

Humedal de flujo vertical para tratamiento terciario del efluente físico-químico de una estación depuradora de aguas residuales domésticas

Subsurface Vertical Flow Constructed Wetland for Tertiary Treatment of Effluent of Physical-Chemical Process of a Domestic Wastewater Treatment Plant

Rodríguez-González María Reyes

Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente
Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos,
Canales y Puertos, Universidad de Coruña
Correo: reyesrodriguezgonzalez@gmail.com

Molina-Burgos Judith

Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente
Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos,
Canales y Puertos, Universidad de Coruña
Correo: jmolina@udc.es

Jácome-Burgos Alfredo

Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente
Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos,
Canales y Puertos, Universidad de Coruña
Correo: ajacome@udc.es

Suárez-López Joaquín

Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente
Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos,
Canales y Puertos, Universidad de Coruña
Correo: jsuarez@udc.es

Información del artículo: recibido: enero de 2012, aceptado: junio de 2012

Resumen

Alimentados con el efluente de un proceso físico-químico de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) se explotaron 2 humedales de flujo vertical, uno sembrado con la especie *Iris pseudacorus* (HFV2) y el otro sin ningún tipo de vegetación (HFV4). La composición del lecho fue (en cm): 20 de arena, 10 de turba, 40 de gravilla y 10 de grava. Se realizaron 3 fases experimentales ensayándose las siguientes cargas hidráulicas (CH): 4.2; 8.3; y 16.6 cm/d (orden cronológico). La evaluación se realizó durante el estado estacionario del proceso. En el humedal con *I. pseudacorus* la eliminación media de DQO fue de 81%, mientras que en el lecho sin plantas fue de 68%. La eliminación de DQO se mantuvo cuasi-constante, independiente de la carga hidráulica y orgánica. 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 dos 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.

Descriptores:

- humedal artificial
- *Iris pseudacorus*
- tratamiento de afino
- nitrificación

Abstract

In this study two subsurface vertical flow constructed wetlands were operated and fed with the effluent of physical-chemical process of a municipal wastewater treatment plant, one was planted with the specie *Iris pseudacorus* (HFV2), and the other one unplanted any kind of vegetation (HFV4). The beds had a depth of 0.80 m and were filled with (in cm): 20 coarse-sand, 10 peat moss, 40 fine-gravel and 10 gravel. Three experimental stages were developed with the next hydraulic load (HL): 4.2; 8.3; and 16.6 cm/d (chronological order). The process was evaluated since the steady state was reached. The average removal of COD of the planted wetland with *I. pseudacorus* was about 81%, whereas into the unplanted substrate was of 68%. This removal of COD was kept constant and was independent of the hydraulic and organic loads. The removal of $\text{NH}_4\text{-N}$ ranged between 75% and 96% in the HFV2, and from 66% to 83% in the HFV4. The high ammonia removal was obtained for the smallest hydraulic load. In the first two phases the performance in removing suspended solids was very low. Most suspended solids removal was observed with maximum hydraulic load that was the last of the series. This suggests that the bed porosity was lost, increasing the efficiency of retention of suspended solids by filtration.

Keywords:

- constructed wetland
- *Iris pseudacorus*
- polish treatment
- nitrification

Introducción

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). En estos sistemas ocurre un número importante de procesos físicos, químicos y biológicos interrelacionados. Varios investigadores han informado sobre la aplicación de humedales como una opción eficaz de bajo costo 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, etcétera, 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; sin embargo, los humedales pueden solucionar eficazmente esta situación. Los efectos hidráulicos adversos son más severos en el caso de las tecnologías con cultivos bacterianos nitrificantes en suspensión (p.ej.: aireación prolongada, oxidación total, etcétera). Sin embargo, los humedales pueden acumular una gran población de bacterias nitrificantes en la rizosfera de las plantas, sobre todo de las especies *Zizaniacuduciflora*, *Scirpusvalidus*, *Iris pseudacorus*, bajo condiciones adecuadas de OD y pH sin verse afectadas tan drásticamente por las sobrecargas hidráulicas (Zhouet *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 dispersas 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 periodos secos.

El objetivo general de este 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.

