

ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO EN UN HUMEDAL CONSTRUIDO SUBSUPERFICIAL, PLANTADO CON *HELICONIA PSÍTTACORUM*

• Harry Gutiérrez-Mosquera • Miguel Ricardo Peña-Varón •
Universidad del Valle, Colombia

Resumen

Para investigar la influencia de la planta y la carga hidráulica en la eliminación de N en humedales contruidos de flujo sub-superficial horizontal (HFSS) para el tratamiento de aguas residuales domésticas, se montaron doce HFSS a escala de laboratorio (microcosmos), con lechos de soporte en grava, seis de ellos plantados con *Heliconia psittacorum* y otros seis sin plantar (controles), los cuales fueron expuestos a cargas hidráulicas de 0.02 y 0.05 m³ d⁻¹ (que equivalen a TRH de 2.5 y 1.0 día, respectivamente). Los resultados experimentales indicaron una mejor eficiencia de eliminación del NH₃, NO₃⁻ y DQO en los tratamientos expuestos a la menor carga hidráulica (0.02 m³ d⁻¹), alcanzando porcentajes de eliminación del 56.7, -24.0 y 69.8%, respectivamente. Mientras que bajo la mayor carga hidráulica (0.05 m³ d⁻¹), las eficiencias fueron del 33.6, -3.4 y 53.6%, respectivamente. Pese a que el porcentaje de asimilación en peso (g N/kg planta) de N por parte de la *Heliconia psittacorum* bajo la carga hidráulica de 0.05 m³ d⁻¹ sólo fue del 0.2%, se observó un efecto significativo en la eliminación de N por la *Heliconia* en los microcosmos plantados.

Palabras claves: asimilación por la planta, carga hidráulica, eliminación de nitrógeno, *Heliconia psittacorum*, humedal construido.

Introducción

Los humedales contruidos de flujo sub-superficial (HFSS) constituyen una solución de bajo costo ampliamente utilizada en el mundo para el tratamiento secundario y/o terciario de diferentes tipos de aguas residuales (Vymazal, 2009). Entre las especies de plantas comúnmente utilizadas en los HFSS se encuentran el cañamo (*Phragmites* sp.), el papiro (*Scirpus* sp.), el junco (*Juncus* sp.) y la tifa (*Typha* sp.), las cuales son de amplia distribución biogeográfica o cosmopolitas, y sobre las cuales, en un amplio número de experiencias, se reportan los procesos de transformación y eliminación del N que toman lugar en sistemas de HFSS ubicados en regiones estacionales (Iamchaturapatr *et al.*, 2007; Gottschall *et al.*, 2007; Sim *et al.*,

2008). Sin embargo, la utilización de plantas ornamentales en este tipo de regiones ha sido poco documentada, dado que ellos son originarios del neotrópico.

Pese a la amplia utilización de especies cosmopolitas en regiones estacionales, la eliminación de N y P por asimilación directa y cosecha de la planta ha sido muy discutida; en razón de lo anterior, Tanner (1995), y Greenway y Woolley (2000), reportan asimilaciones de N por parte de la planta entre 0.7 y 47%, mientras que Sawaitayothin y Polprasert (2007) reportan eficiencias de eliminación de N del 88% por parte de plantas de *Typha angustifolia* en un HFSS, lo cual indica que el papel de la vegetación en los HFSS es importante; el problema radica en que estas especies no han sido estudiadas completamente.

Por otra parte, en regiones tropicales donde las temperaturas ambientales son mayores y el fotoperiodo es relativamente constante, las plantas crecen más rápido durante todo el año; la asimilación de nutrientes por parte de la planta puede contribuir significativamente a aumentar la eliminación de N (Konnerup *et al.*, 2009). En este sentido, la EPA (1993) indicó que uno de los tópicos en futuras investigaciones con HFSS es la utilización de nuevas especies de plantas, las cuales, a partir del entendimiento de su interacción con los demás mecanismos de eliminación de N, pueden ser particularmente importantes para optimizar los diseños y el funcionamiento de los HFSS en zonas tropicales.

Teniendo en cuenta que muchas ciudades se localizan en regiones tropicales y subtropicales, y que a su vez poseen limitados recursos para la instalación de sistemas convencionales para el tratamiento de aguas residuales, el uso de plantas ornamentales en humedales para el tratamiento de aguas residuales puede y debe ser explorado (Belmont y Metcalfe, 2003).

En este sentido, pocos estudios reportan la utilización de plantas ornamentales en el tratamiento de aguas residuales (Belmont y Metcalfe, 2003; Konnerup *et al.*, 2009), lo cual muestra la nueva tendencia en tratamiento de aguas residuales con HFSS. La *Heliconia psittacorum* es una flor nativa del trópico americano, la cual genera el beneficio ambiental del tratamiento de las aguas residuales domésticas (Konnerup *et al.*, 2009) y, a su vez, beneficios económicos, al poderse comercializar su biomasa (Belmont y Metcalfe, 2003).

Considerando lo anterior, los objetivos del presente estudio son: 1) evaluar la influencia de la vegetación en la eliminación de N en un humedal construido de flujo subsuperficial; 2) estimar las tasas de eliminación de N de la planta (*Heliconia psittacorum*) en un humedal construido subsuperficial; 3) evaluar la influencia de la carga hidráulica en la eficiencia de eliminación de N por parte de la planta.

