

## EVALUACIÓN DE UN HUMEDAL ARTIFICIAL DE FLUJO SUBSUPERFICIAL EN EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES GENERADAS EN LA INSTITUCIÓN UNIVERSITARIA COLEGIO MAYOR DE ANTIOQUIA, COLOMBIA

Juan Carlos BEDOYA PÉREZ<sup>1\*</sup>, Alba Nelly ARDILA ARIAS<sup>2</sup> y Julina REYES CALLE<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Grupo de Investigación en Biociencias (GIB), Institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia

<sup>2</sup> Grupo de Investigación en Química Básica y Aplicada (QUIBA). Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid

\*Autor de correspondencia; juan.bedoya@colmayor.edu.co

(Recibido agosto 2013; aceptado junio 2014)

Palabras clave: agua residual, parámetros fisicoquímicos, parámetros microbiológicos, *Typha latifolia*, *Cyperus papyrus*

### RESUMEN

En este artículo se presentan los resultados obtenidos en la implementación de un humedal artificial de flujo subsuperficial para el tratamiento de agua residual real generada por la Institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia (IUCMA). Se realizó una evaluación comparativa de la eficiencia de remoción de diferentes parámetros fisicoquímicos y microbiológicos: demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, sólidos suspendidos totales, nitrógeno amoniacal, nitrógeno total, fósforo, coliformes y algunos metales como níquel y zinc en dos humedales independientes. Cada humedal caracterizado por una macrófita diferente (*Typha latifolia* y *Cyperus papyrus*). Con ambas macrófitas se logró un efluente con niveles inferiores de todos los parámetros analizados con respecto a los valores obtenidos en la caracterización inicial del agua residual original de la IUCMA. Sin embargo, la especie *T. latifolia* mostró un mejor rendimiento que la especie *C. papyrus* en términos de la calidad de agua obtenida en el efluente al finalizar el tratamiento.

Key words: subsurface flow, wastewater, physicochemical parameters, microbiological parameters, *Typha latifolia*, *Cyperus papyrus*

### ABSTRACT

The results obtained from the implementation of a subsurface flow constructed wetland (SSFCW) at the Institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia (IUCMA) campus for wastewater treatment are presented in this article. For that purpose, two independent wetlands were constructed. Each one was characterized by different macrophytes (*Typha latifolia* and *Cyperus papyrus*). Different physicochemical and microbiological parameters, including biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, total suspended solids, ammonia nitrogen, total nitrogen, phosphorus, coliforms and some metals such as nickel and zinc were measured and compared. With both macrophytes an effluent with lower levels of all parameters analyzed with respect to the values obtained in the initial wastewater characterization was achieved. However, the species *T. latifolia* showed better performance than *C. papyrus* in terms of effluent water quality obtained after the treatment.

## INTRODUCCIÓN

En Colombia se generan más de 4.5 millones de m<sup>3</sup> mensuales de aguas residuales en actividades domésticas, agropecuarias e industriales (PNUMA 2001). Según el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de este país, cerca del 90 % de estas aguas son vertidas directamente en los ríos, convirtiéndose en la principal fuente de contaminación de aguas superficiales (MAVDT 2004, MAVDT 2010b). Asimismo, en el país se generan diariamente unas 30 000 toneladas de residuos sólidos de los cuales sólo un 30 % se disponen adecuadamente y gran parte del 70 % restante terminan siendo descargados en los cuerpos de agua superficiales, con lo que se incrementa la problemática nacional (Ojeda y Arias 2000). A pesar de ello, en Colombia sólo existen 237 plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR). Sin embargo, al igual que en el caso de los residuos sólidos, el número real de PTAR en buen estado es desconocido y se estima la necesidad de construir unas 900 unidades adicionales para el tratamiento de la mínima cantidad de residuos generados (MAVDT 2002).

En general, las aguas residuales generadas en actividades humanas poseen una alta carga de sustancias tóxicas, sedimentos y materiales orgánicos e inorgánicos que son altamente demandantes de oxígeno y estimulan el crecimiento de plantas y microorganismos patógenos que en conjunto contaminan las fuentes hídricas y atentan contra la salud pública y la sostenibilidad de la sociedad (UNESCO 2003). Por tal motivo, a nivel mundial se ha visto la necesidad de implementar técnicas de tratamiento que incluyan procesos físicos, químicos y biológicos. El objetivo es reducir la carga de contaminantes contenida en las aguas residuales e, idealmente, recuperarlas, reciclarlas y reutilizarlas antes de verterlas directamente en cuerpos de aguas superficiales (Saeed y Sun 2012, Vymazal 2013).

En las últimas décadas diversos estudios realizados alrededor del mundo se han centrado en el desarrollo de sistemas de tratamiento que sean eficientes en la remoción o transformación de contaminantes y que además sean viables en términos económicos, técnicos y sociales. Producto de esta dinámica, en la actualidad existen diferentes métodos para el tratamiento de aguas residuales, entre los que los humedales artificiales de flujo subsuperficial (HFSS, por sus siglas en inglés), sobresalen como un método eficaz y económico para el tratamiento de diferentes tipos de efluentes (Lamchaturapatr *et al.* 2007). A pesar de que los HFSS han sido ampliamente utilizados y desarrollados en diferentes regiones del mundo, en

Colombia—donde cerca de un 50 % de los sistemas de tratamiento corresponden a lagunas de estabilización (MAVDT 2010b)— es un campo desconocido, poco apreciado y prácticamente inutilizado.

