

**USO DE UN HUMEDAL CONSTRUIDO COMO  
PULIMENTO PARA EFLUENTES DE UN SISTEMA DE  
LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN**

MARISEL NÚÑEZ, CARMEN CÁRDENAS<sup>1</sup>, KARINA HABLICH<sup>1</sup>,  
WANYER VELÁSQUEZ<sup>1</sup>, DAISY ISEA<sup>1</sup>, ALBERTO TRUJILLO<sup>1</sup>,  
Y EVER MORALES<sup>2</sup>

Programa de Ingeniería y Tecnología, Universidad Rafael María Baralt, Costa  
Oriental del Lago, Estado Zulia, Venezuela. alrimar@cantv.net

<sup>1</sup> Centro de Investigación del Agua, Facultad de Ingeniería, Universidad del  
Zulia, Maracaibo, Estado Zulia, Venezuela

<sup>2</sup> Departamento de Biología, Facultad Experimental de Ciencias,  
Universidad del Zulia, Maracaibo, Estado Zulia, Venezuela

**Resumen.** Se evaluó la eficiencia de un humedal construido como pulimento para el efluente de las lagunas de estabilización del Centro de Investigación del Agua de la Universidad del Zulia, Maracaibo, Venezuela. El sistema estuvo compuesto por dos celdas: un humedal plantado con *Typha dominguensis* y una celda de control sin vegetación. El sistema fue de flujo superficial en condiciones de alimentación continua, con un caudal de entrada de 2,15 m<sup>3</sup>/d. El muestreo se realizó durante 6 meses, con frecuencia de 2 veces por semana. Las medias de remoción (%) para el humedal construido fueron: turbidez (64,94 ± 11,04), SST (64,32 ± 13,98), SSV (68,31 ± 13,56), DQO (52,3 ± 13,43), DBO<sub>5,20</sub> (57,513 ± 11,53), y NTK (2,0 ± 18,96); no hubo remoción para P<sub>total</sub> ni para N-NH<sub>4</sub>. Las medias de remoción (%) para el control fueron: turbidez (38,66 ± 17,45), SST (43,09 ± 17,31), SSV (49,75 ± 19,27), DQO (22,75 ± 9,81), DBO<sub>5,20</sub> (27,86 ± 10,31), P<sub>total</sub> (15,4 ± 23,82), NTK (24,26 ± 15,28) y N-NH<sub>4</sub> (24,07 ± 40,85). El humedal construido fue más efectivo en la remoción de materia orgánica del efluente de las lagunas de estabilización en relación con el control, donde hubo mayor remoción de nutrientes.

**Palabras clave:** Flujo superficial, humedal construido, lagunas de estabilización, *Typha dominguensis*.

---

Recibido: 20 Febrero 2006 / Aceptado: 23 Octubre 2006  
Received: 20 February 2006 / Accepted: 23 October 2006

## USE OF A CONSTRUCTED WETLAND TO TREAT STABILIZATION POND EFFLUENT

**Abstract.** We evaluated the efficiency of a constructed wetland to treat effluent from the stabilization ponds of the Centro de Investigación del Agua, Universidad del Zulia, Maracaibo, Venezuela. The system consisted of two small ponds: one planted with *Typha dominguensis* and one without plants; and a continuous, superficial 2.15m<sup>3</sup>/day inflow was maintained. Water sampling was done twice weekly for six months. Removal rates (%) in the wetland pond were: turbidity (64.94 ± 11.04), TSS (64.32 ± 13.98), VSS (68.31 ± 13.56), COD (52.30 ± 13.43), BOD (57.51 ± 11.53), and TKN (2.00 ± 18.96). Total P and N-NH<sub>4</sub> were not removed. Removal rates (%) in the control pond were: turbidity (38.66 ± 17.45), TSS (43.09 ± 17.31), VSS (49.75 ± 19.27), COD (22.75 ± 9.81), BOD (27.86 ± 10.31), TP (15.40 ± 23.82), TKN (24.26 ± 15.28), and NH<sub>4</sub>-N (24.07 ± 40.85). The pond planted with *Typha* was more efficient in removing organic matter from outflow of the stabilization ponds, compared to the pond without plants. However, nutrient removal was higher in the control pond.