Metodología

Humedal a escala de laboratorio (microcosmos)

Este estudio se llevó a cabo en humedales construidos a escala de laboratorio (microcosmos) ubicados en un invernadero de la Universidad del Valle, Santiago de Cali, Colombia (3° 22' 23" N, 76° 31' 54" O). Para éste, se usaron doce unidades de microcosmos en el experimento de acuerdo con el procedimiento y metodología descrita por Kappelmeyer *et al.* (2002) (figura 1). Cada uno de los microcosmos consistió en un cilindro en polietileno de alta densidad de 0.36 m de diámetro y una altura de 0.45 m, al cual se le ubicó en el centro una malla de 0.32 m de diámetro y 0.40 m de alto.

Un tubo de succión en PVC de 38 mm de diámetro y 0.42 m de alto fue ubicado en el centro al interior de la canasta. El tubo de succión tenía varias perforaciones para mantener un flujo radial horizontal. La canasta se llenó completamente con un medio de soporte inerte de carbonilla y grava (30 kg), esta última con un diámetro efectivo de 25 – 40 mm, mientras que el diámetro del grano de carbonilla fue de 2-5 mm. Las alturas de las capas de carbonilla y de grava fueron de 0.08 y 0.4 m, respectivamente.

Un dispositivo de succión (venoclisis) ubicado en la parte inferior al interior del tubo de PVC sirvió para evacuar de manera controlada el agua residual tratada. Para garantizar el suministro del agua residual con flujo estable y controlado a los microcosmos, se utilizó un tanque de almacenamiento de agua residual sintética que estuvo integrado a un sistema por goteo a gravedad, el cual, a su vez, estuvo conectado a un anillo de distribución (manguera de 9.5 mm) con perforaciones en ángulos de 90°, que permitió garantizar una distribución uniforme del agua residual cruda en el biorreactor.

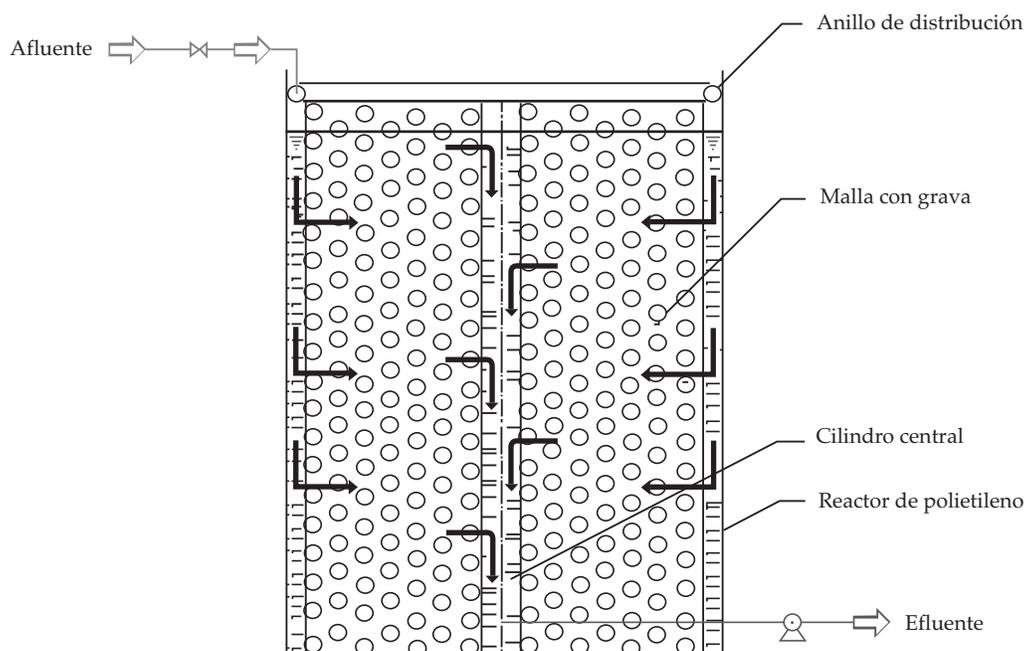


Figura 1. Diagrama de reactor a escala de laboratorio (adaptado de Kappelmeyer *et al.*, 2002).

Condiciones experimentales

En esta investigación se utilizó un diseño completamente al azar, lo cual implicó seleccionar mediante un proceso de aleatorización los microcosmos que serían plantados en cada Q evaluada. En tres de los microcosmos seleccionados en cada Q se plantaron cuatro plantas (*Heliconia psittacorum*), las cuales se escogieron de acuerdo con sus características fisiológicas (e.g. número de hojas, altura de la planta, grosor del tallo) de un HFSS ubicado en Ginebra-Valle del Cauca. Se integró otro subgrupo de cuatro plantas del mismo sitio para estimar el peso seco y contenido de N inicial en las *Heliconias*, los cuales fueron de 30.2 g y 61.45 g N/kg de peso seco, respectivamente. Al finalizar el periodo experimental, las plantas se extrajeron de los microcosmos y se les determinó su peso seco final y contenido de N de acuerdo con la metodología de N-Kjeldhal. La asimilación de N por la *Heliconia* se determinó por las diferencias en los contenidos de N

iniciales y finales de la planta. Del mismo modo, por cada Q se utilizaron tres microcosmos sin plantar, los cuales sirvieron de controles durante el estudio de la influencia de la *Heliconia* en la eliminación de N.