Con la información anterior y por el hecho de que la mayoría de las investigaciones reportadas en la literatura resaltan la aplicabilidad y viabilidad de utilizar estos sistemas para el tratamiento de aguas residuales, se realizó un estudio a escala laboratorio sobre la eficiencia de remoción de carga contaminante presente en agua residual real generada en la Institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia (IUCMA), por medio de esta modalidad de tratamiento de residuos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua residual original

*Jornada de premuestreo.* Con el objetivo de obtener una muestra representativa del agua residual, durante un periodo de dos semanas y en el horario comprendido entre las 6 y las 22 h (horario de actividades académicas), se realizaron jornadas de premuestreos. La finalidad de ellos fue estimar flujos volumétricos medios del agua residual descargada por la institución al sistema de alcantarillado municipal. Estos datos permitieron determinar en qué día de la semana y en qué horarios debería realizarse el muestreo para la caracterización inicial.

*Jornada de aforo y muestreo.* Para la obtención de la muestra compuesta se realizó el siguiente procedimiento:

- Cada hora entre las 6 y las 18 h se estimó el caudal instantáneo ( $Q_i$ ) del agua residual, así como parámetros fisicoquímicos (temperatura, pH, color, turbiedad, oxígeno disuelto y conductividad), que fueron medidos *in situ*.
- Al final de la jornada se calculó el caudal promedio del efluente utilizando el método volumétrico (ecuación 1).

$$Q_p = \frac{\sum Q_i T_i}{\sum T_i} \quad (1)$$

Donde:

$Q_p$  = Caudal promedio (L/s)

$T_i$  = Tiempo entre cada muestra (s)

$Q_i$  = Caudal instantáneo (L/s)

- Por medio de la ecuación 2, se determinó el volumen que debería mezclarse de cada una de las 13 muestras para obtener un volumen final de 2 L.

$$V_i = \frac{(Q_i \times V)}{(Q_p \times n)} \quad (2)$$

Donde:

$V_i$  = Volumen de cada alícuota

$V$  = Volumen total a componer (2 L)

$n$  = Número de muestras tomadas (13)

Todas las muestras fueron conservadas y vigiladas de manera adecuada para garantizar la integridad y la cadena de custodia de las mismas. Es decir, antes de recolectar cada muestra, cada recipiente se purgó dos o tres veces con la misma agua hasta 1/3 de su capacidad, a excepción de las muestras que se tomaron para realizar el análisis bacteriológico o los recipientes que contenían preservativos (ácido sulfúrico o ácido nítrico). Inmediatamente después de tomar la muestra, cada recipiente se tapó y se conservó a una temperatura de aproximadamente 4 °C hasta el momento del análisis. La cadena de custodia permitió hacer un control y seguimiento de las condiciones de recolección de la muestra, preservación, codificación, transporte y análisis, lo cual fue esencial para asegurar su integridad, desde la recolección hasta el reporte de los resultados.

La toma de muestras y los tiempos máximos para los análisis del agua residual se realizaron de acuerdo con las normas establecidas en la *Guía para el monitoreo de vertimientos, aguas superficiales y subterráneas* del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM 2002) y con los procedimientos estándares establecidos por el Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC) en la norma NTC-ISO 5667-10 (ICONTEC 1995). Cada muestra se identificó con la información necesaria, se rotuló y se llevó al laboratorio para su respectivo análisis.

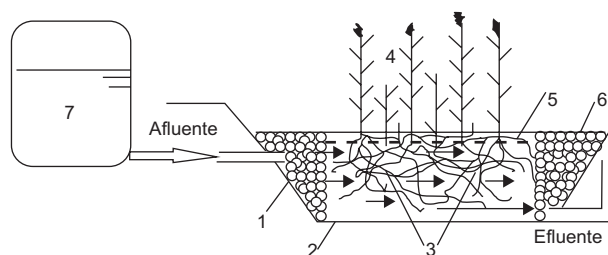
Los equipos usados para la medición de los parámetros *in situ* fueron: colorímetro (Hanna HI 93727), turbidímetro (Hanna LP 2000-11), conductivímetro (Hanna EC 214, Electrodo HI 76303), pH-metro (Thermo Scientific, OrionStar, Serie BI9092) y sensor de oxígeno disuelto (Hanna HI 2400, sonda HI 76407/2). La demanda química de oxígeno (DQO) se determinó utilizando un equipo estándar para espectrofotómetro (Macherey y Nagel, Nanocolor 500D).

