

Desempeño de humedales construidos a escala piloto para el tratamiento de agua residual urbana utilizando *Cyperus giganteus* Vahl y *Typha domingensis* Pers.

López, T.R.^{1*}, Duré G.M.², Doldán, M.T.³, Galeano, E.F.², Marín, D.⁴

¹ Universidad Nacional de Asunción. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Departamento de Biotecnología. Laboratorio de Biotecnología Ambiental.

² Universidad Nacional de Asunción. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Departamento de Biología.

³ Universidad Nacional de Asunción. Facultad de Ciencias Agrarias. Ingeniería Ambiental.

⁴ Empresa de Servicios Sanitarios del Paraguay (ESSAP S.A)

*E-mail del autor: tlopez@facen.una.py

Desempeño de humedales construidos a escala piloto para el tratamiento de agua residual urbana utilizando *Cyperus giganteus* y *Typha domingensis*. El vertido de aguas residuales de origen industrial y urbano sin previo tratamiento es un problema creciente en el Paraguay. La búsqueda de tecnologías para disminuir los impactos ambientales generados por esta problemática se constituye un área de interés en los últimos tiempos. La fitorremediación es una alternativa de remediación que propone la aplicación de humedales artificiales o construidos, donde un complejo sistema constituido por plantas, microorganismos y sustrato actúa en conjunto para remover los contaminantes. El objetivo del presente trabajo fue describir el desempeño y la eficiencia de dos macrófitas en humedales construidos tipo flujo subsuperficial horizontal para el tratamiento de aguas residuales urbanas en la ciudad de San Lorenzo, Paraguay. Como tratamiento primario se utilizó un tanque séptico, seguido de dos humedales, una con *Cyperus giganteus* (CG), y otra con *Typha domingensis* (TD). Los resultados de los análisis de las aguas muestran que ambos humedales construidos a escala piloto resultaron ser efectivos para el tratamiento empleado demostrando una reducción importante para cada parámetro estudiado respecto a la entrada al sistema. La remoción (%) de nitrógeno amoniacal fue de 42% (CG) y 65% (TD); para fósforo total fue de 45% (CG) y 58% (TD), la demanda bioquímica de oxígeno 64% (CG) y 81% (TD), mientras que para la demanda química de oxígeno la eficiencia fue de 40% (CG) y 61% (TD) respectivamente. **Palabras clave:** agua residual urbana, biorremediación, helófitas

Performance of wetlands constructed on a pilot scale for the treatment of urban wastewater using *Cyperus giganteus* and *Typha domingensis*. The discharge of industrial and urban wastewater without prior treatment is a growing problem in Paraguay. The search of technologies to reduce the environmental impacts generated by this problem, is an area of interest in recent times. Phytoremediation is a remediation alternative that proposes the application of artificial or constructed wetlands where a complex system of plants, microorganisms, and substrate act together to remove contaminants. The objective of this work was to describe the performance and efficiency of two macrophytes in constructed wetlands of horizontal subsurface flow for the treatment of urban wastewater in the city of San Lorenzo. A septic tank was used as primary treatment, followed by two wetlands, one with *Cyperus giganteus* and other with *Typha domingensis*. The results of water analyzes show that both wetlands built at pilot scale proved to be effective for the treatment used, demonstrating a significant reduction for each parameter studied with respect to the entrance to the system. The removal (%) of ammoniacal nitrogen was 42% (CG) and 65% (TD); for total phosphorus it was 45% (CG) and 58% (TD), the biochemical oxygen demand was 64% (CG) and 81% (TD), while for chemical oxygen demand efficiency it was 40% (GC) and 61% (TD), respectively.

Keywords: Urban wastewater, bioremediation, helophytes

INTRODUCCIÓN

El vertido de aguas residuales de origen industrial y urbano sin previo tratamiento se constituye en un problema creciente en países como el Paraguay. Su consecuencia inmediata es la liberación de compuestos químicos y materia orgánica en concentraciones elevadas deteriorando los cuerpos de aguas con graves efectos ambientales (Salas Dueñas, 2015; Silvero & Kunze, 2013). Las aguas residuales deben cumplir con ciertos requerimientos y estándares legales antes de su vertido, precisando para ello algún tipo de tratamiento. El tratamiento necesario, depende en gran medida de la composición y calidad del agua que se desea obtener. El tratamiento puede realizarse por diversos procesos fisicoquímicos y biológicos. Dentro de estos últimos destacan los métodos que emulan procesos naturales, constituyéndose los mismos en alternativas de tratamiento de aguas residuales eficaces y extensamente recomendadas (Arias & Brix, 2003).