Materiales y métodos

Características de la planta piloto de humedales

La planta experimental cuenta con un tanque cilíndrico de cabecera desde el cual se bombea el agua problema hacia los humedales artificiales de flujo vertical: HFV2 (con plantas) y HFV4 (sin plantas). Inicialmente, los humedales utilizados en este trabajo fueron construidos y plantados para su estudio y evaluación como tratamiento secundario de agua residual urbana pretratada (Barros, 2009). Se instalaron, y a la fecha continúan en la EDAR del núcleo de O Quenllo, municipio de Carral (Galicia, España). El sustrato de los humedales se compone de cuatro 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 una arena gruesa (de 2 mm) con el objetivo de evitar una rápida colmatación del medio. En cuanto a la capa de gravilla, se adoptó una granulometría de 10 mm con el objeto de tener la mayor superficie específica para el desarrollo de la biopelícula. Los humedales tienen una superficie horizontal de 1.3 m². Las características del sustrato se presentan en la tabla 1.

Vegetación

El humedal HFV2 tiene 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/m².

Densidades de 300-400 plantas/m² 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 (figura 1).



Figura 1. 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 emisores de 3 mm de diámetro. Para la aireación del sustrato se utilizaron 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 de 2011, los humedales fueron puestos en marcha y explotados. El primer mes fue un periodo de re-aclimatación del cultivo (estos humedales ya estaban en funcionamiento durante 1 año atrás, después permanecieron inactivos durante varios meses, sólo recibiendo agua de lluvia). Se realizaron 3 fases experimentales, cada una con carga hidráulica y de contaminación distinta. La carga de

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

Tabla 1. Características físicas del sustrato de los HFV (Adaptada de Barros, 2009)

contaminación es una variable operacional que se estima mediante:

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

donde:

B_i = carga superficial de contaminante i ($\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)

CH = carga hidráulica (cm/d)

C_i = concentración de contaminante i (g/m^3)

Q = caudal diario (L/d)

A = superficie del humedal (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 y de 3 minutos a lo largo de la experimentación. Entre pulso y pulso se daba una pausa de 57 minutos. Es decir, fueron ciclos 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 2.

Periódicamente se llevaron a cabo una serie de actividades de mantenimiento para conservar el buen funcionamiento del humedal:

- 1) una vez por semana la limpieza de bombas y sistemas de distribución,

- 2) cada vez que fue necesario la 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 Serguide). 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 de análisis de aguas (APHA, 1992). La DQO y las formas de nitrógeno total, amoniacal y nitrato se midieron con los métodos de cubeta-test Dr. Lange (Hach-Lange, Alemania).

Resultados y discusión

Características de las aguas

En la tabla 3 se presenta la composición promedio del agua problema y de los efluentes de los humedales HFV2 y HFV4 de cada fase experimental, asimismo se incluye la carga hidráulica experimental. Cada valor de concentración presentado en la tabla 3 es el resultado del promedio de 5 mediciones realizadas durante el estado estacionario en un lapso de 2 semanas.

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

	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_{DQO} (g DQO/m ² /d)	11.7	12.4	4.7	4.9	14.0	14.8
Carga de NTK, B_{NTK} (g N/m ² /d)	3.5	3.7	2.0	2.1	7.3	7.7

Tabla 2. Resumen de condiciones operacionales de cada fase experimental

Tabla 3. 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 ⁽¹⁾	165	10	26	215	2	24	170	0	14
NH ₄ ⁺	mg N/L	37	7.5	14	42	1.8	7.0	39	10	13
NO ₂ ⁻	mg N/L	0.01	0.09	0.14	0.02	0.05	0.06	0.01	0.03	0.08
NO ₃ ⁻	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 ⁽²⁾	mg/L	42	15	22	49	18	27	44	14	17
N-Org ⁽³⁾	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

⁽¹⁾ como CaCO₃; ⁽²⁾ NTK = NT - NO₃⁻ - NO₂⁻; ⁽³⁾ N-Org = NTK - NH₄⁺. AF = afluente. n.p. = no procede. DQOT = DQO total; DQOS = DQO soluble

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 2 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 de 81% en el humedal con plantas y de 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.