Una vez obtenida la muestra compuesta del agua residual original, se caracterizó, por medio de

parámetros fisicoquímicos y microbiológicos *ex situ* como: acidez, demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), carbono orgánico total (COT), fósforo, cloruros, nitritos, nitrógeno amoniacal, nitrógeno total, sólidos suspendidos totales (SST), coliformes totales, coliformes fecales, arsénico, cadmio, cobre, cromo, mercurio, níquel, plomo y zinc. El análisis se realizó en un laboratorio acreditado de la ciudad de Medellín, siguiendo los protocolos presentados en los métodos normalizados y establecidos en las más recientes ediciones de los métodos estándar para el análisis de agua y agua residual de la asociación de salud pública norteamericana (APHA, por sus siglas en inglés), de la asociación norteamericana de servicios del agua (AWWA, por sus siglas en inglés), y de la federación para el control de la contaminación del agua (WPCF, por sus siglas en inglés) para el caso particular de aguas residuales.

### Adaptación y puesta en marcha del humedal a escala de laboratorio

*Características del humedal.* El HFSS consistió en un tanque trapezoidal de acrílico de 1.1 m de largo, 0.4 m de base menor, 0.6 m de base mayor y 0.6 m de profundidad con una inclinación del 1 % (Fig. 1). Estas dimensiones fueron determinadas con base en las recomendaciones que se establecen en el manual para el tratamiento de aguas residuales municipales (EPA 2000).



**Fig. 1.** Esquema general del humedal artificial de flujo sub-superficial. 1, zona de distribución llena con rocas grandes; 2, zona de tratamiento; 3, medio de filtración con grava; 4, vegetación; 5, nivel de agua; 6, zona de colección; 7, tanque de alimentación (tomado y modificado de Vymazal 2005)

En cuanto al material de soporte, diversos investigadores han estudiado el efecto que presenta el tipo de sustrato utilizado sobre el rendimiento del humedal, pero en limitadas ocasiones se ha encontrado un efecto significativo de este parámetro sobre el proceso global de remoción de carga contaminante en humedales artificiales (Chan *et al.* 2008, Bialowiec *et al.* 2011, Saeed y Sun 2012,

Tee *et al.* 2012, Arroyo *et al.* 2013, Haibo *et al.* 2013). Teniendo en cuenta esta observación, únicamente se utilizó grava como sustrato con diámetros comprendidos entre 5 y 20 mm.

Por otra parte, la eficiencia de remoción y el éxito de implementar un humedal están determinados en gran medida por el tipo de macrófitas utilizadas. Así, las macrófitas de mayor uso en humedales artificiales de flujo subsuperficial han sido los géneros *Phragmites*, *Scirpus* y *Typha*, los cuales son de amplia distribución biogeográfica o cosmopolita (Shutes 2001, Saeed y Sun 2012). En este trabajo se utilizaron las especies *Typha latifolia* y *Cyperus papyrus*, por ser macrófitas propias de la región que se encuentran adaptadas a las condiciones climáticas del lugar de estudio.

De acuerdo con lo anterior, se construyeron dos humedales idénticos y se plantó una macrófita diferente en cada uno, con el fin de comparar la eficiencia en la remoción de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos con cada macrófita. Las plantas fueron adquiridas en el jardín botánico “Joaquín Antonio Uribe” de la ciudad de Medellín y después de ser colectadas fueron sometidas a un periodo de adaptación.

*Periodo de adaptación.* Inicialmente los humedales fueron alimentados con agua potable (ICONTEC 1994), posteriormente con una mezcla entre agua potable y agua residual en proporción 1:1 y finalmente con 100 % de agua residual. Cada una de estas fases se realizó por un periodo de 15 días. Para el tratamiento de datos se hizo un análisis de varianza con una prueba de comparación entre medias (prueba de Duncan) con el paquete Statgraphics Centurion XV.

*Estimación de tiempos de retención hidráulicos (TRH).* Al finalizar la fase de adaptación se descargó por completo cada humedal y luego, en diferentes tiempos y de forma independiente, cada uno se recargó nuevamente con agua residual con una carga orgánica inicial de 305.4 mg/L de DQO para el caso del humedal con *T. latifolia* y 293.2 mg/L para el humedal con *C. papyrus*. Los humedales fueron alimentados con un caudal aproximado de 15 L/día, equivalente a un TRH teórico de nueve días, tiempo recomendado para obtener resultados satisfactorios en humedales que utilizan *T. latifolia* (Tejeda 2010). El control de flujo se hizo de forma manual al regular el nivel de agua residual en el tanque alimentador (**Fig. 1**). Cada 24 h y durante diez días se tomaron muestras del efluente y se evaluó el porcentaje de remoción de DQO.

## Tratamiento de las aguas residuales usando el HFSS

Dado que en la IUCMA no existe un sistema de tratamiento primario para las aguas residuales, se instaló un tanque de almacenamiento previo al HFSS simulando las características de una fosa séptica para permitir la sedimentación parcial de los sólidos y los procesos de digestión propios de estos sistemas. El propósito de este tanque de almacenamiento fue evitar la obstrucción del humedal con partículas sólidas grandes contenidas en el agua residual.

Para el proceso de tratamiento del agua residual, los dos humedales se alimentaron simultáneamente con el mismo afluente, el cual se dividió en dos corrientes (una para cada humedal).