La fitorremediación consiste en la utilización de plantas y los microorganismos que habitan en el sistema radical, para la limpieza de ambientes contaminados. Es una alternativa ecológica comparada con los métodos convencionales de tratamiento (Sánchez Yáñez, 2011). Una de las tecnologías fitorremediadoras se consigue mediante la aplicación de humedales artificiales o construidos (HC). Son sistemas biogeoquímicos diseñados que imitan el humedal natural en el proceso de remediación, donde un complejo sistema de plantas, microorganismos y sustrato del suelo actúan en conjunto para tratar las aguas residuales. Los humedales han sido reconocidos en todo el mundo como un

método rentable para tratar aguas residuales de fuentes domésticas e industriales, escorrentías de aguas pluviales de carreteras, drenajes de minas de carbón, desechos agrícolas y lixiviados de vertedero (Vymazal, 2010).

Existen dos tipos de sistemas de humedales construidos utilizados para el tratamiento de agua residual en las que el flujo de agua es horizontal, los denominados humedales de flujo libre (HFL) y los sistemas de flujo subsuperficial (HFSS) (Morales, López, Vera, & Vidal, 2013). Los HFSS proponen el uso de macrófitas enraizadas sobre un lecho sólido impermeabilizado. Estos sistemas se caracterizan porque la lámina de agua no es visible, y el flujo atraviesa el lecho relleno con arena, grava o suelo, donde crecen las plantas, que sólo tienen las raíces y rizomas en contacto con el agua (Metcalf & Eddy, 1998). Los humedales HFSS deben ser construidos con una leve pendiente en el fondo, pero manteniendo en lo posible condiciones hidráulicas de flujo laminar. Los lechos deben ser aislados del suelo subyacente para evitar la contaminación de suelos y de las aguas subterráneas, la profundidad de los lechos no suele superar los 0,60 metros (Arias & Brix, 2003).

El papel de la vegetación en los humedales está determinado fundamentalmente por las raíces y rizomas enterrados, tienen la capacidad de transferir oxígeno a través de sus tejidos internos desde la atmósfera hasta la parte subterránea (García Serrano & Corzo Hernández, 2008). Dos plantas palustres con capacidad de ser utilizadas en los humedales construidos son *Cyperus giganteus* y *Typha domingensis*. La primera es comúnmente conocida por su nombre vernáculo en Guaraní como “*piri*”, se caracteriza por ser perenne, acuática y con

raíz fija al lecho, posee grandes rizomas y espigas cilíndricas. Estas plantas conforman asociaciones en las comunidades acuáticas conocidas como pirizales (Mereles, 2004). *T. domingensis* es una especie comúnmente encontrada en humedales naturales de ambas regiones del Paraguay, conocida de forma vernácula como “totora”. Esta última es una de las macrófitas acuáticas más comúnmente utilizadas en sistemas de humedales construidos junto a *Typha angustifolia*, *Phragmites australis*, *Schoenoplectus californicus* y *Scirpus americanus*, (Morales et al., 2013). *T. domingensis* ha mostrado ser efectiva como cultivo mono-específico en humedales construidos para el tratamiento terciario de afino de efluente de la industria metalúrgica (Alarcon, Zurita, Lara-Borrero, & Vidal, 2018); efluentes cloacales e industriales (Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 2010) y para el tratamiento de lodos (Magri, Gorrezen, Francisco, & Sezerino, 2016).

En la literatura se registran pocos antecedentes con *C. giganteus*. Los investigadores Travaini-Lima, Andreia, Silva, & Sipaúba-Tavares (2015), estudiaron la capacidad de remoción de metales con *C. giganteus*, *T. domingensis* y *E. crassipes* en aguas de acuicultura y agricultura de regiones tropicales. Ellos encontraron que *C. giganteus* presentó buena capacidad de formación de biomasa incluso en época seca, pero arrojó los menores niveles de remoción en comparación con las dos plantas, y recomiendan a *T. domingensis* y *E. crassipes* para remoción de metales. En general en humedales construidos las especies más utilizadas dentro del género *Cyperus* son *Cyperus ligularis* y *Cyperus alternifolius* y *Cyperus papyrus* (Alarcon et al., 2018; da Silva, Reis, Medeiros,

Oliveira, & Gouveia, 2009; Pelissari et al., 2017).

El objetivo del presente trabajo fue describir el desempeño y eficiencia en la remoción de dos macrófitas en humedales construidos tipo flujo subsuperficial horizontal (FSSH), para el tratamiento de aguas residuales urbanas de la ciudad de San Lorenzo-Paraguay, utilizando *C. giganteus* y *T. domingensis*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

Los humedales a escala piloto se construyeron en el predio de la Estación de Tratamiento de Aguas Residuales de la Ciudad de San Lorenzo perteneciente a la Empresa de Servicios Sanitarios del Paraguay (ESSAP S.A). La planta de tratamiento está en el límite del barrio Santa María, a unos cincuenta metros del Arroyo San Lorenzo, con las coordenadas 25°19'41.5" S y 57°29'25.1" W.