Se utilizó un agua residual sintética modificada para simular las características en términos de DQO y NH_3 , que presenta el efluente de una laguna anaerobia para el tratamiento de aguas residuales domésticas ubicada en Ginebra-Valle del Cauca. El agua residual sintética estuvo compuesta por una solución madre que se preparó según una relación de ácido acético, propiónico y butanoico más una fuente de amonio (NH_4Cl), en una relación de 72:20:4:4, respectivamente. La solución madre se mezcló con una solución de elementos traza y fósforo (cuadros 1 y 2). Para evitar las caídas bruscas de pH se adicionó bicarbonato de sodio (NaHCO_3), que permitió proporcionar capacidad tampón al sistema. De este modo se le garantizó una relación DQO: NaHCO_3 de 1:0.5.

Cuadro 1. Componentes del agua residual sintética para un volumen de cinco litros de solución madre.

Componente	Cantidad
Solución madre	5 l
Solución de elementos traza	4.7 ml
Fósforo ($K_2HPO_4 \cdot 3H_2O$)	0.24 g

Cuadro 2. Componentes del agua residual sintética para un volumen de cinco litros de solución madre.

Componente	Cantidad
H_3BO_3	0.25 g
$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	10 mg
$ZnCl_2$	0.25 mg
$MnCl_2 \cdot 4H_2O$	2.5 g
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	0.15 mg
$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	10 mg
$NiCl_2 \cdot 6H_2O$	0.25 mg
HCl 34%	5 ml

Los microcosmos se operaron con flujo semi-continuo durante seis (6) horas al día, con cargas hidráulicas (Q) afluentes de 0.02 y 0.05 $m^3 d^{-1}$, que equivalen a tiempos teóricos de retención hidráulico (TRH) de 2.5 y 1.0 días, respectivamente. La evaluación de los parámetros fisicoquímicos bajo la Q de 0.02 $m^3 d^{-1}$ se realizó desde febrero de 2008 hasta junio de 2008; mientras que para la Q de 0.05 $m^3 d^{-1}$, la evaluación se realizó de abril de 2008 a septiembre de 2008.

Antes de empezar la evaluación de los parámetros fisicoquímicos, los microcosmos se llenaron con agua residual sintética más un inóculo del efluente de una laguna anaerobia de Ginebra, y operados durante 15 días como reactores Batch, esto para facilitar el crecimiento de biofilm en el medio de soporte. Posteriormente se previó un tiempo de aclimatación de treinta días para que los microcosmos alcanzaran las condiciones de estado estacionario, operando con flujo semi-continuo.

Análisis fisicoquímicos

El agua residual fue monitoreada para poder hacer un seguimiento a las tasas de eliminación y estabilidad de los microcosmos de acuerdo con las técnicas descritas en los Métodos Estándar para Análisis de Agua y Agua Residual (APHA-AWWA-WPCF 2005). Un número de parámetros fisicoquímicos en el agua residual se analizaron semanalmente (cuadro 3), tomando muestras compuestas de seis horas en el afluente y efluentes de los microcosmos. El pH y la DBO_5 se determinaron usando un medidor YSI modelo pH 100 y un equipo OxiTop® (WTW, Weilheim, Alemania), respectivamente.

La eficiencia de los tratamientos se calculó como el porcentaje de eliminación para cada parámetro de acuerdo con la ecuación (1).

$$E.E = \frac{C_i Q_i - C_e Q_e}{C_i Q_i} \times 100 \quad (1)$$

Cuadro 3. Técnicas utilizadas para análisis del agua residual.

Parámetros	Técnica	Código del Standard Methods
Potencial de hidrógeno (pH)	Potenciométrico	-
Potencial de óxido reducción (ORP)	Potenciométrico	2580-B
Demanda química de oxígeno (DQO)	Reflujo cerrado	5220-D
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	Oxítóp (respirométrico)	-
Nitrógeno total Kjeldhal (NTK)	Kjeldhal-digestión	4500-C
Amoníaco (NH ₃)	Potenciométrico	4500-D
Nitratos (NO ₃ ⁻)	Potenciométrico	4500-D
Fosfatos (PO ₄)	Espectrometría	4500-P

Donde C_i y C_e son las concentraciones afluentes y efluentes en mg l⁻¹; Q_i y Q_e son los caudales afluente y efluente en l d⁻¹ suministrado y colectados de los microcosmos.

Análisis estadístico

Se usó un análisis de varianza ANOVA para comparar las diferencias en las medias de los tratamientos evaluados, previa verificación de los supuestos de normalidad con la prueba de Kolmogorov-Smirnov. El nivel de significancia utilizado en todos los casos fue $\alpha = 0.05$. Todos los datos se procesaron utilizando el *software* SPSS versión 17.

Resultados y discusión

Evapotranspiración

Las tasas de evapotranspiración en los biorreactores plantados y sin plantar bajo la CH de 0.02 m³ d⁻¹ fueron de 5.9 y 5.8 mm d⁻¹, que equivalen a una pérdida del 9.2 y 9.0% del volumen de agua residual afluente, respectivamente; mientras que bajo la CH de 0.05 m³ m⁻² d⁻¹, la tasa de evapotranspiración en los plantados y controles fue de 14.7 y 13.2 mm d⁻¹, que equivalen a una pérdida del 8.9 y 8.1% del agua residual afluente, respectivamente. Estas diferencias estadísticamente son no significativas ($P = 0.460$) para todos los

tratamientos. Lo anterior indica que las pérdidas de agua de los biorreactores se debieron principalmente al fenómeno físico de la evaporación, ya que el aporte de las plantas fue marginal.