Para evaluar la eficiencia de los humedales en la remoción de carga contaminante basada en DQO, COT y SST, se realizaron muestreos y análisis de los mismos por un espacio de tres meses. Otros parámetros físicos, químicos y microbiológicos definidos en el **cuadro I** fueron evaluados únicamente en la última semana de muestreo.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua residual original

Los datos tomados durante las jornadas de pre-muestreo permitieron determinar que el miércoles correspondía al día con mayor afluencia estudiantil y por lo tanto a la mayor generación de agua residual. Lo anterior se reflejó en un flujo volumétrico continuo y características fisicoquímicas similares, especialmente entre las 8:00 y las 18:00 h. En la **figura 2** se muestran los resultados obtenidos durante la jornada de pre-muestreo seleccionada. Aunque estos valores no pueden tomarse como referencia para todos los días durante el tratamiento, sí representan el comportamiento general de la descarga diaria de las aguas residuales generadas por la IUCMA al sistema de alcantarillado.

Al analizar horarios consecutivos, en general las descargas en horas pares superan a las de horas impares (tercera columna) dado que corresponden a periodos de cambio de clase. En estos periodos los alumnos y los docentes hacen un mayor uso de lavamanos y sanitarios. Asimismo, se encontró que los mayores flujos volumétricos están comprendidos entre las 8:00 y las 18:00 h por ser horarios con un mayor número de clases en esta institución. En la misma **figura 1** se muestran, para este caso particular, los volúmenes que fueron tomados de

**CUADRO I.** CARACTERÍSTICAS DEL AGUA RESIDUAL GENERADA EN LA INSTITUCIÓN UNIVERSITARIA COLEGIO MAYOR DE ANTIOQUIA Y ANÁLISIS FINAL DE LOS EFLUENTES OBTENIDOS PARA CADA ESPECIE

Parámetro	Unidad	Agua residual no tratada <sup>1</sup>	Agua tratada ( <i>T. latifolia</i> )	Agua tratada ( <i>C. papyrus</i> )	Límite <sup>2</sup>	Método
Caudal	mL/s	331.8				Volumétrico
Temperatura	°C	24	24	24	< 40°C	Termómetro de Hg
pH	UdepH	8.7	7.09	6.87	5.0-9.0	pH-metro
Color	UPC	583	53	45	----	Colorímetro
Turbiedad	UNT	33	5.1	4.2	-----	Turbidímetro
Conductividad	µS/cm	852	NM	NM	----	Conductímetro
Oxígeno disuelto	% Sat. <sup>3</sup>	37	NM	NM	----	Oxímetro
Acidez	ppm	ND	ND	16.3	-----	Titulométrico
DBO <sub>5</sub>	ppm	255	42.8	43.5	200	Prueba DBO <sub>5</sub>
DQO	ppm	326.9	150.7	170.4	400	Reflujo cerrado
COT	ppm	213	64.9	134.5	-----	Kit COT
Fósforo	ppm	13.2	0.376	0.542	5	Ácido ascórbico
Cloruros	ppm	177.7	NM	NM	----	Titulométrico
Nitritos	ppm	0.0653	ND	ND	2	Colorimétrico
Nitrógeno amoniacal	ppm	54.9	23.7	37.5	10	Macro-Kjeldahl
Nitrógeno total	ppm	202.2	86.2	90.3	20	Macro-Kjeldahl
Sólidos suspendidos	ppm	67.0	3	40	200	Secados (103 - 105 °C)
Sólidos totales	ppm	538	247	682.5	-----	Secados (103 - 105 °C)
Coliformes totales	NMP/100mL	> 2400	430	1100	-----	NMP
Coliformes fecales	NMP/100mL	1100	16	150	-----	NMP
Arsénico	µg/L	< 0.05	< 0.05	< 0.05	-----	Espectrofotometría de absorción atómica
Cadmio	ppm	< 0.0028	< 0.0028	< 0.0028	0.001	
Cobre	ppm	0.0045	< 0.0045	< 0.0045	0.5	
Cromo	ppm	0.0054	< 0.0054	< 0.0054	0.5	
Mercurio	µg/L	0.431	0.033	0.031	1.0	
Níquel	ppm	0.008	< 0.008	< 0.008	0.02	
Plomo	ppm	0.013	< 0.013	< 0.013	0.03	
Zinc	ppm	0.192	0.125	0.0716	0.2	

<sup>1</sup> Estos valores corresponden a promedios ponderados de los muestreos realizados de lunes a sábado entre las 6 a.m y las 9 p.m por un periodo de dos semanas. En horas de la noche y los domingos el caudal no es significativo. Las redes de agua de lluvia no convergen con la red de tuberías para aguas residuales

<sup>2</sup> Valores máximos permitidos para aguas residuales vertidas en aguas superficiales. (MAVDT 2010a)

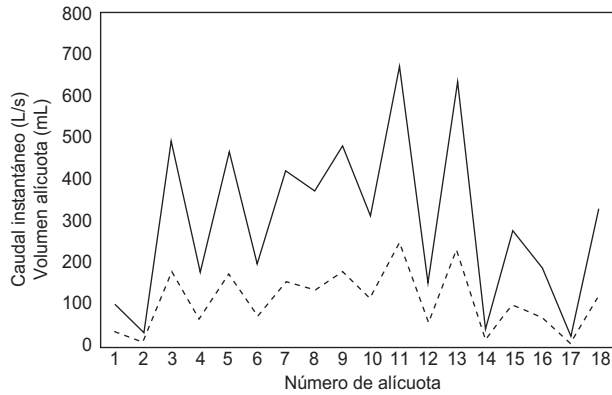
<sup>3</sup> Basado en la máxima solubilidad de agua a 20 °C (6.8 mg/L). ND: No detectado. NM: No medido

cada alícuota para completar los 2 L de muestra compuesta de acuerdo con las ecuaciones 1 y 2.

