. El agua tamizada se somete a un tratamiento físico-químico basado en coagulación-floculación más flotación por aire disuelto. Desde la canaleta de recogida de efluente del físico-químico se impulsaba el agua problema al tanque de alimentación de los humedales. El control de la composición del agua problema y de los efluentes de los humedales se realizó midiendo pH, conductividad, alcalinidad, sólidos (todas sus formas) y nitrito mediante métodos normalizados del *Standard Methods* (1998). La DQO y las formas de nitrógeno total, amoniacal y nitrato se midieron con los métodos de cubeta-test Dr. Lange (Hach-Lange, Alemania).

## 2.2.- Resultados y discusión

### Características de las aguas

En la Tabla 6 se presenta la composición promedio del agua problema y de los efluentes de los humedales HFV2 y HFV4 de cada fase experimental. También se incluye la carga hidráulica experimental. Cada valor de concentración presentado en la Tabla 6 es el resultado del promedio de 5 mediciones realizadas durante el estado estacionario en un lapso de 2 semanas.

**Tabla 6.-** Composición media del agua problema y de los efluentes de los humedales durante el estado estacionario

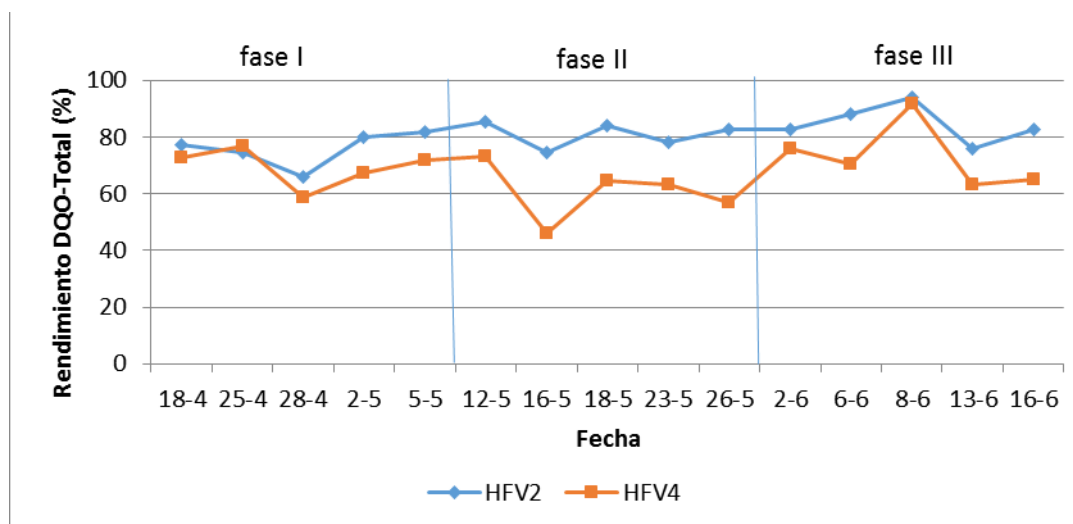
| Parámetro                    | Unidad               | Fase I |      |      | Fase II |      |      | Fase III |      |      |
|------------------------------|----------------------|--------|------|------|---------|------|------|----------|------|------|
|                              |                      | AF     | HFV2 | HFV4 | AF      | HFV2 | HFV4 | AF       | HFV2 | HFV4 |
| CH                           | cm/d                 | n.p.   | 8.3  | 8.8  | n.p.    | 4.2  | 4.4  | n.p.     | 16.6 | 17.6 |
| pH                           |                      | 7.0    | 5.6  | 6.4  | 7.3     | 4.4  | 5.4  | 7.2      | 4.0  | 5.8  |
| DQOT                         | mg O/L               | 141    | 31   | 43   | 111     | 21   | 42   | 84       | 13   | 22   |
| DQOS                         | mg O/L               | 82     | 20   | 30   | 66      | 12   | 24   | 75       | 14   | 18   |
| Alcalinidad                  | mg /L <sup>(1)</sup> | 165    | 10   | 26   | 215     | 2    | 24   | 170      | 0    | 14   |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | mg N/L               | 37     | 7.5  | 14   | 42      | 1.8  | 7.0  | 39       | 10   | 13   |
| NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> | mg N/L               | 0.01   | 0.09 | 0.14 | 0.02    | 0.05 | 0.06 | 0.01     | 0.03 | 0.08 |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | mg N/L               | 0.15   | 32   | 30   | 0.26    | 39   | 39   | 0.09     | 33   | 30   |
| NT                           | mg/L                 | 42     | 47   | 52   | 49      | 57   | 66   | 44       | 48   | 47   |
| NTK <sup>(2)</sup>           | mg/L                 | 42     | 15   | 22   | 49      | 18   | 27   | 44       | 14   | 17   |
| N-Org <sup>(3)</sup>         | mg/L                 | 5,0    | 7.5  | 7.6  | 7,0     | 16   | 20   | 5,0      | 4,0  | 3.6  |
| SS                           | mg/L                 | 29     | 37   | 46   | 20      | 23   | 57   | 14       | 11   | 23   |
| SSV                          | mg/L                 | 19     | 13   | 16   | 11      | 6    | 12   | 13       | 9    | 10   |

<sup>(1)</sup> como CaCO<sub>3</sub>; <sup>(2)</sup> NTK = NT - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - NO<sub>2</sub><sup>-</sup>; <sup>(3)</sup> N-Org = NTK - NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. AF = afluente. n.p. = no procede. DQOT = DQO total; DQOS = DQO soluble.