Diseño y construcción de los humedales piloto

Para el diseño se siguieron las propuestas establecidas por varios autores (Alarcon et al., 2018; Delgadillo, Camacho, Pérez, & Andrade, 2010; EPA, 1993), asumiendo el criterio de la desnitrificación. Se supuso comportamiento de un reactor de flujo ideal en pistón, y que el contaminante se degrada siguiendo modelos cinéticos de primer orden (Ecuación 1).

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp(-K_T \times t) \quad (1)$$

$$A_s = \frac{Q \times \ln\left(\frac{C_{No}}{C_{Ne}}\right)}{K_T \times y \times n} \quad (2)$$

El área superficial (A_s) se determinó según la ecuación (2), donde Q es el caudal promedio del humedal en $m^3 d^{-1}$, C_{Ne} y C_{No} la concentración de nitratos en el efluente y afluente respectivamente; K_T , la constante de reacción de primer orden dependiente de la temperatura (d^{-1}); t el tiempo de retención hidráulico; y , la profundidad de agua en el humedal; n , la porosidad del medio. El tiempo de retención hidráulico (TRH) fue calculado utilizando la siguiente ecuación:

$$TRH = \frac{A_s \times y \times n}{Q} \quad (3)$$

El dimensionado hidráulico permitió determinar el largo y ancho una vez conocida A_s . Los valores asumidos fueron los siguientes: pendiente (p)=0,03 % decimal; n =0,45% decimal; h =0,6 m y relación largo: ancho de 3:1 y profundidad del lecho de grava de 0,35 m. Las dimensiones finales de cada humedal fueron obtenidas al aplicar las ecuaciones (2) y (3) quedaron en: A_s =12m²; $L \times a$ =6×2 m y TRH del sistema de 2,03 d. En la Tabla 1 se resumen las condiciones de operación de los humedales durante el estudio.

Se construyeron dos humedales, el primero para *C. giganteus* (CG), el segundo para *T. domingensis* (TD). Para el efecto el suelo fue excavado, nivelado y posteriormente impermeabilizado con un material aislante de polietileno de 250µm de espesor. Cada humedal contaba con una

Tabla 1. Condiciones de operación de los humedales construidos

Condiciones de operación	Valor
Duración, meses	3
Temperatura del aire, °C	24
Caudal, m ³ d ⁻¹	1
Carga orgánica, g DQO m ⁻² d ⁻¹	2,2
Carga hidráulica, mm d ⁻¹	83

zona de entrada y otra de salida, cada una con 1m de longitud. Como medio granular se utilizó arenisca de 3-5 cm en la zona con plantas, y de 7-10 cm de diámetro en las zonas de entrada y salida (Fig. 1). El agua residual fue propulsada hasta el tanque con una bomba sumergible portátil para agua sucia de 0,5 Hp marca PEDROLLO (TOP 2), de capacidad máxima de 10 m³ h⁻¹. El efluente crudo que ingresa al sistema recibió un tratamiento preliminar en un tanque séptico (TS, P1). De esta última el agua pasa a los humedales dispuestos en paralelo CG (P2) y TD (P3).

Los ejemplares de *C. giganteus* y de *T. domingensis* fueron colectados de la zona de humedales del Lago Ypacarai, y posteriormente fueron trasladadas al lugar de estudio y aclimatadas por 30 días antes del inicio del monitoreo. La identificación taxonómica fue realizada en el Laboratorio de Recursos Vegetales de la FACEN. Fueron depositados originales de cada especie en el herbario perteneciente al mencionado laboratorio. *C. giganteus* (G. Duré & C. Vogt, 01) y *T. domingensis* (G. Duré & C. Vogt, 02)

Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos

Se tomaron diez muestras simples del efluente de cada humedal en un periodo de tres meses, comprendido entre diciembre de 2015 y febrero de 2016, durante la esta-



Figura 1. Humedales construidos. (A) Aspecto de los humedales, en primer plano *C. giganteus*. (B) Aspecto de los humedales a los 70 días con la celda *T. domingensis* en primer plano.