Potencial de hidrógeno (pH)

De acuerdo con el cuadro 1, bajo las dos Q evaluadas, se registraron menores valores de pH en los efluentes de los microcosmos plantados que en los controles sin plantar. Según Coleman *et al.* (2001) y Kyambadde *et al.* (2004), esto puede estar asociado con la liberación de iones hidrógeno (H⁺) durante la nitrificación, así como con la formación de mayores cantidades de ácido carbónico (H₂CO₃) en el agua residual, producto de la degradación de los compuestos orgánicos por microorganismos aerobios, los cuales se ven favorecidos por la liberación de oxígeno por parte de la planta en la rizósfera. En adición, los controles sin plantar fueron más anaerobios, por lo tanto, la metanogénesis pudo ser más alta y, en consecuencia, se produjo alcalinidad carbonática que aumenta el pH (Peña, 2002).

Potencial de óxido-reducción (E_h)

Los valores de E_h no mostraron significancia estadística entre las Q evaluadas ($P = 0.081$). Sin embargo, los mayores valores de E_h en

los biorreactores plantados evidenciaron la influencia de la actividad fotosintética de la *Heliconia psittacorum* y la posterior translocación de oxígeno por medio del aerenchyma a su sistema radicular, lo cual a su vez proporciona ambientes óxicos o microaerófilos en la rizósfera y sus alrededores (Belmont y Metcalfe, 2003).

Demanda química y bioquímica de oxígeno (DQO y DBO₅)

Los tratamientos plantados registraron menores concentraciones de DQO y DBO₅ en las dos *Q* evaluadas (figuras 2 y 3). Bajo las *Q* de 0.02 y 0.05 m³ d⁻¹, las eficiencias de eliminación de la DQO en los microcosmos plantados fueron del 69.8 y 53.6%, respectivamente. Mientras que en los microcosmos sin plantar, las eficiencias de eliminación fueron del 64.6 y 52.4%, respectivamente. El test ANOVA mostró que estadísticamente no existen diferencias significativas entre los tratamientos evaluados ($P > 0.05$). Igual

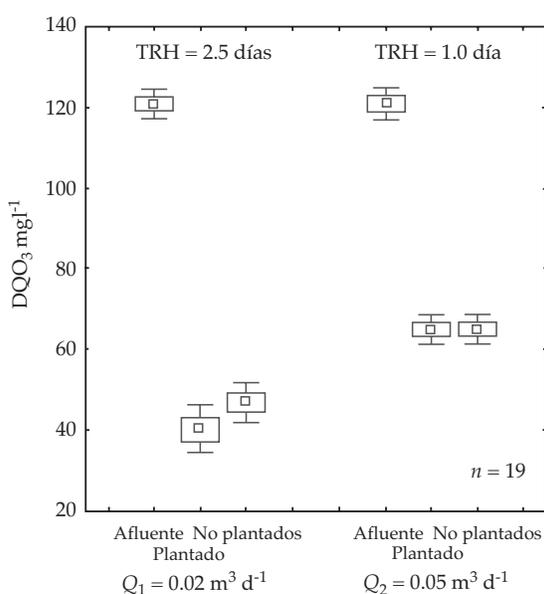


Figura 2. Concentraciones promedio de DQO en afluente y efluentes de las unidades plantadas y sin plantar para las *Q* de 0.05 y 0.02 m³ d⁻¹.

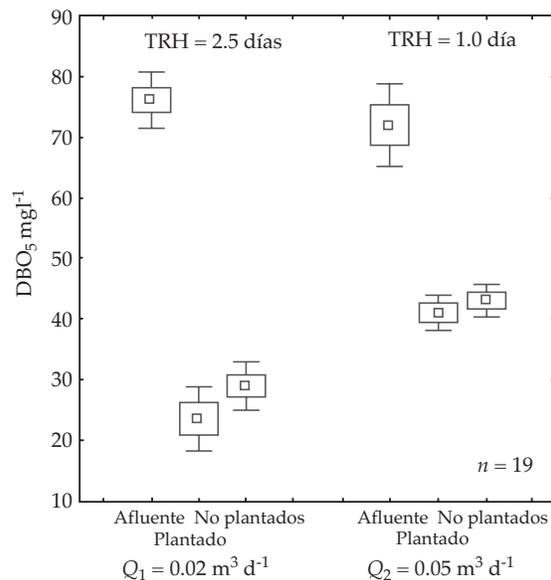


Figura 3. Concentraciones promedio de DBO₅ en afluente y efluentes de las unidades plantadas y sin plantar para las *Q* de 0.05 y 0.02 m³ d⁻¹.

significancia fue establecida para la DBO₅, la cual presentó eficiencias de eliminación del 71.9 y 56.6% en los plantados bajo las *Q* de 0.02 y 0.05 m³ d⁻¹, respectivamente; mientras que los controles tuvieron eficiencias del 65.3 y 52.2% respectivamente. Estos resultados estuvieron acordes con los reportados en la literatura internacional sobre HFSS, los cuales, de acuerdo con Vymazal (2009), se encuentran entre el 75 y 93% para la DBO₅ y entre el 64 y 82% para la DQO.