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

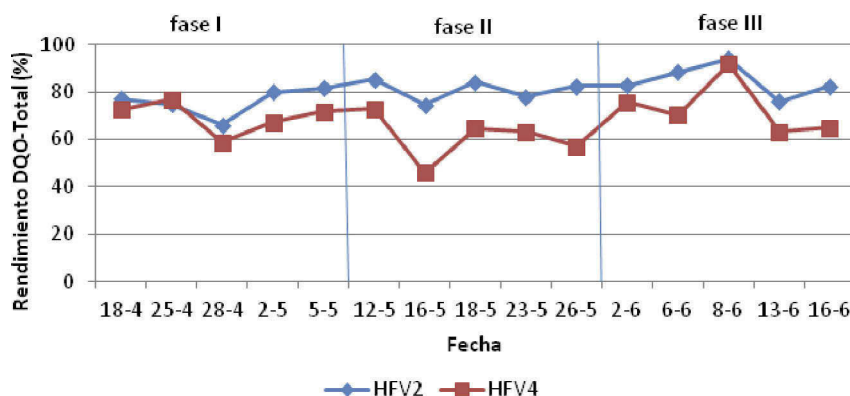


Figura 2. Rendimiento de eliminación de materia orgánica medida como DQO-Total en estado estacionario

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 y Kalff, 1992). Esto favorece la retención de sólidos por filtración, sin embargo, en un gran número de muestras individuales tomadas durante las fases estacionarias se observó una mayor concentración de SS en los efluentes de los humedales que en el agua problema (figura 3). Los resultados sugirieron que se produjo 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.

Los resultados establecen que en los dos humedales no se produjo una pérdida neta de nitrógeno, ya que la concentración media global ($n = 15$ muestras) de NT afluente 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 muestran que el arrastre de SS también es responsable del incremento de la concentración de N-Org efluente. La concentración de N-Orgefluente 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 afluente, a 9.2 mg/L y 10.4 mg/L, en los efluentes de los humedales HFV2 y HFV4, respectivamente.

Los dos 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 afluente, 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 3). La mayor acumulación de nitrito en el humedal sin plantas sería un indicador de una peor aireación que en el humedal cultivado. Esta 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 (nitrificación) 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 nitrificación fue de mayor grado en el HFV2. A pesar de eso, 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 produ-

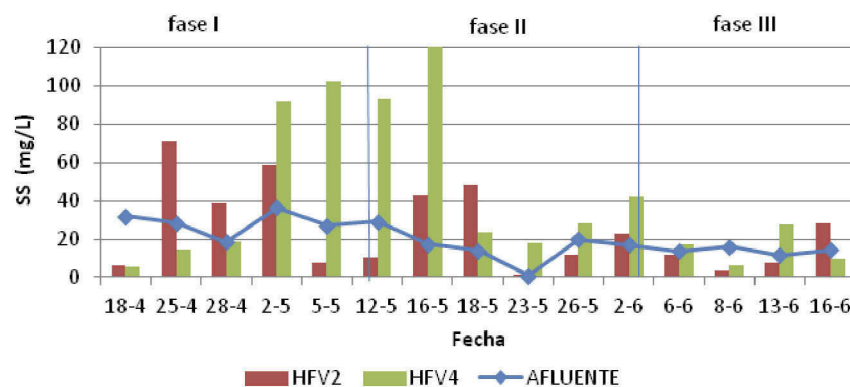


Figura 3. Evolución de los SS en estado estacionario

ciendo 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 al 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 mostró un pH próximo a 7. Para los vertidos de EDAR se suele admitir un pH entre 5.5 a 8.5. En este caso, es necesaria la 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 por lo que se 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 4). 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 analizó 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 figuras 4-9, cada punto representa la media de cinco valores medidos.

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 70% en el lecho sin plantas (figura 4). Además los resultados sugieren que la concentración de DQO efluente en estado estacionario no fue afectada significativamente por el rango de CH ensayado (tabla 3). 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.

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

Tabla 4. Comparación de rendimientos observados en otros HAFV

lica (figura 5). Los mecanismos de eliminación de amonio son el crecimiento celular, principalmente la nitrificación, siendo ésta 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.

El balance de NT 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:

$$r_{NT} = CH(NO_{X,EF} - NO_{X,AF}) \quad (2)$$

donde:

r_{NT} = carga superficial de nitrificación (g N/m²/d)
 NO_X = conc. nitrógeno oxidado (mg N/L) = (N-NO₂⁻ + N-NO₃⁻)

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 (figura 6). Esto sugiere que la cinética de eliminación del amonio está princi-

palmente condicionada por la biocenosis nitrificante desarrollada sobre el sustrato.