ción de verano. Los análisis fisicoquímicos se determinaron en el Laboratorio de Efluentes de la ESSAP, estos son: nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+), fósforo total (P-total), demanda biológica de oxígeno a los cinco días (DBO), y demanda química de oxígeno (DQO). Los análisis se determinaron siguiendo las especificaciones de APHA (1998). Otros parámetros como temperatura, pH, oxígeno disuelto (OD) fueron determinados *in situ* con un equipo multiparamétrico HANNA serie HI9828 (HANNA Instruments, Alemania) perteneciente al Laboratorio de Biotecnología Ambiental de la FACEN. Los parámetros microbiológicos analizados fueron los siguientes: mohos y levaduras (ML), recuento de aerobios mesófilos (RAM) ambos por el método Petrifilm (3M Placas PetrifilmTM); coliformes fecales (CF/S.M 9222D), coliformes totales (CT/S.M 9222B) mediante la técnica de filtración por membrana según el método APHA (1998). Las determinaciones se realizaron en el Laboratorio de Microbiología de la FACEN.

La eficiencia de los humedales construidos fue calculada, en términos de eficiencia de la remoción según la ecuación 4.

$$EF (\%) = \frac{C_o - C_e}{C_o} \times 100 \quad (4)$$

Donde *EF* es la eficiencia en término porcentaje (%); *C_e* y *C_o* son las concentraciones del contaminante en el efluente y afluente del sistema, respectivamente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de los análisis de las aguas del efluente del tanque séptico (P1), los humedales construidos a escala piloto con *C. giganteus* (P2), *T. domingensis* (P3) se presentan en la Tabla 2, con el promedio \pm SD para cada parámetro. El trabajo se enfoca en el estudio del desempeño de los humedales, por lo que no se analiza el comportamiento del tanque séptico.

Variación del potencial de hidrógeno y oxígeno disuelto

La media de los valores de pH del efluente del tanque séptico fue de 6,97 UpH, con una ligera disminución a la Salida de los humedales con 6,71 para CG y 6,62 para TD (Tabla 2). La resolución 222/02 de MADES, establece como parámetro de vertido de efluentes que el valor

Tabla 2. Valores medios y desviación estándar de la concentración de los parámetros medidos en efluente del tanque séptico y los humedales construidos.

Determinaciones	TS (P1)	CG (P2)	TD (P3)
pH, UpH	6,97 ± 0,28	6,71 ± 0,42	6,62 ± 0,38
OD, mgO l ⁻¹	0,10 ± 0,14	1,07 ± 0,72	2,03 ± 0,91
N-amoniacal, mgN-NH ₄ ⁺ l ⁻¹	10,46 ± 3,92	6,98 ± 3,41	3,64 ± 2,55
Fósforo Total, mgP l ⁻¹	1,68 ± 1,08	1,22 ± 0,60	0,70 ± 0,36
DBO, mgO ₂ l ⁻¹	10,77 ± 3,72	4,42 ± 3,05	2,03 ± 0,82
DQO, mgO ₂ l ⁻¹	26,40 ± 3,41	18,10 ± 6,95	10,36 ± 3,25
CF, UFC100 ml ⁻¹	1,69E+05 ±1,33E+05	6,31E+03 ±6,46E+03	4,69E+03 ±5,27E+03
CT, UFC 100 ml ⁻¹	2,14E+06 ±8,78E+05	2,09E+05 ±1,79E+05	2,23E+05 ±2,09E+05
RAM, UFC 100 ml ⁻¹	3,79E+06 ± 2,47E+06	1,64E+06 ±1,56E+06	1,64E+06 ±1,80E+06
ML, UFC ml ⁻¹	157 ± 70	36 ± 36	44 ± 32

TS: tanque séptico, CG: humedal con *C. giganteus*, TD: humedal con *T. domingensis*; OD: oxígeno disuelto; DBO: Demanda Biológica de Oxígeno 5 días; DQO: Demanda Química de Oxígeno; CF: coliformes fecales; CT: coliformes totales; RAM: recuento de aerobios mesófilos totales; ML: corresponde a mohos y levaduras.

del pH debe estar comprendido entre 5 y 9 UpH, por lo que podemos concluir que ambos humedales permiten cumplir con la normativa nacional vigente para el lanzamiento a cuerpos hídricos.

Los valores de pH obtenidos en este trabajo son ligeramente inferiores a lo reportado en un estudio similar con efluentes domésticos, con valores promedios comprendidos entre 7,39 y 7,42 UpH utilizando *T. domingensis* con diferentes tipos de grava (Jovania, Colares, & Sandri, 2013).