Los resultados indicaron que el biofilm en el medio de soporte jugó un papel importante en la eliminación de DQO y la DBO₅, lo cual es consistente con los mecanismos conocidos de eliminación de materia orgánica en HFSS. En este sentido, las *Heliconias* se limitaron a la función de proveer un área superficial adicional para el crecimiento y la degradación microbiana de la materia orgánica en la rizósfera, al igual que para translocar oxígeno a la rizósfera para la biodegradación microbiana aerobia. Asimismo, los resultados obtenidos de potencial redox indicaron que la DQO y la

DBO₅ fueron principalmente eliminadas por metabolismo microbiano anaerobio, junto con algún tipo de metabolismo microaerófilo cercano a las raíces y a la superficie del lecho de la grava, estos últimos favorecidos por el oxígeno fotosintético producido y translocado por la planta a la rizósfera (Sawattayothin y Polprasert, 2007).

Amoníaco (NH₃)

De acuerdo con la figura 4, la menor Q (0.02 m³ d⁻¹), y los microcosmos plantados presentaron menores concentraciones efluentes de NH₃-N, lo que se traduce en una mayor eficiencia de eliminación de NH₃-N en los microcosmos bajo la Q de 0.02 m³ d⁻¹ (TRH = 2.5 días), obteniéndose eficiencias del 56.7 y 48.3% en los plantados y sin plantar, respectivamente. Mientras que en los tratamientos expuestos a una mayor Q (0.05 m³ d⁻¹; TRH = 1.0 día), las eficiencias de eliminación de NH₃-N fueron menores, encontrándose eficiencias del 33.6 y 27.6% para los microcosmos plantados y sin plantar, respectivamente. Estas diferencias fueron estadísticamente significativas para las Q evaluadas ($P < 0.001$). En términos generales, se midió una significativa menor concentración de N en los efluentes de los tratamientos bajo la Q de 0.02 m³ d⁻¹ (figura 4), lo cual se asocia con los mayores TRHs requeridos para la eliminación de este nutriente.

Por otra parte, se observó una influencia positiva de la *Heliconia psittacorum* en la eliminación de NH₃-N en los microcosmos plantados bajo las dos Q evaluadas (figura 2), lo cual también es indicado por Sim *et al.* (2008). Lo anterior puede deberse al oxígeno atmosférico que es transferido por medio del aerenchyma de la planta al sistema de raíces, lo cual crea una zona aerobia en la rizósfera (Lim *et al.*, 2001).

En adición, se considera que las transformaciones del N ocurren en los compartimentos oxidativos y reductores del medio de soporte, de la interface suelo-raíz y de las partes subterráneas de las plantas

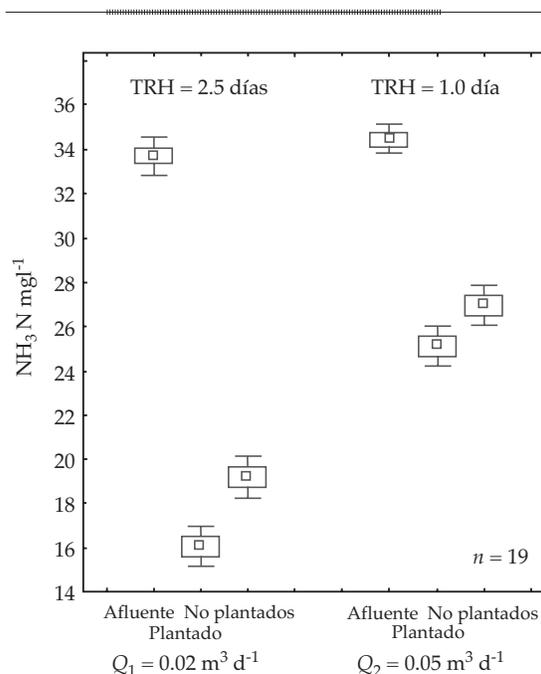


Figura 4. Concentraciones promedio de NH₃-N en afluente y efluentes de las unidades plantadas y sin plantar para las Q de 0.05 y 0.02 m³ d⁻¹.

emergentes. En la interface suelo-raíz, el oxígeno atmosférico es transferido a la rizósfera por medio de las plantas, lo cual crea una capa aerobia similar a la que existe en la interface suelo-agua o en la interface suelo-aire (Lim *et al.*, 2001). El proceso de nitrificación ocurre en la rizósfera aerobia, donde el N amoniacal es oxidado a nitrato, el cual a su vez puede ser asimilado directamente por la planta o difundido en las zonas reductoras para ser convertido a N₂O y N₂ vía desnitrificación heterótrofa. De este modo, el desarrollo de este proceso ha permitido que los humedales plantados superen a los humedales sin plantar en la eliminación de N, en función de la carga aplicada (Lim *et al.*, 2001).

Del mismo modo se observó una relación directa entre la eliminación de NH₃ y el $E_{h'}$, lo cual puede relacionarse con lo planteado por Wießner *et al.* (2005), quienes observaron un drástico decrecimiento en las concentraciones efluentes de NH₃ con el aumento de los valores de $E_{h'}$ en un rango de -250 a 0 mV debido

probablemente a unas condiciones redox más favorables para la nitrificación microbiana.

Nitratos (NO_3^-)

Se registraron eficiencias negativas en la eliminación de NO_3^- en las dos Q evaluadas; esto también fue reportado por Akrotos y Tsihrintzis (2007), y Chung *et al.* (2008). En este sentido, bajo la Q de $0.02 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, las eficiencias en la eliminación de NO_3^- fueron de -24 y -0.2% para los microcosmos plantados y controles, respectivamente. Estas diferencias fueron además significativas ($P < 0.05$). Mientras que bajo la Q de $0.05 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, las eficiencias de eliminación de NO_3^- sólo fueron negativas en los microcosmos plantados (-3.4%). En los microcosmos sin plantar, esta eficiencia fue de 16.8%. Sin embargo, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas ($P < 0.05$).