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 (figura 7). 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 3), es decir, el humedal con plantas mejora la calidad media del efluente, mientras que el lecho sin plantas (se trata de la última fase experimental) no fue capaz de conseguir un rendimiento positivo.

Efecto de la carga orgánica aplicada

Para cada fase experimental en estado estacionario se analizó el efecto de la carga orgánica sobre los rendimientos de eliminación de varios contaminantes. En las figuras 8-10 cada punto representa la media de las cinco mediciones realizadas durante el estado estacionario. La carga orgánica aplicada, B_{DQO} (g DQO/m²/d), resulta de la combinación de la carga hidráulica con la concentra-

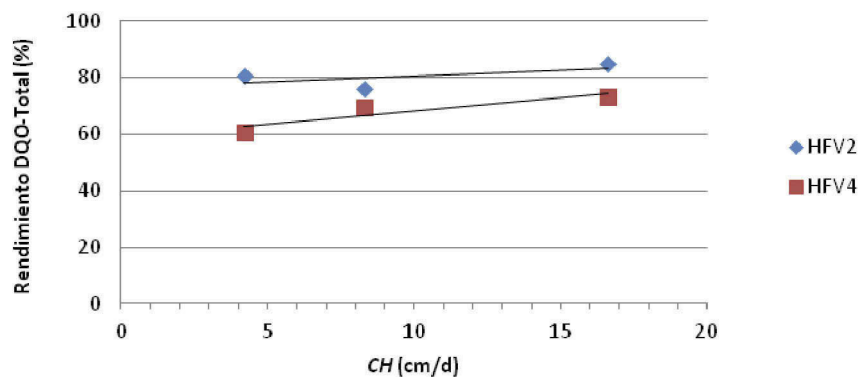


Figura 4. Efecto de la carga hidráulica sobre la eliminación de materia orgánica medida como DQOT

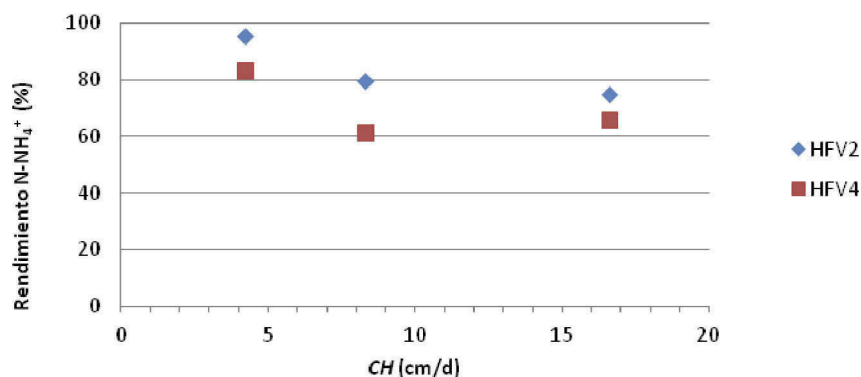


Figura 5. Eliminación de nitrógeno amoniacal en función de la carga hidráulica

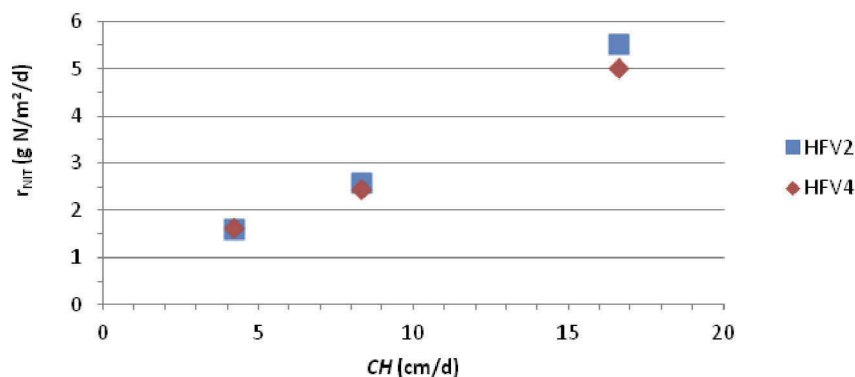


Figura 6. Efecto de la carga hidráulica sobre la tasa de nitrificación en estado estacionario