El OD medido a la salida del humedal con *C. giganteus* fue de 1,07 mgO₂ l⁻¹; mientras que en el sistema con *T. domingensis* fue de 2,03 mgO₂ l⁻¹ (Tabla

2). En ambos casos se observa un incremento de la concentración de OD a la salida de los humedales respecto a la entrada al sistema (0,1 mgO₂ l⁻¹). En los humedales tipo FSSH (flujo subsuperficial horizontal) generalmente se presentan bajas concentraciones de OD, por lo que la concentración de este gas presente en ambos humedales estaría relacionado con la baja carga de materia orgánica presente en el agua residual que ingresa al sistema (10,77 mgO₂ l⁻¹ de DBO). Nuestro trabajo contrasta con las mediciones obtenidas en humedales construidos con *Phragmites australis*, donde se reportan valores extremadamente bajos de OD, variando entre 0,11 a 0,12 mgO₂ l⁻¹ (García et al., 2004).

Remoción de nutrientes

Las concentraciones de nitrógeno amoniacal fueron de 10,46; 6,98 y 3,64 mgNH₄⁺ l⁻¹ a la salida de tanque séptico, y en los humedales con CG y TD respectivamente. En Paraguay la normativa establece como nivel máximo de N-amoniacal es de 5 mg l⁻¹ en efluentes vertidos tras su tratamiento. El humedal con TD produjo un efluente que cumple con la Resolución 222/02 del Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADES, 2002).

La remoción de N-amoniacal arrojó valores medios de 42±25 % para CG y 65±27 % para el humedal con TD (Fig. 2.a). Estos resultados son superiores a los obtenidos por García *et al* (2004), trabajando a escala piloto con *P. australis* en el cual obtuvieron remociones entre 24-30 %. Por su parte, Zhong *et al.* (2015) determinaron valores de remoción entre 18-20 % utilizando *Iris sibirica* y *Thalia dealbata*; y demostraron que N-amoniacal es removido mejor si se produce microaireación del sistema. La remoción de este parámetro suele ser alrededor del 30% en sistemas FSSH, y ocurre por los procesos de nitrificación y desnitrificación, siendo una condición limitante la disponibilidad de OD en el medio, así como la concentración de materia orgánica (García Serrano & Corzo Hernández, 2008). Trabajando con *Cyperus articulatus*, en un estudio en el que se evaluó el efecto de plantas nativas de Colombia para la remoción de materia orgánica y nitrógeno, los investigadores reportaron un valor excepcional alto de 90% de remoción de N-NH₄ (Carga hidráulica de 460 mm d⁻¹) (Caselles-Osorio, Vega, Camilo, Casierra-Martínez, & Euliser, 2017).

Los valores promedio de fósforo (P-total) fueron de 1,68; 1,22 y 0,7 mgP l⁻¹ a la salida de tanque séptico, CG y TD respectivamente (Tabla 2). Las concentraciones que ingresaron al sistema fueron bajas, siendo incluso menores al límite máximo de vertido de 5 mgP l⁻¹ que establece MADES.

Las remociones obtenidas a lo largo del estudio para de P-total, fueron de 45±24 %, 58± 21% para CG y TD (Fig. 2.b). La depuración del fósforo en humedales FSSH no suele superar el 10-20% (Kadlec & Wallace, 2009), sin embargo en este trabajo fueron sobrepasados dichos márgenes. García y Corzo Hernández (2008) indican que en los humedales FSSH la eliminación de nutrientes es modesta cuando se tratan aguas residuales urbanas de tipo medio (eliminan entre un 10% del N y un 20% del P), no obstante en aguas residuales diluidas su contribución es mayor (> del 50%). Como la remoción de fósforo es baja en los humedales construidos, estos no suelen ser diseñados para el efecto (Hoffmann, Platzer, Winker, & Muench, 2011). La acción biológica en la remoción del fósforo es pequeña, siendo su vía de eliminación por procesos de sorción y precipitación. Además, la composición mineralógica es importante, dependiendo principalmente de su contenido de calcio, hierro y aluminio (Vohla, Kõiv, Bavor, Chazarenc, & Mander, 2011). Maine, Suñe, Hadad, Sánchez, & Bonetto, (2009) estudiaron la relación entre el cambio de vegetación dominante en un humedal a escala planta (TRH= 7-12 d; L×a=50×40) y su efecto en la remoción de nutrientes y metales; encontraron que *T. domingensis* remueve P-total un 14% en promedio, de los cuales el 38% de la disminución de fósforo es causada por la macrófita y el 62% retenido por el