En el agua residual problema la forma de nitrógeno predominante fue el amonio (87 % del NT). La concentración media de las formas oxidadas de nitrógeno fue prácticamente nula. La concentración media de materia orgánica medida como DQOT afluente correspondió en líneas generales al de un efluente secundario (rango: 84 a 141 mg/L; promedio global: 112). La ratio DQOS/DQOT en el afluente fue de 0,67. La

concentración media de SS fue menor que 30 mg/L. La ratio SSV/SS alcanzó un valor medio de 0,54. Por las características del agua problema, los humedales han funcionado como un tratamiento terciario de nitrificación y de afino de materia orgánica.

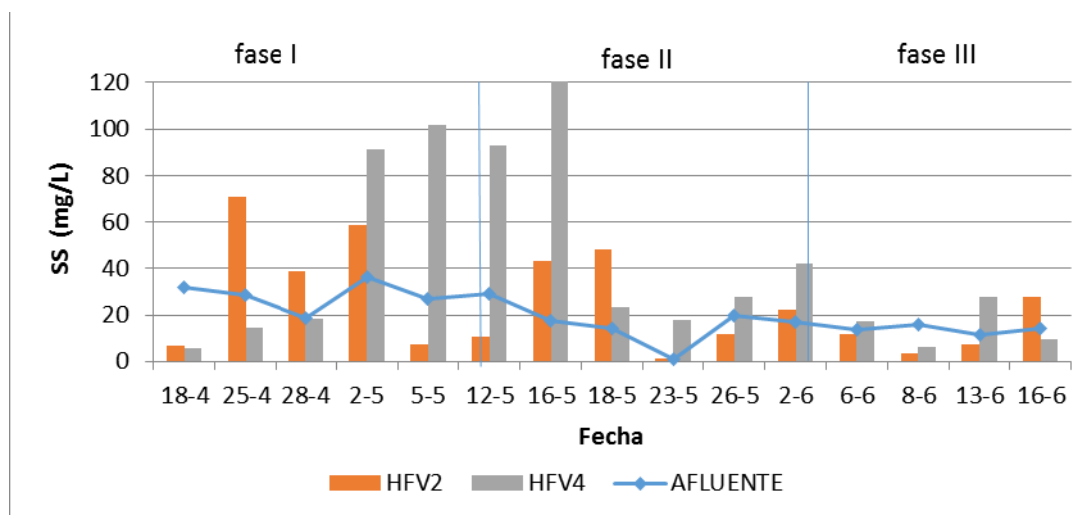
En el efluente del humedal con plantas la DQOT promedio presentó un rango de 13 a 31 mg/L. Mientras que en el lecho sin plantas el rango de concentración media efluente de DQOT fue de 22 a 43 mg/L. En la figura 5 se presenta cada uno de los valores del rendimiento en eliminación de materia orgánica medida como DQO observado en estado estacionario ( $n = 15$ ; 5 por cada fase). En ambos humedales se observó un rendimiento estable durante el estado estacionario de cada fase experimental. Se observó un rendimiento promedio global de eliminación de materia orgánica medida como DQOT del 81 % en el humedal con plantas y del 68 % en el humedal sin plantas. Es decir, las plantas *I. pseudacorus* en el HFV2 aportan un incremento significativo de 13 puntos porcentuales al rendimiento promedio de eliminación de materia orgánica medida como DQOT.



**Figura 5.-** Rendimiento de eliminación de materia orgánica medida como DQO-Total en estado estacionario

Respecto a los SS, en las fases I, II y III, la concentración media efluente del HFV2 fue de 37 mg/L; 23 mg/L y 11 mg/L, respectivamente. Por su parte, la concentración media del efluente HFV4 fue de 46 mg/L; 57 mg/L y 23 mg/L, respectivamente. Una primera observación es que el humedal con plantas consigue un efluente de mejor calidad en cuanto a SS. Varios investigadores han informado que la presencia de la vegetación distribuye y reduce la velocidad de las corrientes en los humedales (Pettecrew and Kalff, 1992). Esto favorece la retención de sólidos por filtración. Sin embargo, en un gran número de las muestras individuales tomadas durante las fases estacionarias se observó mayor concentración de SS en los efluentes de los humedales que en el agua problema (Fig. 6). Los resultados sugieren que se produce un arrastre de SS durante las aplicaciones del agua residual. Este efecto probablemente se magnificó porque las muestras se tomaban inmediatamente después de la aplicación de un pulso, es decir, en cuanto el agua tratada empezaba a salir de los humedales. Además, la producción de plancton del propio sistema puede dar lugar a concentraciones mayores de SS en el efluente de un humedal (Cooper *et al.*, 1999). Por otra parte, los resultados sugieren que

con el paso del tiempo los humedales se volvieron menos porosos. Esto explicaría que en la fase III, la de mayor carga hidráulica, la calidad del efluente en SS sea la mejor en ambos humedales.



**Figura 6.-** Evolución de los SS en estado estacionario.

Los resultados establecen que en los 2 humedales no se produjo una pérdida neta de nitrógeno, ya que la concentración media global (n = 15 muestras) de NT afluyente fue de 45 mg/L, mientras que la de los humedales HFV2 y HFV4 fue de 50 mg/L y 55 mg/L, respectivamente. La forma orgánica del nitrógeno es la responsable de este incremento del NT efluente. Los resultados sugieren que el arrastre de SS también es responsable del incremento de la concentración de N-Org efluente. La concentración de N-Org efluente tendió a disminuir con el paso del tiempo, al igual que lo hizo la concentración de SS efluente (datos no presentados). La concentración media global de N-Org pasó de 5.7 mg/L en el afluyente, a 9.2 mg/L y 10.4 mg/L, en los efluentes de los humedales HFV2 y HFV4, respectivamente.