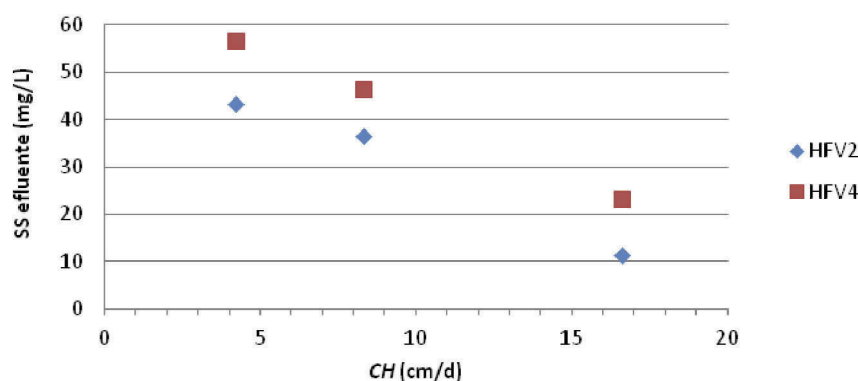


Figura 7. Efecto de la carga hidráulica sobre la concentración efluente de SS

ción 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. Así, los resultados señalan que la eliminación de materia orgánica medida como DQOT fue casi independiente de la B_{DQO} en el humedal con plantas (figura 8). 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.

El rendimiento de eliminación de amonio disminuye con el aumento de la carga orgánica (figura 9). Las bacterias nitrificantes tendrán mayor limitación de oxígeno cuanto mayor sea la carga orgánica. Se observa también que los mayores rendimientos siempre corresponden al humedal con plantas.

La tasa de nitrificación mantuvo una proporcionalidad lineal con la carga orgánica, similar a lo anteriormente visto con la CH (figura 10). Los resultados demuestran que el rango de carga orgánica fue sufi-

cientemente 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/m³/d (orden cronológico). Estas son cargas muy bajas comparadas con las que se aplican a un procesos biopelícula del tipo lechos bacterianos, por lo que no influyeron negativamente en la cinética de la nitrificación.

Efecto de la carga aplicada de nitrógeno

En las figuras 11 y 12 cada punto representa la media de cinco 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/m²/d) sigue una relación lineal con la carga aplicada de NTK (figura 11). 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 vuel-

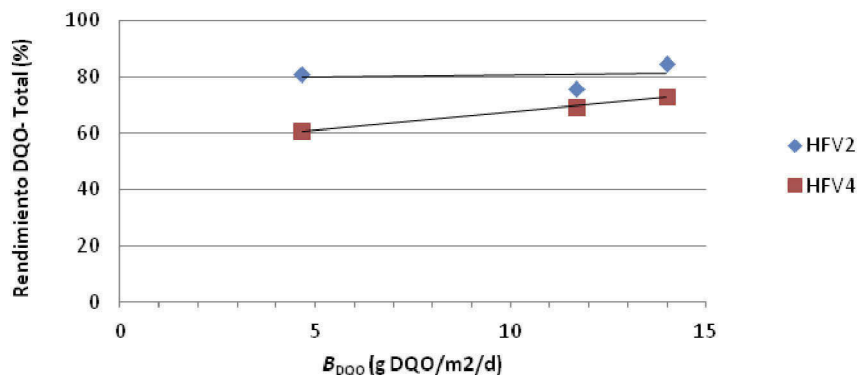


Figura 8. Efecto de la carga orgánica sobre la eliminación de materia orgánica medida como DQO en estado estacionario

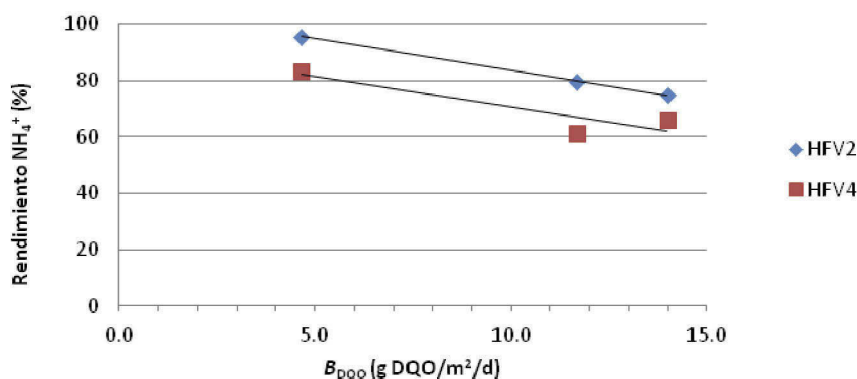


Figura 9. Efecto de la carga orgánica sobre la eliminación de amonio en estado estacionario