**Key words:** Constructed wetland, stabilization ponds, *Typha dominguensis*, wastewater treatment.

## INTRODUCCIÓN

Las lagunas de estabilización constituyen un tratamiento biológico de mucha aceptación a nivel mundial entre los diferentes métodos para el tratamiento de las aguas residuales, debido principalmente a su efectividad en la remoción de DBO y coliformes, y a sus bajos costos de construcción, operación y mantenimiento (Saidam *et al.* 1993, Middlebrooks 1995). Su mayor desventaja es la alta concentración de sólidos suspendidos totales (SST) que ocasionalmente presenta el efluente y que limita las posibilidades de reuso del mismo (Saidam *et al.* 1993, Middlebrooks 1995). Estos sólidos están compuestos principalmente de algas y de otros materiales en descomposición, y no de aquellos originalmente presentes en las aguas residuales (Middlebrooks 1995). La presencia de estas algas podría crear efectos indeseables en los cuerpos receptores y generar una alta demanda de oxígeno en los mismos (Saidam *et al.* 1993).

Middlebrooks (1995) realizó una revisión de las diferentes tecnologías usadas para el pulimento de los efluentes de las lagunas de estabilización, las cuales fueron: los filtros intermitentes de arena, los filtros rocosos, la aplicación al suelo, los sistemas con jacintos y lenteja de agua, los microcedazos y los sistemas de humedales construidos. Dentro de estos métodos, los humedales construidos representan una de las opciones de mayor atractivo debido a sus mínimos requerimientos de operación y mantenimiento, su sencillez de construcción y su armonía con el paisaje (Denny 1997, USEPA 1999).

Los humedales construidos son obras de ingeniería diseñadas para el tratamiento de aguas residuales, bajo el concepto del establecimiento de condiciones óptimas que faciliten la existencia de mecanismos físicos, químicos y biológicos complejos, presentes en los humedales naturales, permitiendo la depuración de las aguas residuales (Jin *et al.* 2002). Los humedales construidos están integrados por tres elementos fundamentales que son el agua, las plantas vasculares y el material base de soporte de las mismas. Los sistemas de humedales se han utilizado para tratar aguas residuales domésticas e industriales de diferentes tipos, y se podrían emplear como un sistema alternativo en las plantas de tratamiento ya existentes para dar al efluente un procesamiento adicional, que permita su reutilización o alcanzar su disposición final (USEPA 1999).

En Venezuela, las investigaciones sobre humedales construidos es escasa y se ha orientado al tratamiento secundario de aguas industriales de producción de la industria petrolera, minera y cementera. Los estudios y experiencias a nivel mundial presentan una tecnología con excelentes resultados (USEPA 1999, IWA 2000) que se podría aplicar en Venezuela para el tratamiento de las aguas residuales o para el pulimento de efluentes de plantas ya existentes.

La experiencia aportada por las lagunas de estabilización del Centro de Investigación del Agua, Universidad del Zulia, Venezuela, demuestra que en oportunidades los efluentes no cumplen con la normativa de calidad en cuanto a sólidos suspendidos se refiere, lo que hace necesario la implementación de otros sistemas de tratamiento que

remuevan esa materia suspendida y que mejoren la calidad del efluente en general. El objetivo general de esta investigación es evaluar la eficiencia de un humedal construido, de flujo superficial a escala piloto, en el pulimento del efluente de las lagunas de estabilización del Centro de Investigación del Agua de la Facultad de Ingeniería de la Universidad del Zulia, Venezuela, durante los primeros meses de funcionamiento.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### UBICACIÓN Y DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA EXPERIMENTAL

El sistema de humedales evaluado está ubicado al aire libre en el Centro de Investigación del Agua (CIA) de la Facultad de Ingeniería de la Universidad del Zulia (LUZ), en la ciudad de Maracaibo, Venezuela, donde funciona un sistema piloto de lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales urbanas, del cual se tomaron los efluentes para ser tratados. El sistema experimental, estuvo constituido por dos celdas: un sistema de humedales y un control sin vegetación. Las dimensiones de las celdas fueron 15 m de largo por 1,5 m de ancho y 0,45 m de profundidad a la entrada, y con una pendiente longitudinal de 1%, recubiertas con concreto hidrófugo. Las paredes estaban conformadas por taludes con pendiente de 2:1. El sistema fue alimentado en forma continua, por gravedad, desde un tanque elevado, con el efluente de las lagunas de estabilización del CIA. El caudal para cada celda fue de aproximadamente 2,15 m<sup>3</sup>/d, controlado a través de llaves de paso ubicadas a la entrada de cada una de ellas. El soporte para las plantas estuvo constituido por 15 cm de material arenoso (capa vegetal). Este material se dispuso en las dos celdas. La vegetación estuvo constituida por *Typha dominguensis* (“enea”), obtenida de un canal de drenaje cercano al CIA; las plantas fueron sembradas con una densidad de 14 ind/m<sup>2</sup>, dos meses antes de iniciarse el muestreo, tiempo que permitió la aclimatación de las mismas. En este período, la alimentación del sistema se inició a bajo caudal, incrementándose hasta alcanzar el valor de diseño. La altura final de 10 cm de la columna de agua usada durante la experimentación, fue lograda en forma progresiva desde 0 cm para evitar el impacto que las nuevas condiciones pudiesen tener sobre la vegetación.