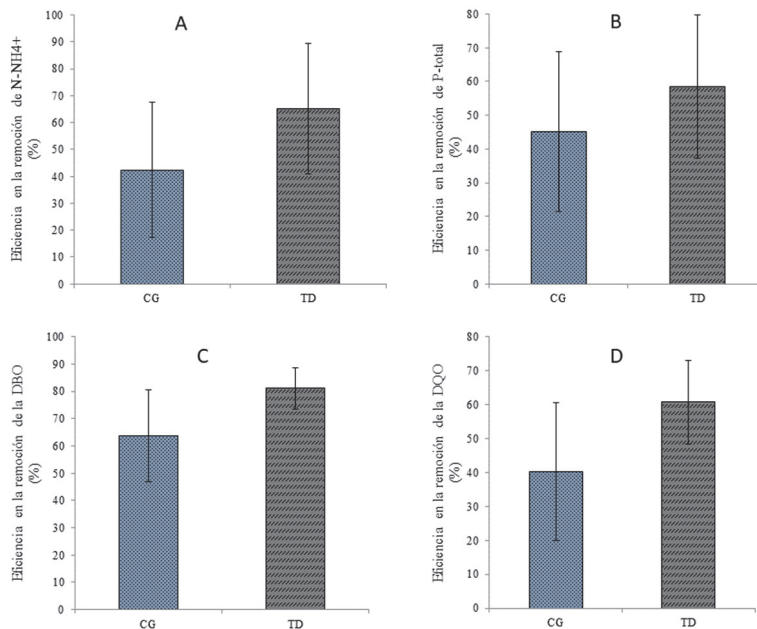


Figura 2. Gráficos barra-error para la eficiencia en la remoción del P-total, N- amoniacal, DQO y DBO. CG (humedal con *C. giganteus*), TD (humedal con *T. domingensis*)

sedimento.

Remoción de materia orgánica

Para la DBO, el humedal TD presentó valores promedios de remoción de $81 \pm 8\%$, y $64 \pm 17\%$ para CG (Fig. 2 C). Los resultados muestran concordancia con lo reportado en estudios similares realizados en Paraguay para *T. domingensis*, donde la reducción para la DBO fue $76,97\%$ (Kemper y Mendoza 2009 en De Barros Barreto y Barrios 2011) y $82,25\%$ (de Barros Barreto & Barrios, 2011). En otro estudio, Vera *et al.* (2011), determinaron que hubo mayor reducción de DBO en el humedal con *T. domingensis* en comparación al control, los valores obtenidos de eficiencia en el humedal con vegetación fueron de 30%

(18% en control) en el primer periodo de estudio y 31% (16% en el control) en el segundo periodo de la investigación.

Al igual que la DBO, la concentración de entrada de la DQO fue baja con valores promedios de $26,4$; $18,1$ y $10,36 \text{ mgO}_2 \text{ l}^{-1}$ a la salida del tanque séptico, y los humedales TD y CG (Tabla 2). Los valores medios de remoción de $61 \pm 12\%$, y $40 \pm 20\%$ para TD y CG, respectivamente (Fig. 2 D). En un trabajo en el que estudian la remoción de agua residual doméstica en un sistema con tanque séptico seguido de humedales con *T. domingensis* en diferentes sustratos (grava, brita y grava lavada), reportan valores de remoción entre 56 y 57% (Jovania *et al.*, 2013), rendimientos muy similares a lo obtenido en nuestro estudio.

En un humedal operado a una carga de 10,6 gDQO m⁻² d⁻¹, Maine *et al.* (2009), determinaron la remoción de la DQO en 70 % para *T. domingensis* en humedales de flujo libre.

Remoción de microorganismos

En cuanto a los parámetros microbiológicos, los porcentajes de remoción fueron elevados para cada grupo microbiano (Tabla 3). La reducción en términos de log₁₀ para CF fue de 1,43 (CG) y 1,56 (TD); estos valores son similares a lo indicado en EPA (1993), que menciona que los humedales construidos son capaces de una reducción de CF de uno a dos unidades logarítmicas. No obstante en muchos casos esto no es suficiente para el cumplimiento de los requerimientos reglamentarios. La reglamentación vigente en la República del Paraguay establece que la concentración máxima de coliformes fecales en los efluentes tratados no debe superar las 4000 NMP/100ml (MADES, 2002), en la Tabla 2 se observa que la carga promedio para CF superan el nivel máximo permitido. En consecuencia, las aguas residuales urbanas tratadas con humedales construidos sean con TD o CG, precisarían de un mecanismo de desinfección antes de liberación al ambiente.

Para CT, la reducción fue de 1,01 y 0,98 log₁₀ para CG y TD respectivamente, con un elevado porcentaje de remoción para ambos casos. Para *Cyperus* sp., la reducción de CT en humedales de flujo subsuperficial horizontal suele variar entre 1,26 y 1,35 unidades logarítmicas en sistemas a escala piloto y TRH de 1,6 d; mientras que para *Typha* sp, con TRH de 5d se reportan valores de 2,5 unidades (Wu, Carvalho, Müller, Remony & Dong, 2016). Estos

valores son superiores a los obtenidos en nuestro estudio.