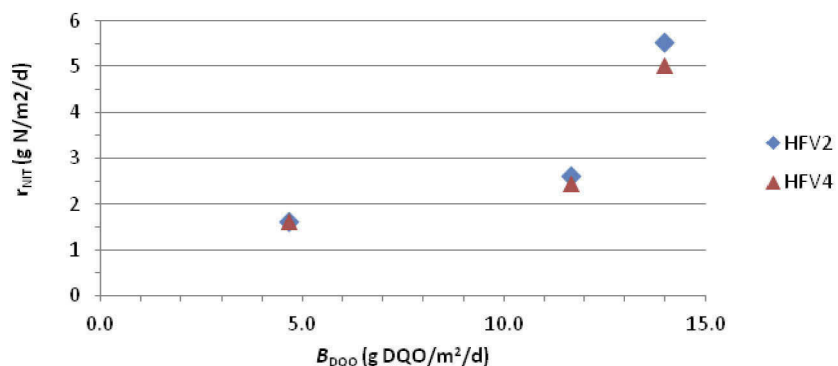


Figura 10. Efecto de la carga orgánica sobre la velocidad de la nitrificación en estado estacionario

ve 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 (figura 12).

La carga aplicada de NTK expresada en g N por m² de gravilla por día tendría un rango de 0,02 a 0,45 (asu-

miendo que la superficie específica de la gravilla fue de 136 m²/m³, ver tabla 1). Los lechos bacterianos de nitrificación terciaria se diseñan con un criterio de carga aplicada de 1,5 g NTK/m²/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

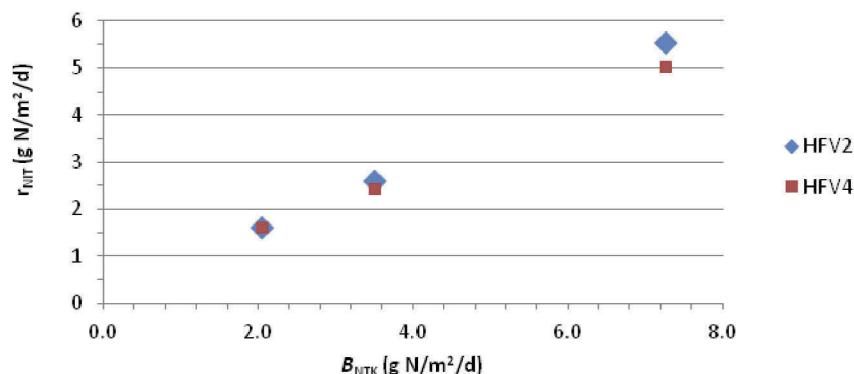


Figura 11. Efecto de la carga de NTK sobre la cinética de la nitrificación en estado estacionario

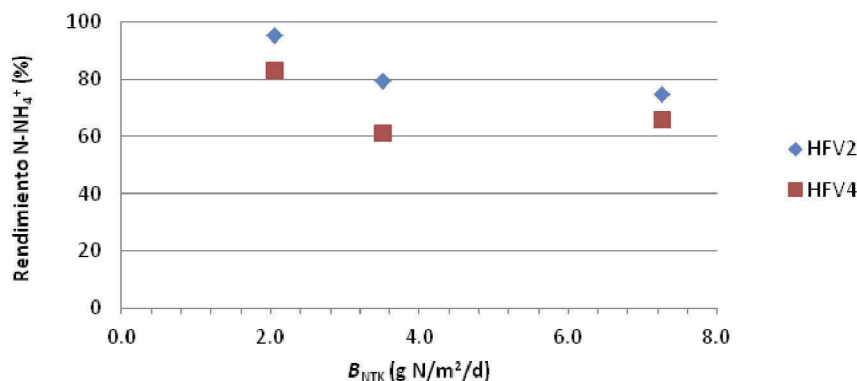


Figura 12. Efecto de la carga de NTK sobre la eliminación de amonio en estado estacionario

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.

Conclusiones

Los humedales estudiados han funcionado eficazmente como tratamiento de afino (o pulimento) 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 podría asociarse al arrastre de sólidos antes indicado.