Los 2 humedales producen una eliminación significativa del nitrógeno amoniacal que es atribuible tanto al crecimiento celular bacteriano como al fenómeno de nitrificación hacia nitrito y nitrato. Los resultados evidencian que el amonio se oxida mayoritariamente a la forma de nitrato. La concentración promedio global de N-amoniaco en afluyente, HFV2 y HFV4 fue de: 39 mg/L, 6 mg/L y 12 mg/L, respectivamente. Mientras que la correspondiente concentración promedio de nitrógeno oxidado (nitrato + nitrito) fue de: 0.17 mg N/L, 35 mg N/L y 33 mg N/L, respectivamente. Para cada fase experimental, la concentración promedio de nitrito efluente es algo mayor en el humedal sin plantas (Tabla 6). La mayor acumulación de nitrito en el humedal sin plantas sería un indicador de una peor aireación que en el humedal cultivado. Está bien documentado que las macrofitas acuáticas liberan oxígeno desde las raíces hacia la rizosfera y que esto influencia el estado de oxidación del medio (Barko *et al.*, 1991; Sorrell y Armstrong, 1994; Green *et al.*, 1997; Cooper, 2005; Tietz *et al.*, 2007). Tietz *et al.* (2007) midieron, en el seno del lecho de varios humedales verticales plantados con *Miscanthus gigantea*, valores de oxígeno disuelto (OD) entre 2,5 y 9,4 mg/L, entre pulsos de alimentación; y un valor medio de OD de 4,1 mg/L durante la aplicación de los pulsos.



La alcalinidad en el agua problema presentó un rango de 165 a 215 mg/L. En los efluentes HFV2 y HFV4 el rango de alcalinidad fue de 0 a 10 mg/L, y de 14 a 26 mg/L, respectivamente. En el proceso de nitrificación, la oxidación de amonio a nitrito (nitritación) implica un consumo de alcalinidad. Prácticamente en las 15 mediciones (datos no presentados) la alcalinidad residual es mayor en el efluente del humedal HFV4 (sin plantas) que en el HFV2 (en la fase III la alcalinidad efluente del HFV2 es nula en las 5 mediciones). Esto sugiere que la nitritación fue de mayor grado en el HFV2. A pesar de esto, la concentración residual efluente de nitrito fue permanentemente menor en el HFV2, lo cual abunda en la hipótesis de que la transferencia de oxígeno se ve favorecida por la presencia de las macrofitas produciendo la oxidación de nitrito a nitrato. La ratio "consumo de alcalinidad/consumo de amonio" (datos no presentados) presentó un rango de 4.22 a 6.90 mg/mg (promedio = 5.47) en el HFV2, mientras que en el HFV4 fue de 4.53 a 10.67 mg/mg (promedio = 6.06). La estequiometría de la oxidación de amonio determina un valor de 7.1 mg/mg para esta ratio. De modo que, los resultados sugieren que en el HFV2 se produjo un mayor consumo de amonio debido a crecimiento bacteriano que en el lecho sin plantas. El crecimiento bacteriano en los humedales se produce en forma de biopelícula, cuya extensión depende de la superficie específica de contacto disponible. Los resultados sugieren que la presencia de macrofitas aumenta la superficie específica para el crecimiento bacteriano y por lo tanto incrementa la demanda de nitrógeno celular. A partir del ecuador de la fase II, la alcalinidad residual en los efluentes fue nula o muy baja (datos no presentados). De modo que, la oxidación de amonio habría sido limitada por la disponibilidad de alcalinidad durante ese tiempo. Es recomendable una alcalinidad residual mínima de 50 mg/L en el medio de reacción para no limitar la oxidación del amonio (US-EPA, 1975). El consumo de alcalinidad se ve acompañado de un descenso del pH. A partir de la fase II, el efluente del HFV2 presentó un pH inferior a 5 (datos no presentados). El efluente del lecho sin plantas presentó un rango de pH promedio de 5.4 a 6.4. El agua problema presentó un pH próximo a 7. Para los vertidos de EDAR se suele admitir un pH entre 5.5 a 8.5. En este caso, sería necesaria una corrección de pH de los efluentes.

Los resultados sugieren que en los humedales no se produjo desnitrificación apreciable. Saeed y Sun (2011) han observado que en los humedales de flujo vertical cultivados con *Phragmites australis* la tasa de desnitrificación ( $\text{g N-NO}_3^- / \text{m}^2/\text{d}$ ) es elevada cuando también lo es la relación DQO/NT efluente, y que justo lo contrario acontece en humedales de flujo horizontal sembrados con la misma especie. Según el informe de estos investigadores, en los humedales verticales si la relación DQO/NT efluente es menor que 1 la desnitrificación es prácticamente despreciable. En los humedales de este estudio la relación DQO/NT efluente fue siempre menor que 1, esto podría explicar la ausencia de desnitrificación. Saeed y Sun, señalan que la desnitrificación queda limitada por la disponibilidad de DQO en los humedales verticales.

Los rendimientos observados en eliminación de materia orgánica y nitrógeno amoniacal en el humedal con plantas de este estudio guardan proximidad con los publicados por otros investigadores (Tabla 7). En los casos de Barros (2009) y Tietz et al. (2007), los humedales verticales funcionaron como tratamiento secundario de aguas residuales urbanas decantadas.