Las características físicas, químicas y microbiológicas medidas *in situ* y *ex situ* en el agua residual original, se muestran en el **cuadro I**. De acuerdo con la normatividad ambiental colombiana, las aguas residuales generadas en la IUCMA son catalogadas como aguas de origen doméstico (Decreto 3930 de 2010) y se encuentran en la categoría mundial de aguas residuales municipales (Vymazal 2007). Sin embargo, parámetros como DBO<sub>5</sub>, fósforo total, nitrógeno amoniacal y nitrógeno total se encuentran por encima de los valores máximos permitidos para el vertimiento de aguas residuales

en sistemas de alcantarillado y aguas superficiales (200, 10, 5 y 20 ppm respectivamente; MAVDT 2010b). Lo cual indica la necesidad de implementar un sistema de tratamiento previo a la descarga.

La relación DBO<sub>5</sub>/DQO permite determinar qué cantidad de la DQO (materia orgánica e inorgánica contenida en una muestra) de un vertido es susceptible de ser depurada por los microorganismos en cinco días (DBO<sub>5</sub>) y por tanto el carácter de biodegradabilidad de los diferentes vertimientos. Así, de acuerdo con el **cuadro II**, cuando la relación DBO<sub>5</sub>/DQO es menor a 0.3, el vertimiento es no biodegradable, valores entre 0.3 y 0.7 lo hacen poco biodegradable, mientras que valores superiores a



**Fig. 2.** Caudal de aguas residuales generadas en la Institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia (línea sólida). Volumen de alícuota tomada para obtener una muestra compuesta de 2 L (línea punteada). Las alícuotas fueron tomadas cada hora (6 a 21 h)

**CUADRO II. CRITERIOS DE BIODEGRADABILIDAD SEGÚN LA RELACIÓN DBO<sub>5</sub>\*/DQO\*\*** (Ardila *et al.* 2012)

DBO <sub>5</sub> /DQO	Carácter
> 0.8	Muy biodegradable
0.7 – 0.8	Biodegradable
0.3 – 0.7	Poco biodegradable
< 0.3	No biodegradable

\* Demanda bioquímica de oxígeno transcurridos cinco días de reacción; \*\* Demanda química de oxígeno

0.7 favorecen las condiciones de recuperación por métodos biológicos (Ardila *et al.* 2012). Según la relación DBO<sub>5</sub>/DQO obtenida para el agua residual original (0.78), se puede afirmar que este efluente es de naturaleza biodegradable, es decir, la mayor cantidad de la DQO (materia orgánica e inorgánica) presente en el vertido se puede oxidar bioquímicamente. De esta forma, el presente vertido puede ser reducido mediante la implementación de sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales entre los que precisamente se encuentran los humedales artificiales. Por lo tanto, este valor obtenido nos permite asegurar una buena remoción de los contaminantes de naturaleza orgánica por el método propuesto en el presente trabajo.

**Adaptación y puesta en marcha del humedal a escala de laboratorio**

En el **cuadro III** se muestran los datos de adaptabilidad y supervivencia de las especies utilizadas. Aparentemente, los resultados indican una mayor capacidad de supervivencia de la especie *C. papyrus* al estrés generado durante el periodo

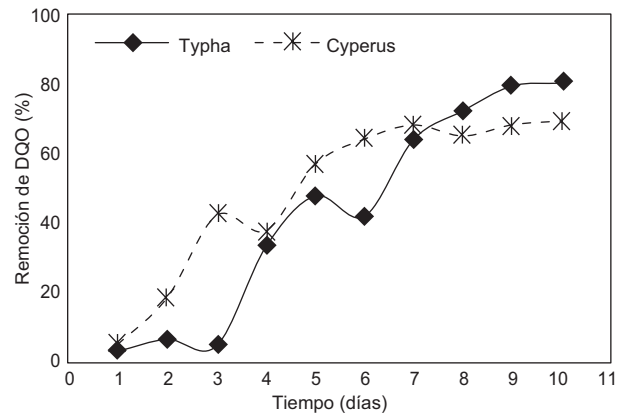
de adaptación y puesta en marcha del humedal (primeros dos meses). No obstante, durante el periodo de montaje, ajuste e implementación de los humedales no se presentaron diferencias significativas entre ambas especies en términos del número de plantas iniciales (P = 0.6945), número de plantas muertas (P = 0.4486) y número de plantas nuevas (P = 0.5109).