El aumento de la carga hidráulica produjo una disminución del rendimiento en eliminación de nitrógeno

amoniaco, 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 amoniaco.

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

Este trabajo ha contado con la participación de la empresa ADANTIA, S.L., a través de convenio con la Fundación Universida de Coruña. Parte de la financiación con cargo a la ayuda 07MDS011E, concedida por la Xunta de Galicia.

Referencias

- Abidi S., Kallali H., Jedidi N., Bouzaiane O., Hassen A. Comparative Pilot Study of the Performances of Two Constructed Wetland Wastewater Treatment Hybrid Systems. *Desalination*, volumen 246, 2009: 370-377.
- APHA-AWWA-WPCF. *Métodos normalizados para el análisis de las aguas*, edición española por Díaz de Santos, Madrid, 1992.
- Ayaz S.C. Post-Treatment and Reuse of Tertiary Treated Wastewater by Constructed Wetlands. *Desalination*, volumen 226, 2008: 249-255.
- Barko J.W., Gunnison D., Carpenter S.R. Sediment Interactions with Submerged Macrophyte Growth and Community Dynamics. *Aquat. Bot.*, volumen 41, 1991: 41-65.
- Barros de Oliveira M. *Estudio sobre los rendimientos de depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales artificiales con flujo vertical*, tesis (máster en ingeniería del agua), España, Universidad de Coruña, 2009, 200 p.
- Brix H., Arias C.A. The Use of Vertical Flow Constructed Wetlands for On-Site Treatment of Domestic Wastewater: New Danish Guidelines. *Ecological Engineering*, volumen 25 (número 5), 2005: 491-500.
- Brix H. Do Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment Wetlands? *Wat.Sci.Tech.*, volumen 35 (número 5), 1997: 11-17.
- Cooper P.A Review of the Design and Performance of Vertical-Flow and Hybrid Reed Bed Treatment Systems. *Wat. Sci. Tech.*, volumen 40 (número 3), 1999: 1-9.
- Cooper P. The Performance of Vertical Flow Constructed Wetland Systems with Special Reference to the Significance of Oxygen Ttransfer and Hydraulic Loading Rates. *Wat.Sci.Tech.*, volumen 51 (número 9), 2005: 81-90.
- Dittmer U., Meyer D., Langergrabe, G. Simulation of a Subsurface Vertical Flow Constructed Wetland for CSO Treatment. *Wat. Sci. Technol.*, volumen 51 (número 9), 2005: 225-232.
- García J. y Corzo A. *Depuración con humedales contruidos. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial*, España, Dpto. de Ing. Hidráulica, Marítima y Ambiental, Universidad Politécnica de Cataluña, 2008.
- Green M., Friedler E., Ruskola Y., Safrai I. Investigation of Alternative Method for Nitrification in Constructed Wetlands. *Wat. Sci.Tech.*, volumen 35 (número 5), 1997: 63-70.
- Kadlec R.H., Knight R.L. *Treatment Wetlands*, CRC Press: Boca Raton, USA, 1996.
- Kusch P., Wießner A., Kappelmeyer U., Weißbrodt E., Kästner M., Stottmeister U. Annual Cycle of Nitrogen removal by a Pilot-Scale Subsurface Horizontal Flow in a Constructed Wetland Under Moderate Climate. *Water Research*, volumen 37, 2003: 4236-4242.
- Matamoras V., Arias C., Brix H., Bayona J.M. Removal of PPCPs from Urban Wastewater in a Pilot Vertical Flow Constructed Wetland and a Sand Filter. *Env. Sci. Tech.*, volumen 41 (número 23), 2007: 8171-8177.
- Platzer Chr. Design Recommendation for Subsurface Flow Constructed Wetlands for Nitrification and Denitrification, on: Proceedings 6th Int. Conf. on Wetland Systems for Water Pollution Control, septiembre 27a octubre 2, Sao Pedro, Brazil, 1998.
- Pettecrew E.L., Kalff J. Water Flow and Clay Retention in Submerged Macrophyte Beds. *Can. J. Fish.Aquat. Sci.*, volumen 49, 1992: 2483-2489.
- Saeed T. y Sun G. Kinetic Modelling of Nitrogen and Organics Removal in Vertical and Horizontal Flow Wetlands. *Water Research*, volumen 45, 2011: 3137-3152.
- Salas J.J. 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, 2010.
- Schulz R. y Peall, S.K.C. Effectiveness of a Constructed Wetland for Retention of Nonpoint-Source Pesticide Pollution in the Lourens River Catchment, South Africa. *Environ. Sci. Technol.*, volumen 35 (número 2), 2001: 422-426.
- Sorrell B.K. Armstrong, W. On the Difficulties of Measuring Oxygen Release by Root Systems of Wetland Plants. *J. Ecol.*, volumen 82, 1994: 177-183.
- Tietz A., Kirschner A., Langergraber G., Sleytr K., Haberl R. Characterization of Microbial Biocenosis in Vertical Subsurface Flow Constructed Wetlands. *Science of the Total Environment*, volumen 380, 2007: 163-172.
- US-EPA. Process Design Manual for Nitrogen Control, US Environ. Prot. Agency, Office of Technology Transfer, EPA-625/1-75-007, 1975.
- Vymazal J. y Kröpfelová L. Types of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, on: Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-surface Flow, volumen 14, Nueva York, verano 2008, 121 p.
- Zhou W., Huang M., Nian Y. Effects of Plant Selection on the Nitrobacteria Density in Rhizosphere and Nitrogen Removal in Constructed Wetlands. *Environmental Engineering*, volumen 3, 2006.