### Efecto de la carga hidráulica

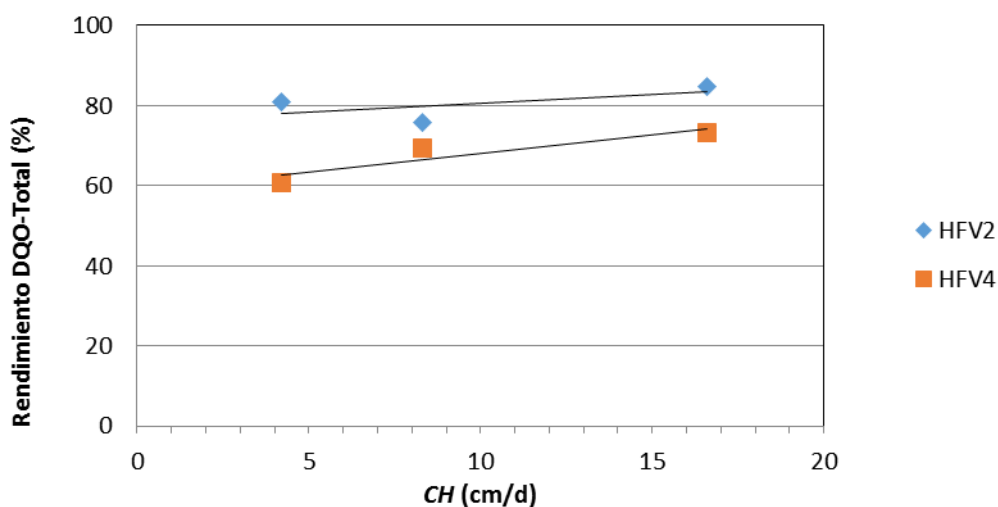
Para cada fase experimental en estado estacionario se analiza el efecto de la carga hidráulica sobre el rendimiento en eliminación de varios contaminantes. En cada fase experimental se realizaron 5 mediciones en estado estacionario ( $n = 5$ ). Por lo tanto, en las Figs. 7 - 12 cada punto representa la media de 5 valores medidos.

**Tabla 7.-** Comparación de rendimientos observados en otros HAFV

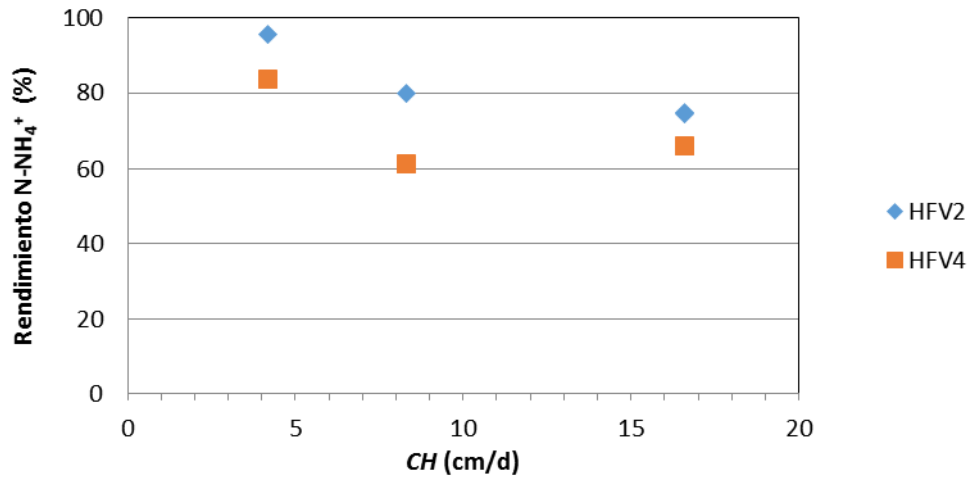
| Autor                  | Carga  | Rendimiento  |
|------------------------|--|--|
| Barros, 2009           | 8- 23 g DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> /d                        | 80 % DBO <sub>5</sub><br>60-80 % NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>                    |
| Matamoros et al., 2007 | 3- 37 g DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> /d<br>(CH: 1.3 – 16 cm/d) | 97 - 99 % DBO <sub>5</sub><br>99 % NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>                  |
| Salas, 2010            | 17 g DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> /d                           | 94 % DBO <sub>5</sub><br>88 % DQO<br>67 % NH <sub>4</sub> <sup>+</sup><br>72% NT |
| Tietz et al., 2007     | 20 g DQO/m <sup>2</sup> /d<br>(CH: 6 cm/d)                         | 95 % DQO<br>99 % NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>                                    |
| Este estudio           | 4.6 – 14 g DQO/m <sup>2</sup> /d<br>(CH: 4 – 17 cm/d)              | 76 - 85 % DQO<br>75 – 96 % NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>                          |

En orden cronológico, los valores de CH ensayados fueron (en cm/d): 8.3; 4.2 y 16.6. Para este rango de cargas el rendimiento promedio en eliminación de DQO fue estable, en torno a 80 % en el HFV2 y a un 70 % en el lecho sin plantas (Fig. 7). Además, los resultados sugieren que la concentración de DQO efluente en estado estacionario no fue afectada significativamente por el rango de CH ensayado (Tabla 6). El humedal con plantas siempre presentó mejor calidad en el efluente en cuanto a DQOT y DQOS.

El rendimiento en eliminación de nitrógeno amoniacal tiende a disminuir con el aumento de la carga hidráulica (Fig. 8). Los mecanismos de eliminación de amonio son el crecimiento celular, y principalmente la nitrificación, siendo esta más eficaz cuanto mayor es el tiempo de retención hidráulica (menor carga hidráulica). En todos los casos, el humedal con plantas presenta mejores rendimientos que el lecho sin plantas.



**Figura 7.-** Efecto de la carga hidráulica sobre la eliminación de materia orgánica (DQOT)



**Figura 8.-** Eliminación de nitrógeno amoniacal en función de la carga hidráulica

El balance de NT antes discutido sugiere que en el sistema no se produjo pérdida neta de nitrógeno. Por lo tanto, se puede estimar la carga de nitrificación mediante la siguiente aproximación:

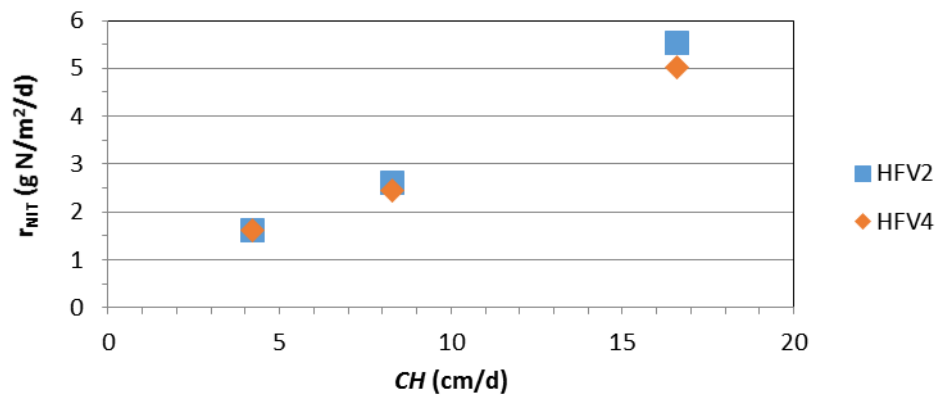
$$r_{NIT} = CH(NO_{X,EF} - NO_{X,AF}) \quad (\text{Ec. 2})$$

Donde:

$r_{NIT}$  = carga superficial de nitrificación (g N/m<sup>2</sup>/d)

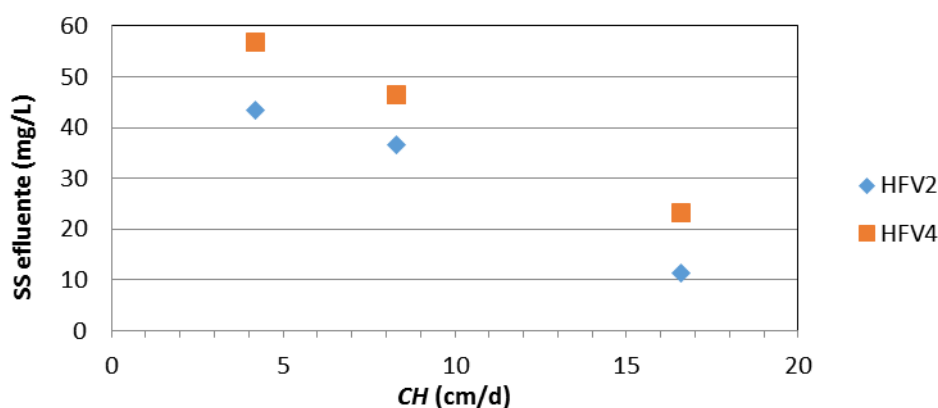
$NO_X$  = conc. nitrógeno oxidado (mg N/L) = (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

La tasa de nitrificación presentó una proporción directa con la carga hidráulica. Además, no se observó diferencia significativa en la velocidad de la nitrificación entre el humedal con y sin macrofitas (Fig. 9). Esto sugiere que la cinética de eliminación del amonio está principalmente condicionada por la biocenosis nitrificante desarrollada sobre el sustrato.



**Figura 9.-** Efecto de la carga hidráulica sobre la tasa de nitrificación en estado estacionario

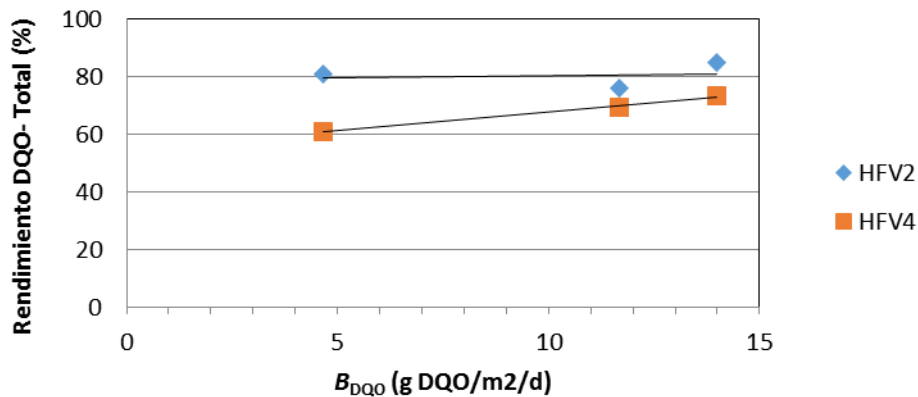
En cuanto a los sólidos en suspensión, se aprecia una menor concentración efluente con la mayor carga hidráulica, la cual se produce en la fase III (Fig. 10). Los resultados sugieren que la reducción de SS mejora con la edad de los humedales, debido a los fenómenos de colmatación y de obstrucción de los poros. En la fase III, la concentración media de SS en el afluente y los efluentes de HFV2 y HFV4 fue de 14, 11 y 23 mg/L, respectivamente (Tabla 6). Es decir, el humedal con plantas mejora la calidad media del efluente, mientras que el lecho sin plantas todavía (se trata de la última fase experimental) no fue capaz de conseguir un rendimiento positivo.



**Figura 10.-** Efecto de la carga hidráulica sobre la concentración efluente de SS

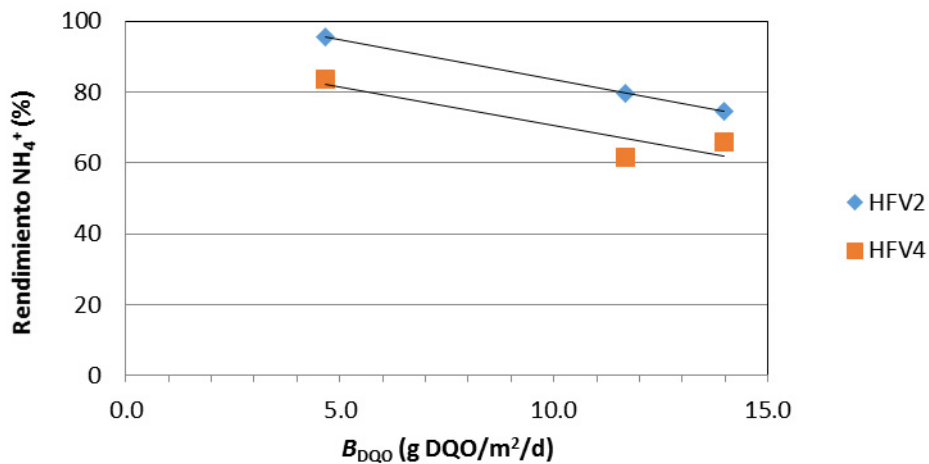
#### Efecto de la carga orgánica aplicada