Antes de dar inicio a la etapa experimental, las plantas fueron podadas a una altura de 40 cm. Motivado al efecto que ocasionó sobre las plantas un fuerte viento que se dio en la semana 8, el cual hizo que algunas cayeran sin lograr su recuperación a la posición inicial debido a su elevada altura, fue necesaria una poda parcial de las plantas en la semana 10. Posteriormente, en la semana 17 se realizó una poda completa de las mismas, debido a que por el estado de senescencia en que se encontraba la vegetación, las plantas se doblaron cubriendo toda la superficie del humedal, no permitiendo la penetración de luz ni el desarrollo de las nuevas plantas. En el caso del control, en la semana 16 se realizó la eliminación de gran cantidad sedimentos que a la fecha se habían depositado en el mismo, y que habían alcanzado en algunos casos hasta 5 cm de altura.

### **TOMA DE MUESTRAS Y ANÁLISIS ESTADÍSTICO**

La eficiencia del sistema se evaluó a través del análisis de laboratorio de las muestras de agua tomadas dos veces por semana, a la entrada y a la salida del sistema de humedales y del control; la recolección fue hecha utilizando envases plásticos de un litro de capacidad.

El muestreo se realizó durante 24 semanas, en horario comprendido entre 8:00 y 9:00 h. Se determinaron los parámetros físico-químicos: potencial de hidrógeno (pH, Orion pH/Milivolt Meter 611), turbidez (espectrofotómetro HACH), sólidos suspendidos totales (SST, gravimétrico), sólidos suspendidos volátiles (SSV, gravimétrico), demanda química de oxígeno (DQO, reflujo cerrado, colorimétrico), fósforo total ( $P_{total}$ , colorimétrico), nitrógeno total Kjeldahl (NTK, volumétrico), nitrógeno amoniacal ( $N-NH_4$ , volumétrico) y demanda biológica de oxígeno ( $DBO_{5,20}$ , método Winkler), la cual se determinó a partir de la semana 14 cuando se decidió complementar la información de la materia orgánica. Todos los análisis se realizaron según los métodos estándares APHA *et al.* (1998).

El análisis de los datos fue realizado a través del programa SAS, versión 6. Se efectuó el análisis de la varianza (ANOVA) de una vía de las medias de los porcentajes de remoción para cada parámetro

estudiado, para establecer la existencia de diferencia significativa de las mismas entre los tratamientos. El diseño fue de bloques completos al azar con 24 repeticiones, donde cada semana representó un bloque.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1 presenta las medias alcanzadas para los valores de entrada (E) y salida del sistema de humedales (H) y del control (C) de los parámetros estudiados durante el tiempo que duró la investigación, y las medias de remoción alcanzadas por los mismos. También se muestra los límites permisibles para los parámetros considerados según las “Normas para la clasificación y control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos”, publicados en La Gaceta Oficial de Venezuela Nro. 5021, 1995, en su Decreto 883. La Tabla 2 presenta los resultados del análisis de la varianza de una vía efectuado a las medias de remoción de los parámetros analizados, para determinar la existencia de diferencias significativas entre el sistema de humedales y el control.

Los resultados indican que el sistema de humedales alcanzó mejores resultados que el control en la remoción de los parámetros turbidez, SST, SSV, DQO y DBO, mientras que el control fue más eficiente en la remoción de NTK, N-NH<sub>4</sub> y P<sub>total</sub> (Tabla 1). El análisis de varianza de la remoción de los parámetros: turbidez, SST, SSV, DQO, fósforo total y NTK determinó que el tipo de tratamiento afectó en forma altamente significativa ( $P < 0.0001$ ) la remoción de estos parámetros, mientras que para el caso de N-NH<sub>4</sub> el tipo de tratamiento afectó en forma significativa ( $P = 0.0008$ ) la remoción del mismo.