**CUADRO III. ADAPTABILIDAD Y SUPERVIVENCIA DE LAS ESPECIES UTILIZADAS**

Especie	Nº Organismos	Mes				
		1	2	3	4	5
<i>Cyperus papyrus</i>	Iniciales	6	6	6	8	9
	Muertos	0	1	0	0	1
	Nuevos	0	1	2	1	2
<i>Typha latifolia</i>	Iniciales	7	4	6	6	8
	Muertos	3	0	1	0	0
	Nuevos	0	2	1	2	3

Sin embargo, la especie *T. latifolia* presentó un mayor índice de crecimiento respecto a *C. papyrus* en términos de longitud y desarrollo de hojas durante los tres meses posteriores. En ambos casos se vio la necesidad de realizar podas al finalizar el quinto mes para evitar la sobresaturación del sistema.

En la **figura 3** se muestran los porcentajes de remoción de DQO con cada macrófita durante el periodo de estimación de los tiempos de retención hidráulicos. En términos de la disminución de DQO se lograron mejores rendimientos para un TRH de nueve días para *T. latifolia* y de siete días para



**Fig. 3.** Porcentaje de remoción de DQO con *Typha latifolia* y *Cyperus papyrus* durante el periodo de estimación de los TRH

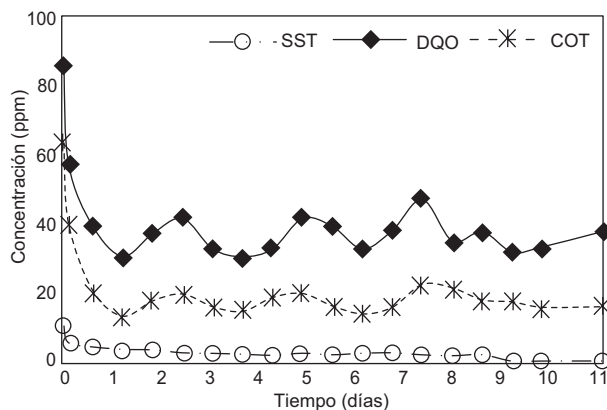
*C. papyrus* con porcentajes de remoción de DQO del 79.4 % y 68.1 % respectivamente. En el caso específico de *T. latifolia* se obtuvieron tiempos que han sido recomendados por Tejeda (2010) para lograr desempeños satisfactorios en humedales que utilizan esta especie. De acuerdo con estos resultados la fase del tratamiento de aguas residuales se realizó con flujos volumétricos de 15 L/día para *T. latifolia* y de 19 L/día para *C. papyrus*.

**Tratamiento de las aguas residuales usando el HFSS**

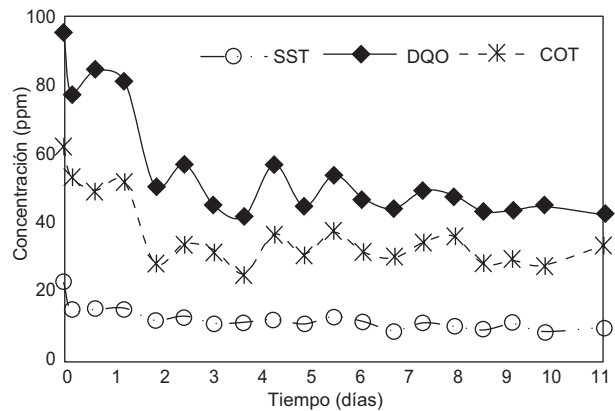
En las **figuras 4 y 5** se muestra la variación en el tiempo de la DQO, COT y SST de los humedales para cada especie. Con ambos tipos de macrófita el mayor porcentaje de remoción se observó durante los primeros diez días de funcionamiento del humedal, tiempo adecuado para superar los tiempos de retención establecidos anteriormente.

Después de este periodo el valor promedio para la DQO, COT y SST fue de 144.7, 70.08 y 10.0 ppm para el humedal con *T. latifolia* y de 199.3, 132.6 y 45.4 ppm para el humedal con *C. papyrus*. En ambos casos se obtuvo un efluente dentro de los límites permisibles de vertimiento a aguas superficiales y a sistemas de alcantarillado, según la norma colombiana vigente (MAVDT 2010b) (**Cuadro I**).

Las oscilaciones de estos parámetros en tiempos posteriores al TRH (**Fig. 4 y 5**), probablemente se deben a que el afluente no siempre tenía las mismas características iniciales por ser un agua residual real. Además, es importante resaltar que durante el tercer y cuarto mes hubo una mayor variación en el número total de plantas presentes en cada humedal por efectos de muerte y surgimiento de nuevos individuos, lo cual pudo afectar directamente el desempeño del sistema de tratamiento.