El incremento de las concentraciones de NO_3^- para la Q de $0.02 \text{ m}^3 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ (figura 5) indicó la nitrificación del amonio a nitrato, lo cual pudo verse favorecido por las menores concentraciones de materia orgánica en los tratamientos con la menor Q ($0.02 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) y el consecuente mayor crecimiento de bacterias autótrofas (nitrificantes) (Münch *et al.*, 2005). En contraste, los tratamientos bajo la Q de $0.05 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ (que registró mayores concentraciones de materia orgánica) presentaron menores concentraciones de nitratos tanto en el humedal plantado como en el humedal sin plantar. Lo cual, de acuerdo con los resultados de E_{nr} pudo estar asociado con la predominancia de un medio más anóxico, donde la denitrificación influencia la presencia de nitratos.

De acuerdo con Richter (1971), el nitrato es la fuente más importante de N para los organismos autótrofos, y se encuentra en cantidades relativamente pequeñas en el suelo o bien en el agua; cuando el suministro de NO_3^- es inadecuado, las plantas superiores e inferiores pueden generalmente sustituirlo por N amoniacal (NH_4^+). En este sentido, los resultados de concentración efluente de nitratos sugieren que la *Heliconia psittacorum* no asimiló

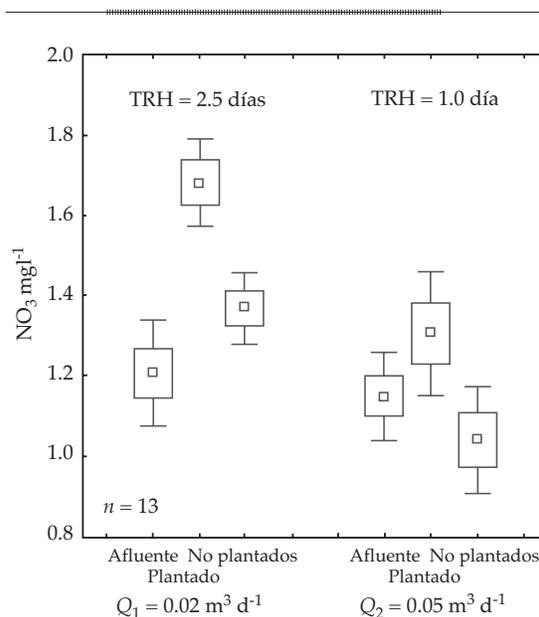


Figura 5. Concentraciones promedio de NO_3^- -N en afluente y efluentes de las unidades plantadas y sin plantar para las Q de 0.05 y $0.02 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$.

nitratos como su fuente principal de N. Este mismo autor explica que la principal forma de N exudado por la planta es el N orgánico (*e.g.* aminoácidos), aunque ellas también pueden aportar iones de nitratos al medio, lo cual ayuda a explicar por qué se obtuvieron concentraciones ligeramente mayores de nitratos en los efluentes de los biorreactores plantados.

Asimilación de N por la *Heliconia psittacorum*

Durante las 24 semanas de operación de los microcosmos bajo la Q de $0.05 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, la biomasa de la *Heliconia* presentó una tasa de asimilación de la N de $10.6 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Del mismo modo, se encontró que la mayor asimilación de N en la *Heliconia psittacorum* ocurre en las hojas y las raíces, donde se obtuvieron tasas de asimilación de $7.0 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y $3.81 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, respectivamente; mientras que una desasimilación de N fue observada en el tallo, en el que se registró una tasa de -0.2 mg N

Cuadro 4. Resultado de las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos (promedio \pm S.D.).

Parámetros	n	TRH = 2.5 días (0.02 m ³ d ⁻¹)			TRH = 1.0 día (0.005 m ³ d ⁻¹)		
		Afluente	Efluente (<i>Heliconia</i>)	Efluente (control)	Afluente	Efluente (<i>Heliconia</i>)	Efluente (control)
pH (unidades)	13	6.9 - 7.0	7.3 - 8.0	7.5 - 8.2	6.9 - 7.0	7.3 - 7.9	7.4 - 8.1
E_h (mV)	13	208.1 \pm 60.3	-128.5 \pm 65.2	-157.1 \pm 67.1	210.7 \pm 57.9	-149.2 \pm 58.9	-157.91 \pm 55.71
DQO (mg l ⁻¹)	19	120.8 \pm 6.9	40.2 \pm 21.0	47.0 \pm 16.6	121.6 \pm 6.9	62.0 \pm 13.9	63.5 \pm 12.8
DBO ₅ (mg l ⁻¹)	19	76.1 \pm 7.9	23.6 \pm 17.2	29.0 \pm 12.2	75.8 \pm 6.3	37.5 \pm 11.0	39.4 \pm 10.2
NH ₃ -N (mg l ⁻¹)	19	33.7 \pm 1.5	16.1 \pm 3.1	19.2 \pm 3.2	34.4 \pm 1.2	25.1 \pm 3.0	27.1 \pm 3.0
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	13	1.2 \pm 0.2	1.6 \pm 0.3	1.3 \pm 0.2	1.2 \pm 0.2	1.3 \pm 0.5	1.0 \pm 0.4

Cuadro 5. Estimado de las tasas y porcentajes asimilación de N por la *Heliconia psittacorum* bajo la carga hidráulica de 0.05 m³ d⁻¹.