Los menores niveles de reducción se presentaron para RAM y ML (Tabla 3). CG y TD redujeron 0,36 unidades logarítmicas para RAM, mientras que para ML la reducción fue de 0,64 y 0,55 respectivamente. El efecto de humedales construidos en la reducción de microorganismos está demostrado, principalmente para el caso de los patógenos; no obstante el papel de las plantas aún no es muy claro y su ventaja no es una conclusión universalmente aceptada (Kadlec & Wallace, 2009)

CONCLUSIONES

En el trabajo se comprueba la capacidad de construcción de humedales utilizando *T. domingensis* y *C. giganteus*, que estas resisten el traslado, se adaptan fácilmente fuera de su ambiente natural y crecen apropiadamente en presencia del agua residual urbana. Es importante mencionar también la facilidad para ubicar a estas especies en humedales naturales como el de la Cuenca del Lago Ypacaraí, Paraguay.

Los humedales plantados con ambas especies demostraron buena capacidad de remoción de nutrientes y materia orgánica presentes en el agua residual estudiada. Las eficiencias de remoción en *C. giganteus* fueron de 42%, 45%, 64% y 40% para N-NH₄, P-total, DBO y DQO respectivamente. Mientras que para *T. domingensis* se obtuvieron valores de remoción de 65%, 58%, 81% y 61% para N-NH₄, P-total, DBO y DQO.

La reducción de coliformes fecales fue 1,43 (*C. giganteus*) y 1,56 (*T. domingensis*) unidades logarítmicas, no obstante la disminución no permite cumplir con los parámetros de vertido establecidos en la re-

Tabla 3. Valores promedios de log10 de la concentración y eficiencia en la remoción de parámetros microbiológicos.

Parámetro microbiológico	TS (P1)	CG (P2)	TD (P3)
CF	5,23	3,8 (96%)	3,67 (97%)
CT	6,33	5,32 (90%)	5,35 (89%)
RAM	6,58	6,22 (64%)	6,21 (65%)
ML	2,2	1,52 (76%)	1,64 (72%)

Log10 UFC de la concentración, los valores entre paréntesis (%) representan la eficiencia en la remoción para cada parámetro; TS: tanque séptico; CG: *C. giganteus*; TD: *T. domingensis*; CF: coliformes fecales; CT, coliformes totales; RAM: recuento de aerobios mesófilos totales; ML corresponde a mohos y levaduras

glamentación nacional.

Los humedales de flujo subsuperficial horizontal son relativamente sencillos de construir y operar, por cual proponemos su utilización como sistema descentralizado para el tratamiento de efluentes urbanos y/o domésticos.

REFERENCIAS

- Alarcon, M. T., Zurita, F., Lara-Borrero, J., & Vidal, G. (2018). *Humedales de tratamiento: alternativa de tratamiento de aguas residuales aplicable en América Latina* (Primera). Bogotá: Pontificia Universidad Javeriana.
- APHA. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (20th ed.). Nueva York: Amer. Publ. Health Assoc.
- Arias, C., & Brix, H. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 13, 17–24.
- Caselles-Osorio, A., Vega, H., Camilo, J., Casierra-Martínez, H. A., & Euliser, J. (2017). Horizontal subsurface-flow constructed wetland removal efficiency using *Cyperus articulatus* L. *Ecological Engineering*, 99, 479–485. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.062>
- da Silva, T. L., Reis, A., Medeiros, R., Oliveira, A. C., & Gouveia, L. (2009). Oil production towards biofuel from autotrophic microalgae semicontinuous cultivations monitorized by flow cytometry. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 159(2), 568–578. <https://doi.org/10.1007/s12010-008-8443-5>
- de Barros Barreto, G., & Barrios, R. J. (2011). *Actualización del análisis sobre la eficiencia de los humedales artificiales, en meses de calor, para su utilización como sistema de tratamiento de aguas residuales*. Universidad Católica “Nuestra Señora de la Asunción.”
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L., & Andrade, M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Cochabamba, Bolivia: Centro AGUA. Retrieved from http://www.infoandina.org/sites/default/files/publication/files/depuracion_de_aguas_residuales_por_medio_de_humedales_artificiales.pdf%5Cnhttp://www.