**Fig. 4.** Comportamiento de los parámetros DQO, COT y SST durante el tratamiento con *Typha latifolia*



**Fig. 5.** Comportamiento de los parámetros DQO, COT y SST durante el tratamiento con *Cyperus papyrus*

De acuerdo con los valores obtenidos para los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua residual original, se puede decir que al final del tratamiento se obtuvo un promedio de remoción de DQO de 53.9 % con *T. latifolia* y de 47.9 % con *C. papyrus*. En términos de DBO<sub>5</sub>, el porcentaje de remoción fue casi similar con ambas especies (83.2 con *T. latifolia* y 82.9% con *C. papyrus*). De acuerdo con la literatura (Axler 2000, Davison 2000, EPA 2000), la eficiencia de los humedales con respecto a la DBO<sub>5</sub> oscila entre el 20 y el 93 % con un promedio de 70.9 %. Por lo anterior, se puede afirmar que con ambas especies se obtuvo una remoción dentro del rango esperado y por encima del promedio.

Por otro lado, se logró remover 69.5 % de COT con *T. latifolia* y 36.8 % con *C. papyrus*. En cuanto a los porcentajes de remoción de SST, se lograron remociones de 95.5 % con *T. latifolia* y de 40.3 % con *C. papyrus*. Los altos niveles de remoción de fósforo obtenidos con ambas macrófitas (97.2% con *T. latifolia* y 95.9% con *C. papyrus*), demuestran la gran demanda de nutrientes que tienen ambas especies. La remoción de este elemento se puede dar por captación de las plantas, por la adsorción al medio y por la sedimentación.

Aunque los niveles de metales pesados presentes en el agua residual original son bastante bajos, los valores obtenidos en el agua residual después del tratamiento son menores o iguales en todos los casos con las dos especies. De acuerdo con los datos anteriores, se puede afirmar que durante los últimos días de tratamiento se logró obtener un efluente más homogéneo con ambas especies. Lo que podría estar relacionado con una mejor adaptación de las plantas a su medio, así como de la comunidad de microorganismos que forman parte del humedal.

Con las dos macrófitas se logró un efluente cuyos niveles en todos los parámetros analizados resultaron

inferiores a los valores obtenidos en la caracterización inicial del agua residual original de la IUCMA. Sin embargo, la especie *T. latifolia* mostró un mejor rendimiento que la especie *C. papyrus* en términos de la calidad de agua obtenida en el efluente al finalizar el tratamiento (**Cuadro I**).

A pesar de lo anterior, con ninguna de las dos especies se logró obtener un efluente que cumpliera con los niveles máximos de remoción establecidos para el nitrógeno total y el nitrógeno amoniacal en un vertimiento de aguas residuales hacia aguas superficiales o hacia un sistema de alcantarillado. No obstante, al comparar los resultados finales con las características del agua residual sin tratamiento podría suponerse que se lograron disminuciones considerables en estos parámetros.

Es posible que no se haya efectuado una remoción efectiva del nitrógeno debido a la poca profundidad del humedal, lo que impidió la formación de zonas anóxicas y posiblemente anaeróbicas, con las que se inhiben los procesos de nitrificación y desnitrificación. Lo anterior indica la necesidad de realizar variaciones en la construcción del humedal con el objetivo de lograr mejores resultados en la disminución de nitrógeno amoniacal y nitrógeno total por ser los parámetros que más alejados se encuentran de la norma colombiana.

Diferentes estudios han mostrado la limitación que tienen estos sistemas de tratamiento para lograr disminuciones considerables en estos parámetros. En estos trabajos se reportan reducciones que en promedio oscilan entre el 40 y el 55 % para el nitrógeno total y del 46 al 50 % para el nitrógeno amoniacal (Vymazal 2007, Yang *et al.* 2008, Lieyu *et al.* 2011). Entre las estrategias que han sido utilizadas para reducir estas formas de nitrógeno se encuentran, principalmente, una variación en la profundidad del humedal, la aireación del sistema (Yang *et al.* 2008), el uso de sustratos alternos (Tao y Wang 2009), la recirculación de efluentes (He *et al.* 2008), el tratamiento con diferentes plantas acuáticas (Lamchaturapatr *et al.* 2007) y la construcción de sistemas híbridos (Vymazal 2013).

## CONCLUSIONES

Los mayores niveles de remoción de DQO (70.4%), DBO<sub>5</sub> (96.7 %) y SST (81.4 %) presentes en el agua residual de la IUCMA, se obtuvieron en el humedal que contenía la especie *T. latifolia*.

Con ninguna de las macrófitas usadas se logró obtener un efluente que cumpliera con los niveles máximos de remoción establecidos por la normatividad colombiana para el nitrógeno total y el nitrógeno

amoniacal en un vertimiento de aguas residuales hacia aguas superficiales o hacia sistemas de alcantarillado. Sin embargo, la comparación de los resultados finales con las características del agua residual sin tratamiento evidencia disminuciones considerables de estos parámetros.

Los resultados obtenidos en el presente trabajo demuestran que es posible implementar la tecnología de humedales artificiales subsuperficiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas en municipios de Medellín, de forma económica y ambientalmente responsable.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Institución Educativa Colegio Mayor de Antioquia por el financiamiento del presente proyecto de investigación.