Este artículo se cita:

Citación estilo Chicago

Rodríguez-González, María Reyes, Judith Molina-Burgos, Alfredo Jácome-Burgos, Joaquín Suárez-López. Humedal de flujo vertical para tratamiento terciario del efluente físico-químico de una estación depuradora de aguas residuales domésticas. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, XIV, 02 (2013): 223-235.

Citación estilo ISO 690

Rodríguez-González M.R., Molina-Burgos J., Jácome-Burgos A., Suárez-López J. Humedal de flujo vertical para tratamiento terciario del efluente físico-químico de una estación depuradora de aguas residuales domésticas. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, volumen XIV (número 2), abril-junio 2013: 223-235.

Semblanza de los autores

María Reyes Rodríguez-González. Maestra en ingeniería del agua por la Universidad de Coruña (2010). Es ingeniera de caminos canales y puertos por la Universidad de Coruña (2008). Actualmente es ingeniera civil en la empresa Organización y Gestión de Proyectos y Obras. Ingeniera junior en EMALCSA (Empresa Municipal de Aguas de La Coruña) (2011). En 2007 trabajó en la empresa de prefabricados Prethor Ourense, perteneciente al Grupo Puentes.

Judith Molina-Burgos. Maestra en ingeniería sanitaria y ambiental por la Universidad de Cantabria (1991). Licenciada en química y farmacia por la Universidad de Guayaquil (1982). Es profesora asociada del máster en ingeniería del agua de la Universidad de Coruña (2007 a la fecha). Fue becaria de investigación (2002-2006) e investigadora ayudante (1997-2002) del grupo de ingeniería del agua y del medio ambiente de la Universidad de Coruña. Becaria de investigación en el Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente de la Universidad de Cantabria (1990-1994). Profesional de laboratorio de aguas del Instituto Ecuatoriano de Obras Sanitarias (1983-1990).

Alfredo Jácome-Burgos. Es doctor en ingeniería ambiental por la Universidad de Cantabria (1999). Maestro en ingeniería sanitaria por la Universidad de Cantabria (1990). Asimismo es ingeniero químico por la Universidad de Guayaquil (1987). Desde 1996 a la fecha, es profesor titular de ingeniería ambiental en la Escuela de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de la Universidad de Coruña. Investigador Asociado en el Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente de la Universidad de Cantabria (1990-1995). Técnico y profesional de laboratorio de aguas y ambiental del Instituto Ecuatoriano de Obras Sanitarias (1983-1989).

Joaquín Suárez-López. Doctor ingeniero de caminos, canales y puertos por la Universidad de Cantabria (1994). Es ingeniero de caminos, canales y puertos por la Universidad de Cantabria (1990). Igualmente, profesor titular de ingeniería sanitaria y ambiental en la Escuela de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de la Universidad de Coruña, UDC (de 1994 hasta la fecha). Actualmente es coordinador del grupo de investigación en ingeniería del agua y del medio ambiente de la UDC, también es coordinador de la maestría en ingeniería del agua de la UDC (2007-2009) y asesor científico de las administraciones públicas, estatal, regional y local del estado español (1996 a la fecha).