Órgano de la planta	Tasas de asimilación de N (mg m ⁻² d ⁻¹)	Porcentajes de asimilación (%)
Planta	10.6	100
Hoja	6.96	65.7
Tallo	-0.2	-1.6
Raíz	3.81	35.9

n = 3

m⁻² d⁻¹ (cuadro 5). Estos resultados equivalen a porcentajes de asimilación de 65.7, 35.9 y -1.6%, respectivamente.

Del mismo modo, se encontró que la mayor asimilación de N fue realizada por la biomasa aérea de la *Heliconia psittacorum*, donde se acumuló más del 60% del N asimilado por la planta. Esto sugiere que la realización de actividades periódicas de cosecha en los HFSS plantados con *Heliconia psittacorum* pueden convertirse en una práctica que generaría mejores eficiencias de eliminación de N y a su vez beneficios económicos, al comercializarse la biomasa aérea.

De acuerdo con los resultados de los parámetros fisicoquímicos, bajo la Q de 0.05 m³ d⁻¹ (TRH = 1.0 día), los microcosmos plantados y controles presentaron tasas de eliminación

de 1.68 y 1.38 g N m⁻² d⁻¹, respectivamente; con respecto al primero, la asimilación por parte de la *Heliconia psittacorum* fue de 0.01 g N m⁻² d⁻¹, lo cual equivale al 0.2 y 0.6% de la carga de NT afluente y eliminada, respectivamente. Comparado con los resultados reportados por Sim *et al.* (2008) y Konnerup *et al.* (2009), la eliminación de N por parte de la planta fue baja. Sin embargo, valores similares a los encontrados en esta investigación son reportados por Gottschall *et al.* (2007), quienes indican una eliminación del 0.7% del NTK eliminado en un HFS plantado con *Typha latifolia* L.

Asimismo, las tasas de eliminación de N por parte de la *Heliconia* también se encuentran acordes con los resultados reportados por Konnerup *et al.* (2009), quienes utilizando la *Heliconia psittacorum* y la *Canna generalis* obtuvieron tasas de asimilación de 0.03 y 0.23 g N m⁻² d⁻¹, respectivamente. Sin embargo, los porcentajes de asimilación de la carga de N eliminada fueron muy inferiores a los reportados por Konnerup *et al.* (2009), quienes al evaluar la eliminación de N en HFSS para el tratamiento ARD reportaron tasas de eliminación promedio de 0.28 y 0.57 g N m⁻² d⁻¹ en los sistemas plantados con *Heliconia psittacorum* y *Canna generalis*, respectivamente, siendo estas últimas responsables de la asimilación del 12 y 40% del N eliminado durante el experimento.

Conclusiones

Para las condiciones del presente estudio, los humedales plantados bajo la Q de $0.05 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ eliminaron la carga afluente de N amoniacal en un 33.6%, mientras que los humedales controles sólo alcanzaron una reducción del 27.6%. Indicando además que la *Heliconia psittacorum* provee oxígeno al sistema de raíz, que beneficia el proceso de nitrificación.

Los resultados también indicaron una mejor eliminación de N al aumentar los TRH de 1.0 a 2.5 días, lo que se traduce en una eliminación del 56.7 y 48.3% del N total afluente en las unidades plantadas y sin plantar, respectivamente.

Pese a que los microcosmos plantados bajo la Q de $0.05 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ presentaron una eficiencia de eliminación del 33.6%, sólo una pequeña fracción del 0.2% del N afluente fue asimilado por la *Heliconia psittacorum*, indicando a su vez, complementariamente, que el N pudo ser eliminado por procesos de nitrificación-desnitrificación.

Bajo las condiciones de este estudio, la *Heliconia psittacorum* presentó valores de asimilación de N foliar y tasa de asimilación neta que se encuentran dentro de los resultados reportados con diferentes especies de plantas usadas en otros estudios, lo cual permite sugerir su uso en este tipo de sistemas de tratamiento. Esta especie brinda además un beneficio estético por su bella inflorescencia y potenciales beneficios económicos al poderse comercializar las flores.

Agradecimientos

A Colciencias, por su apoyo económico en el marco del Programa Joven Investigador 2007; a la Universidad del Valle, por su apoyo financiero mediante la Convocatoria Interna 2006; así como al Cinara y al Grupo de Investigación en Saneamiento Ambiental (GISAM), por su apoyo logístico.