Para cada fase experimental en estado estacionario se analiza el efecto de la carga orgánica sobre los rendimientos de eliminación de varios contaminantes. En las Figs. 11 - 13 cada punto representa la media de las 5 mediciones realizadas durante el estado estacionario. La carga orgánica aplicada,  $B_{DQO}$  (g DQO/m<sup>2</sup>/d), resulta de la combinación de la carga hidráulica con la concentración afluente promedio de DQOT durante el estado estacionario en cada fase. Por ser un tratamiento terciario y/o de afino, los sistemas funcionaron con bajas cargas orgánicas aplicadas. Los resultados señalan que la eliminación de materia orgánica medida como DQOT fue casi independiente de la  $B_{DQO}$  en el humedal con plantas (Fig. 11). El rendimiento es siempre mayor en el HFV2 que en el HFV4. No obstante, es de esperar que a mayores cargas orgánicas cada humedal reduzca su rendimiento en eliminación de materia orgánica medida como DQOT. Por lo tanto, hay margen para aplicar mayores cargas orgánicas, siempre teniendo en cuenta su afectación a la cinética y alcance de la nitrificación. La carga orgánica es un factor limitante de la nitrificación, ya que implica un consumo del oxígeno disponible.



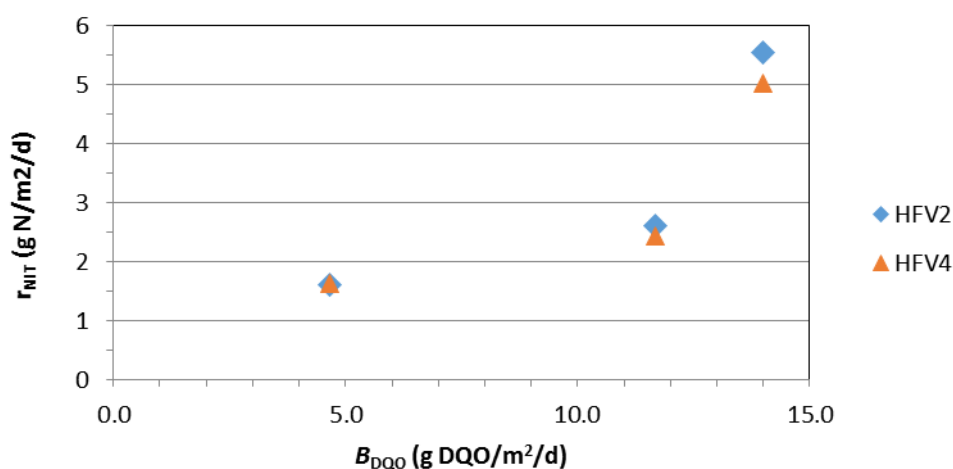
**Figura 11.-** Efecto de la carga orgánica sobre la eliminación de materia orgánica medida como DQO en estado estacionario

El rendimiento de eliminación de amonio disminuye con el aumento de la carga orgánica (Fig. 12). Las bacterias nitrificantes tendrían mayor limitación de oxígeno cuanto mayor sea la carga orgánica. Se observa también que los mayores rendimientos siempre corresponden al humedal con plantas.



**Figura 12.-** Efecto de la carga orgánica sobre la eliminación de amonio en estado estacionario

La tasa de nitrificación mantuvo una proporcionalidad lineal con la carga orgánica, similar a lo anteriormente visto con la *CH* (Fig. 13). Los resultados sugieren que el rango de carga orgánica fue suficientemente bajo, de modo que la velocidad de la nitrificación no fue afectada. En términos de volumen, la carga orgánica promedio en el humedal con plantas fue de: 0.015; 0.006 y 0.018 kg DQO/m<sup>3</sup>/d (orden cronológico). Estas son cargas muy bajas, por ejemplo comparadas con las que se aplican a procesos biopelícula del tipo lechos bacterianos, de allí que no hayan influido negativamente en la cinética de la nitrificación.



**Figura 13.-** Efecto de la carga orgánica sobre la velocidad de la nitrificación en estado estacionario

#### Efecto de la carga aplicada de nitrógeno

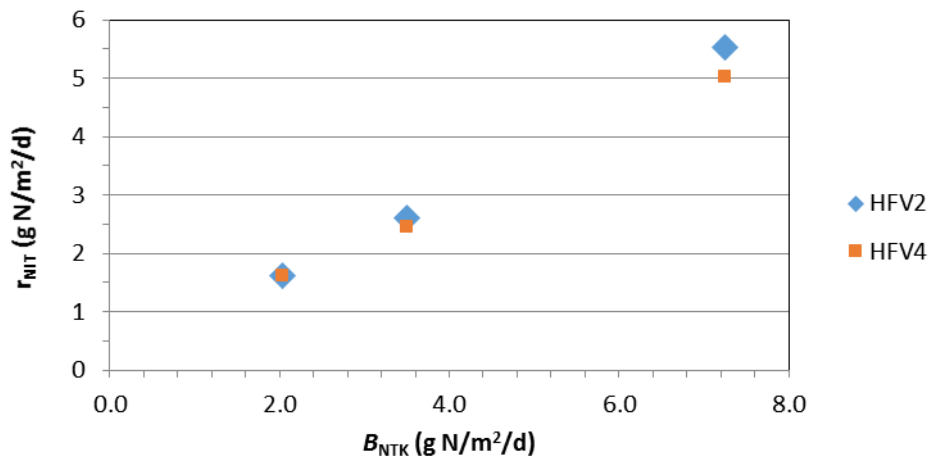
En las Figs. 14 y 15 cada punto representa la media de 5 valores observados en cada fase en estado estacionario. En el agua problema, las formas oxidadas de nitrógeno no presentaron concentración significativa. De modo que, el análisis se centra en los efectos de la carga superficial de NTK ( $B_{NTK}$ ) sobre la cinética de la nitrificación y la eliminación del amonio.