## REFERENCIAS

- Ardila A.N. (2012). Remoción fotocatalítica de DQO, DBO<sub>5</sub> y COT de efluentes de la industria farmacéutica. *Revista Politécnica* 15, 9-17.
- Arroyo P., Ansola G. y Sáenz de Miera L.E. (2013). Effects of substrate, vegetation and flow on arsenic and zinc removal efficiency and microbial diversity in constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 51, 95-103.
- Axler R. (2000). Residential subsurface flow treatment wetlands in northern Minnesota. *Memorias. Proceedings of the 7<sup>th</sup> International Conference on wetland systems for water pollution control.* Florida, EUA. 11 al 16 de abril, 2000. 893-901.
- Bialowicz A., Janczukowicz W. y Randerson P.F. (2011). Nitrogen removal from wastewater in vertical flow constructed wetlands containing LWA/gravel layers and reed. *Ecol. Eng.* 37, 897-902.
- Chan S.Y., Tsang Y.F., Chua H., Sin S.N. y Cui L.H. (2008). Performance study of vegetated sequencing batch coal slag bed treating domestic wastewater in suburban area. *Bioresource Technol.* 99, 3774-3781.
- Davison L. (2000). On-site wastewater treatment by reed bed in the moist subtropics. *Memorias. Proceedings of the 7<sup>th</sup> International Conference on wetland systems for water pollution control.* Florida, EUA. 11 al 16 de abril, 2000. 911-918.
- EPA (2000). *Constructed wetlands treatment of municipal wastewater. Manual.* Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio, E.U.A. 166 pp.
- Haibo L., Yinghua L., Zongqiang G. y Xiaodong L. (2013). Performance study of vertical flow constructed



- wetlands for phosphorus removal with water quenched slag as a substrate, *Ecol. Eng.* 53, 39-45.
- He L., Liu H-l., Xi B-d. y Zhu Y-b. (2006). Effects of effluent recirculation in vertical flow constructed wetland on treatment efficiency of livestock wastewater. *Water Sci. Technol.* 54, 137-146.
- ICONTEC (1994). NTC-ISO 813. Norma Técnica Colombiana. Agua. Agua potable. Norma. Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. Bogotá, D.C. 10 pp.
- ICONTEC (1995). NTC-ISO 5667-10. Norma Técnica Colombiana. Gestión ambiental calidad de agua. Muestreo. Muestreo de aguas residuales. Norma. Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. Bogotá, D.C. 17 pp.
- IDEAM (2002). Guía para el monitoreo de vertimientos, aguas superficiales y subterráneas del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Guía. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia. Bogotá, D.C. 83 pp.
- Lamchaturapatr J., Yi S.W. y Rhee J.S. (2007). Nutrient removals by 21 aquatic plants for vertical free surface-flow (VFS) constructed wetland. *Ecol. Eng.* 29, 287-293.
- Lieyu Z., Xunfeng X., Ying Z., Beidou X., Yanan Y., Xin G., Ying X. y Jianhong Z. (2011). The ammonium nitrogen oxidation process in horizontal subsurface flow constructed wetlands, *Ecol. Eng.* 37, 1614-1619.
- MAVDT (2002). CONPES 3177. Acciones prioritarias y lineamientos para la formulacion del plan nacional de manejo de aguas residuales. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Política pública. Bogotá, D.C. 27 pp.
- MAVDT (2004). PMAR. Plan Nacional De Manejo De Aguas Residuales Municipales en Colombia. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Política pública. Bogotá, D.C. 19 pp.
- MAVDT (2010a). Decreto 3930. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Política pública. Bogotá, D.C. 34 pp.
- MAVDT (2010b). PNGIRH. Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Política pública. Bogotá, D.C. 124 pp.
- Ojeda E.O. y Arias R. (2000). Informe nacional sobre la gestión del agua en Colombia [en línea]. <http://www.unesco.org>. 17/07/2013.
- PNUMA (2001). Las aguas residuales municipales como fuentes terrestres de contaminación de la zona marino costera en la region de America Latina y el Caribe. Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Política Exterior. México, D.F. 33 pp.
- Saeed T. y Sun G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *J. Environ. Manag.* 112, 429-448.
- Tao W. y Wang J. (2009). Effects of vegetation, limestone and aeration on nitrification, anammox and denitrification in wetland treatment systems. *Ecol. Eng.* 35, 836-842.
- Tee H.C., Lim P.E., Seng C.E. y Nawi M. (2012). Newly developed baffled subsurface flow constructed wetland for the enhancement of nitrogen removal. *Bioresource Technol.* 104, 235-242.
- Tejeda J.C. (2010). Diseño de un humedal para la remoción de Cd, As y Cr con plantas de *Typha latifolia* (espadaña). Tesis de maestría en Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias Químicas. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. San Luis Potosí, México. 121 pp.
- UNESCO (2003). Water for people, water for life. Executive Summary of the UN World Water Development Report. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. París, Francia. 36 pp.
- Vymazal J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 25, 478-490.
- Vymazal J. (2007). Review. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total. Environ.* 380, 48-65.
- Vymazal J. (2013). The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. *Water Research* 47, 4795-4811.
- Yang Q., Tam N.F.Y., Wong Y.S., Luan T.G., Su W.S., Lan C.Y., Shin P.K.S. y Cheung S.G. (2008). Potential use of mangroves as constructed wetland for municipal sewage treatment in Futian, Shenzhen, China. *Marine Pollut. Bull.* 57, 735-743.