Recibido: 26/05/09
Aprobado: 02/02/11

Referencias

- AKRATOS, C.S. and TSIHRINTZIS, V.A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. Vol. XXIX, No. 2, February, 2007, pp. 173-191.
- APHA-AWWA-WPCF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington, D.C.: Edición 21, 2005.
- BELMONT, M.A. and METCALFE, C.D. Feasibility of using ornamental plants (*Zantedeschia aethiopica*) in subsurface flow treatment wetlands to remove nitrogen, chemical oxygen demand and nonylphenol ethoxylate surfactants - a laboratory-scale study. *Ecological Engineering*. Vol. XXI, No. 4-5, December, 2003, pp. 233-247.
- CHUNG, A.K.C., WU, Y., TAM, N.F.Y., and WONG, M.H. Nitrogen and phosphate mass balance in a subsurface flow constructed wetland for treating municipal wastewater. *Ecological Engineering*. Vol. XXXII, No. 1, January, 2008, pp. 81-89.
- COLEMAN, J., HENCH, K., GARBUTT, K., SEXSTONE, A., BISSONNETTE, G., and SKOUSEN, J. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water Air Soil Pollut.* Vol. XXVIII, 2001, pp. 283-295.
- EPA. *Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment-A technology assessment*. Washington, D.C.: EPA 832-R-93-008, 1993.
- GOTTSCHALL, N., BOUTIN, C., CROLLA, A., KINSLEY, C., and CHAMPAGNE, P. The role of plants in the removal of nutrient at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. *Ecological Engineering*. Vol. XXIX, No. 2, February, 2007, pp. 154-163.
- GREENWAY, M. and WOOLLEY, A. Changes in plant biomass and nutrient removal over 3 years in a constructed free water surface flow wetland in Cairns Australia. In: *Proceedings of the Seventh International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, International Water Association, Lake Buena Vista, Florida, November 11-16, 2000, pp. 707-718.
- IAMCHATURAPATR, J., YI, S.W., and RHEE, J.S. Nutrient removals by 21 aquatic plants for vertical free surface-flow (VFS) constructed wetland. *Ecological Engineering*. Vol. XXIX, No. 3, March, 2007, pp. 287-293.
- KAPPELMEYER, U., WIEßNER, A., KUSCHK, P., and KÄSTNER, M. Operation of a Universal Test Unit for Planted Soil Filters - Planted Fixed Bed Reactor. *Eng Life Sci.* Vol. II, No. 10, 2002, pp. 311-315.
- KONNERUP, D., KOOTTATEP, T., and BRIX, H. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*.

- Ecological Engineering*. Vol. XXXV, No. 2, February, 2009, pp. 248-257.
- KYAMBADDE, J., KANSIIME, F., GUMAELIUS, L., and DALHAMMAR, G. A comparative study of *Cyperus papyrus* and *Miscanthidium violaceum* based constructed wetlands for wastewater treatment in a tropical climate. *Water Research*. Vol. XXXVIII, No. 2, January, 2004, pp. 475-485.
- LIM, P.E., WONG, T.F., and LIM, D.V., Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions. *Environment International*. Vol. XXVI, No. 5-6, May, 2001, pp. 425-431.
- MÜNCH, CH., KUSCHK, P., and RÖSKE, I. Root stimulated nitrogen removal – only effect or important for the water treatment? *Water Science and Technology*. Vol. 51, No. IX, 2005, pp.185-192.
- PEÑA, M.R. *Advanced primary treatment of domestic wastewater in tropical countries: development of high-rate anaerobic ponds*. Thesis Doctoral. Leeds, England: University of Leeds, April, 2002.
- RICHTER, G. *Fisiología del Metabolismo de las Plantas*. México/Buenos Aires: Compañía Editorial Continental, S.A., 1971.
- SAWAITTAYOTHIN, V. and POLPRASERT, C. Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate. *Bioresource Technology*. Vol. XCVIII, No. 3, February, 2007, pp. 565-570.
- SIM, H.S., YUSOFF, M.K., SHUTES, B., HO, S.C., and MANSOR, M. Nutrient removal in a pilot and full scale constructed wetland, Putrajaya city, Malaysia. *Environmental Management*. Vol. LXXXVIII, No. 2, July, 2008, pp. 307-317.
- TANNER, C. Plants for constructed wetland treatment systems - A Comparison of the Growth and Nutrient Uptake of Eight Emergent Species. *Ecological Engineering*. Vol. VII, No. 1, September, 1995, pp. 59-83.
- VYMAZAL, J. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*. Vol. 35, No. 1, January, 2009, pp. 1-17.

Abstract

GUTIÉRREZ MOSQUERA, H. & PEÑA-VARÓN, M.R. Nitrogen removal in a subsurface flow constructed wetland planted with *Heliconia psittacorum*. Water Technology and Sciences, formerly Hydraulic engineering in Mexico (in Spanish). Vol. II, No. 3, July-September, 2011, pp. 49-60.

In order to investigate the influence of the plants and hydraulic loading on nitrogen removal in constructed wetlands built with horizontal sub-surface flow (HFSS, abbreviation in Spanish) for domestic wastewater treatment, twelve laboratory-scale (microcosm) HFSS were constructed using gravel substrate. Six of these were planted with *Heliconia psittacorum* and six were not (controls). The planted and unplanted wetlands were exposed to hydraulic load rates of $0.02 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ and $0.05 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, respectively (corresponding to hydraulic retention times of 2.5 days and 1.0 day, respectively). The experimental results showed better performance in the removal of NH_3 , NO_3^- and DQO for treatments exposed to the smaller hydraulic loading ($0.02 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), reaching rates of removal of 56.7, -24.0 and 69.8%, respectively; low hydraulic loading ($0.05 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) efficiencies were 33.6, -3.4 and 53.6% respectively. Although the rate of nitrogen assimilation, in weight ($\text{g N} / \text{Kg plant}$), by *Heliconia psittacorum* under hydraulic loading of $0.05 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ was only 0.2%, a significant effect of *Heliconia* was observed on nitrogen removal in planted microcosms.

Keywords: constructed wetland, *Heliconia psittacorum*, hydraulic load, nitrogen removal, plant uptake.

Dirección institucional de los autores

Ing. Harry Gutiérrez-Mosquera
Dr. Miguel Ricardo Peña-Varón

Universidad del Valle
Ciudad Universitaria Meléndez
Calle 13 núm. 100-00
Cali, COLOMBIA
Teléfono: +57(2) 3212 100
harrypol1@hotmail.com
miguelpe@univalle.edu.co