La velocidad superficial de la nitrificación (g N/m<sup>2</sup>/d) sigue una relación lineal con la carga aplicada de NTK (Fig. 14). Estos resultados sugieren que hay margen para ensayar con mayores cargas superficiales de NTK, en la búsqueda del establecimiento de la carga máxima a partir de la cual la velocidad de nitrificación se mantenga estable. En la carga aplicada de NTK vuelve a repercutir la carga hidráulica, de allí que la relación entre rendimiento y  $B_{NTK}$  sea similar a la relación entre rendimiento y  $CH$ .

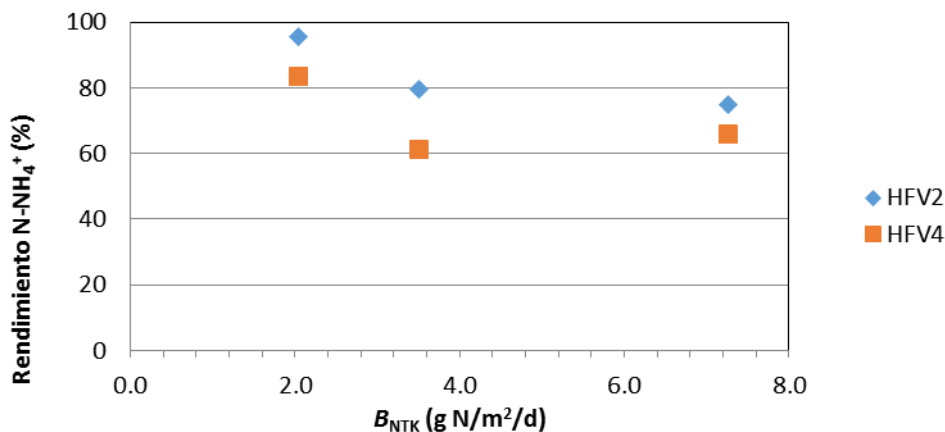
Por otra parte, el rendimiento en eliminación de amonio tiende a disminuir con el aumento de la carga aplicada de NTK. La disminución del rendimiento es más acusado en el primer tramo de la curva, y después aparentemente el rendimiento tiende a estabilizarse (Fig. 15).

La carga aplicada de NTK expresada en g N por m<sup>2</sup> de gravilla por día tendría un rango de 0,02 a 0,45 (asumiendo que la superficie específica de la gravilla fue de 136 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, ver Tabla 4). Los lechos bacterianos de nitrificación terciaria se diseñan con un criterio de carga aplicada de 1,5 g NTK/m<sup>2</sup>/d (US-EPA, 1975). Es decir, comparativamente la carga de NTK aplicada a los humedales estudiados se puede considerar baja o muy baja.

Los dos lechos, con plantas y sin plantas, han presentado oxidación conjunta de materia orgánica y de amonio, esto sugiere que la biocenosis desarrollada es similar en ambos. Tietz et al. (2007) analizaron y observaron que la población bacteriana en humedales de flujo vertical, con y sin plantas, es prácticamente la misma.



**Figura 14.-** Efecto de la carga de NTK sobre la cinética de la nitrificación en estado estacionario



**Figura 15.-** Efecto de la carga de NTK sobre la eliminación de amonio en estado estacionario

### 2.3.- Conclusiones

Los humedales estudiados han funcionado eficazmente como tratamiento de afino de materia orgánica (DQO) y como tratamiento terciario de nitrificación total.

Para los contaminantes evaluados se obtienen mejores resultados en el humedal con plantas que en el humedal sin plantas. El humedal de lirio obtiene una mejora de al menos 10 puntos porcentuales en eliminación de materia orgánica medida como DQO y amonio.

En general, se produjo un aumento de sólidos en suspensión efluente asociado al arrastre hidráulico y a la generación de plancton. Por otra parte, se observó que con el paso del tiempo la calidad efluente en SS mejoró, probablemente debido a una reducción

de la porosidad del lecho. La concentración de nitrógeno orgánico aumentó en el efluente del humedal. Esto iría asociado al arrastre de sólidos antes indicado.

El aumento de la carga hidráulica produjo una disminución del rendimiento en eliminación de nitrógeno amoniacal. Sin embargo, la cinética de la nitrificación aumentó cuando se incrementó la *CH*. Como consecuencia de la oxidación del amonio, los valores de pH efluente caen hasta 4 en el humedal con plantas y a valores comprendidos entre 5-6 en el humedal sin plantas. Habría la necesidad de corregir el pH, porque el vertido incumpliría los límites establecidos por varias normas, en general entre 5.5 y 8.5 unidades de pH.

En cuanto a nitrato, se observa mayor concentración siempre en el humedal con plantas que en el humedal sin plantas. En cambio la concentración de nitrito efluente es algo mayor en el humedal sin plantas. Esto sugiere que la aireación en el HFV2 es mayor debido a las plantas, y esto hace que la segunda etapa de la nitrificación ( $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$ ) sea más eficaz.

El análisis de los pares “rendimiento vs. carga”, y “concentración efluente vs. carga” sugiere que el humedal estudiado tiene capacidad de asimilar una mayor carga superficial de DQO y de nitrógeno amoniacal.

Los resultados sugieren que la incorporación de una capa de turba como constituyente del sustrato produce un incremento de la superficie específica disponible para el desarrollo de una biocenosis nitrificante, lo cual estimula un elevado grado de nitrificación a pesar de los reducidos tiempos de retención hidráulica del proceso.