- aguasresiduales.info/revista/libros/depuracion-de-aguas-residuales-por-medio-de-humedales-artificiales
- EPA. (1993). Guía para el diseño y construcción de un humedal construido con flujos subsuperficiales. Dallas, Texas: U.S. EPA- Región 6.
- García, J., Aguirre, P., Mujeriego, R., Huang, Y., Ortiz, L., & Bayona, J. M. (2004). Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. *Water Research*, 38(7), 1669–1678.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.01.011>
- García Serrano, J., & Corzo Hernandez, A. (2008). Depuración con Humedales Construidos. *Universidad Politecnica de Cataluña*, 1–96. Retrieved from http://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/2474/JGarcia_and_ACorzo.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Hoffmann, H., Platzer, C., Winker, M., & Muench, E. (2011). *Revisión Técnica de Humedales Artificiales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas grises y aguas domésticas*. Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Revisión+Técnica+de+Humedales+Artificiales+de+flujo+subsuperficial+para+el+tratamiento+de+aguas+grises#0>
- Jovania, C., Colares, G., & Sandri, D. (2013). Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos leitos cultivados com diferentes meios de suporte Efficiency of sewage treatment with septic tanks followed by constructed wetlands with different support materials. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 8(1), 172–185.
<https://doi.org/10.4136/1980-993X>
- Kadlec, R., & Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands* (2°). Boca Ratón: CRC Press.
- MADES. Resolución por la cual se establece el padrón de calidad de las aguas en el territorio Nacional, Pub. L. No. Resolución N° 222, 6 (2002). Paraguay.
- Magri, M. E., Gorrezen, J., Francisco, Z., & Sezerino, P. H. (2016). Constructed wetlands for sludge dewatering with high solids loading rate and effluent recirculation: Characteristics of effluent produced and accumulated sludge. *Ecological Engineering*, 95, 316–323.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.085>
- Maine, M. A., Suñe, N., Hadad, H., Sánchez, G., & Bonetto, C. (2009). Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland. *Journal of Environmental Management*, 90, 355–363.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.10.004>
- Mereles, F. (2004). Los humedales del Paraguay: principales tipos de vegetación. In M. Fátima, D. Salas Dueñas, & A. Yanosky (Eds.), *Humedales del Paraguay* (pp. 67–68). Asunción, Paraguay: Comité Nacional de Humedales del Paraguay.
- Metcalf & Eddy. (1998). *Ingeniería sanitaria: tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales. Tercera edición, Vol.II, México., 1485 p.* (Tercera). México: McGRAW-HILL.
- Morales, G., López, D., Vera, I., & Vidal, G. (2013). Humedales construidos con plantas ornamentales para el

- tratamiento de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas. *Theoria*, 22(1), 33–46.
- Pelissari, C., Ávila, C., Maria, C., García, J., Dultra, R., Armas, D., & Heleno, P. (2017). Science of the Total Environment Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. *Science of the Total Environment*, 574, 390–399. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.207>
- Salas Dueñas, D. (2015). Análisis de la problemática del agua en Paraguay Analysis of the water problem in Paraguay. *Memorias Del Instituto de Investigaciones En Ciencias de La Salud*, 13(1), 97–103. [https://doi.org/10.18004/Mem.iics/1812-9528/2015.013\(01\)97-103](https://doi.org/10.18004/Mem.iics/1812-9528/2015.013(01)97-103)
- Sánchez Yáñez, J. M. (2011). *Biorremediación. Estrategia contra la contaminación ambiental*. México: Libros en red.
- Silvero, J., & Kunze, F. (2013). Informaciones sobre las actividades humanas que condicionan la calidad del agua del Río Paraguay, Lago Ypacarai y otros afluentes. Asunción, Paraguay: Secretaría del Ambiente.
- Travaini-lima, F., Andreia, M., Silva, M., & Sipaúba-tavares, L. H. (2015). Constructed Wetland for Treating Effluent from Subtropical Aquaculture Farm. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2322-9>
- Vera, A., Nuñez, M., Andrade, C., Cárdenas, C., & Morales Avendaño, E. (2011). Removal of nutrients and organic matter in a constructed wetland, in function of the development of the macrophyte *Typha domingensis* Pers. *Revista Técnica de La Facultad de Ingeniería Universidad Del Zulia*, 34(3), 246–254. Retrieved from http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0254-07702011000300007&lng=en&tlng=en
- Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H. J., Chazarenc, F., & Mander, Ü. (2011). Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands-A review. *Ecological Engineering*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.08.003>
- Vymazal, J. (2010). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, 2(3), 530–549. <https://doi.org/10.3390/w2030530>
- Wu, S., Carvalho, P. N., Müller, J. A., Remony, V. & Dong, R. (2016). A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. *Science of the Total Environment*, 541, 8–22. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.047>
- Zhong, F., Wu, J., Dai, Y., Xiang, D., Cheng, S., & Ji, H. (2015). Performance evaluation of wastewater treatment using horizontal subsurface flow constructed wetlands optimized by micro-aeration and substrate selection. *Water Science & Technology*, 71(9), 1317–1324. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.090>