**Agradecimientos.** – Parte de los trabajos fueron financiados por la E.P.E. Augas de Galicia (España). El caso piloto contó con la participación de la empresa ADANTIA, S.L. a través de convenio con la Fundación Universidade da Coruña. Parte de la financiación con cargo a la ayuda 07MDS011E, concedida por la Xunta de Galicia.

### 3.- REFERENCIAS

- Abidi, S., Kallali, H., Jedidi, N., Bouzaiane, O., Hassen, A. (2009). Comparative pilot study of the performances of two constructed wetland wastewater treatment hybrid systems. *Desalination*, **246**: 370–377.
- Augas de Galicia (2007). Directrices de Saneamiento en el Medio Rural de Galicia. Informe elaborado por GEAMA-UDC.
- Ávila C., Salas J.J., Martín I, Aragón C, García J. (2013). Integrated treatment of combined sewer wastewater and stormwater in a hybrid constructed wetland system in southern Spain and its further reuse. *Ecological Engineering*, **50**: 13–20
- Ayaz, S. C. (2008). Post-treatment and reuse of tertiary treated wastewater by constructed wetlands. *Desalination*, **226**: 249–255.
- Barko, J. W., Gunnison, D. y Carpenter, S. R. (1991). Sediment interactions with submerged macrophyte growth and community dynamics. *Aquat. Bot.*, **41**: 41-65.
- Barros de Oliveira, M. (2009). “Estudio sobre los rendimientos de depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales artificiales con flujo vertical”. Tesis de Máster en Ingeniería del Agua. Universidade da Coruña.



- Brix, H., Arias, C. A. (2005). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*, **25**(5): 491 – 500.
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Wat. Sci. Tech.*, **35**(5): 11-17.
- Brix, H.; Schierup, H.-H. (1989). The use of macrophytes in water pollution control. *AMBIO*, **18**: 100-107.
- Cooper, P.F.; Job, G.D.; Green, M.B.; Shutes, R.B.E. (1996). *Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*; WRc Publications: Medmenham, UK.
- Cooper, P. (1999). A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Wat. Sci. Tech.*, **40**(3): 1-9.
- Cooper, P. (2005). The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. *Wat. Sci. Tech.*, **51**(9): 81-90.
- Directiva del Consejo de 21 de mayo de 1991, sobre tratamiento de aguas residuales urbanas (91/271/CEE).
- Dittmer, U., Meyer, D., Langergraber, G. (2005). Simulation of a subsurface vertical flow constructed wetland for CSO treatment. *Wat. Sci. Technol.*, **51**(9): 225-232.
- García J.; y Corzo A. (2008). Depuración con Humedales Construidos. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial. España, Dpto. Ing. Hidráulica, Marítima y Ambiental, Universidad Politécnica de Cataluña.
- Green, M., Friedler, E., Ruskola, Y., Safrai, I. (1997). Investigation of alternative method for nitrification in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.*, **35**(5): 63-70.
- Kadlec, R. H., Knight, R. L. (1996). *Treatment wetlands*. CRC Press: Boca Raton (USA).
- Kuschik, P., Wießner, A., Kappelmeyer, U., Weißbrodt, E., Kästner, M., Stottmeister, U. (2003). Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. *Wat. Res.*, **37**: 4236-4242.
- Matamoros, V., Arias, C., Brix, H., Bayona, J.M. (2007). Removal of PPCPs from urban wastewater in a pilot vertical flow constructed wetland and a sand filter. *Env. Sci. Tech.*, **41**(23): 8171-8177.
- Platzer, Chr. (1998). Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. In: *Proceedings – 6<sup>th</sup> Int. Conf. on Wetland systems for water pollution control*. Sep 27<sup>th</sup> to Oct 2<sup>nd</sup>, Sao Pedro, Brazil.
- Pettecrew, E. L., Kalff, J. (1992). Water flow and clay retention in submerged macrophyte beds. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **49**: 2483-2489.
- Saeed, T., Sun, G. (2011). Kinetic modelling of nitrogen and organics removal in vertical and horizontal flow wetlands. *Water Research*, **45**: 3137-3152.
- Salas, J. J. (2010). Experiencia práctica: Planta Experimental de Carrión de los Céspedes (Sevilla). Jornada de “Nuevas tendencias y retos tecnológicos en la depuración de aguas residuales”. Valladolid, 15 de diciembre.
- Schulz, R., Peall, S.K.C. (2001). Effectiveness of a constructed wetland for retention of nonpoint-source pesticide pollution in the Lourens River catchment, South Africa. *Environ. Sci. Technol.*, **35** (2): 422–426.
- Sorrell, B. K., Armstrong, W. (1994). On the difficulties of measuring oxygen release by root systems of wetland plants. *J. Ecol.*, **82**: 177-183.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1998). 20<sup>th</sup> edn, American Public Health Association / American Water Works Association / Water Environment Federation, Washington DC, USA.

- Tietz, A., Kirschner, A., Langergraber, G., Sleytr, K., Haberl, R. (2007). Characterization of microbial biocenosis in vertical subsurface flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, **380**: 163-172.
- US-EPA (1975). "Process design manual for nitrogen control". EPA-625/1-75-007; U.S. Environmental Protection Agency: Cincinnati, OH, USA.
- US-EPA. (2000). *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater. Manual. EPA 625/R-99/010*; U.S. Environmental Protection Agency: Cincinnati, OH, USA.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L. (2008). "Types of constructed wetlands for wastewater treatment". In: *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-surface Flow*, vol. 14. Springer: New York.
- Zhou, W., Huang, M., Nian, Y. (2006). Effects of plant selection on the nitrobacteria density in rhizosphere and nitrogen removal in constructed wetlands. *Environmental Engineering*, 3.