De acuerdo a los resultados de las medias obtenidas a la entrada del sistema (salida de las lagunas de estabilización), los parámetros DBO, DQO, P<sub>total</sub>, NTK y pH, no presentaron problemas en cuanto al cumplimiento de los límites o rangos establecidos por el Decreto 883. En cuanto a la concentración de SST, el valor de la media a la salida de la laguna supera el valor de la normativa legal vigente. Los valores a la salida del sistema de humedales y del control de los diferentes parámetros se encuentran por debajo de los establecidos por la norma.

En el caso de los SST, la media alcanzada fue de  $36,29 \pm 16,24$  mg/L, no superando el límite establecido por la normativa nacional en ninguna oportunidad durante el tiempo que duró el estudio.

Tabla 1. Valores de las medias alcanzadas para la entrada y salida del sistema de humedales y del control de los parámetros estudiados. Límite según decreto 883 de la normativa nacional y remoción de los parámetros para cada tratamiento.

Parámetro	Entrada	Salida		Límite Norma 833	% Remoción Tratamiento	
		Humedal	Control		Humedal	Control
pH	$8,39 \pm 0,66$	$6,98 \pm 0,30$	$7,93 \pm 0,79$	6-9	-	-
Turbidez (UNT)	$284 \pm 107$	$96 \pm 42$	$175 \pm 88$	-	$64,94 \pm 11,0$	$38,66 \pm 17,5$
SST (mg/L)	$103 \pm 24$	$36 \pm 16$	$59 \pm 26$	80	$64,32 \pm 14,0$	$43,09 \pm 17,3$
SSV (mg/L)	$87 \pm 18$	$27 \pm 12$	$43 \pm 19$	-	$68,31 \pm 13,6$	$49,75 \pm 19,3$
DQO (mg/L)	$269,53 \pm 39,0$	$130,31 \pm 49,4$	$200,03 \pm 40,2$	350	$52,30 \pm 13,4$	$22,75 \pm 9,8$
DBO (mg/L)	$44,99 \pm 7,7$	$18,89 \pm 5,00$	$32,19 \pm 5,69$	60	$57,51 \pm 11,5$	$27,86 \pm 10,3$
P <sub>total</sub> (mg/L)	$5,58 \pm 0,8$	$6,02 \pm 1,17$	$4,78 \pm 1,64$	10	$-7,85 \pm 14,5$	$15,40 \pm 23,8$
NTK (mg/L)	$10,91 \pm 3,0$	$10,66 \pm 3,19$	$8,22 \pm 2,69$	40	$2,00 \pm 19,0$	$24,26 \pm 15,3$
N-NH <sub>4</sub> (mg/L)	$5,14 \pm 2,3$	$6,58 \pm 2,94$	$3,90 \pm 3,01$	-	$-41,80 \pm 64,4$	$24,07 \pm 40,9$

## pH

El sistema de humedales posee un efecto amortiguador sobre las aguas que lo cruzan, según los resultados que muestra la Tabla 1 para E, H y C. Las sustancias orgánicas producto de la descomposición de la materia vegetal muerta confieren acidez al agua (Kadlec y Knight 1996, Coleman *et al.* 2000), así como también lo hace la actividad microbiana

Tabla 2. Análisis de la varianza para porcentajes de remoción de los parámetros evaluados para el sistema experimental evaluado.

Fuente de Variación	Remoción de:	Valor de F	P
Tratamientos (1 GL)	Turbidez	67,99**	< 0,0001
Bloques (23 GL)	SST	50,50**	< 0,0001
Error (23 GL)	SSV	32,33**	< 0,0001
	DQO	88,05**	< 0,0001
	P <sub>total</sub>	23,69**	< 0,0001
	NtK	22,69**	< 0,0001
	N-NH <sub>4</sub>	14,74*	< 0,0008

\*Significativo, \*\*Altamente significativo, GL = Grados de Libertad.

dentro del sistema (Mbuligwe 2005), lo que explicaría el descenso del valor del pH para H, en comparación con el de E y el de C, que descendió levemente, manteniéndose ligeramente básico; en este caso, la acción amortiguadora del suelo arenoso, de reacción ligeramente ácida (pH inicial 6,23), no fue suficiente para neutralizar los aportes alcalinos del afluente. Adicionalmente, la actividad autotrófica de la población algal, que durante todo el estudio estuvo presente en forma masiva ante la ausencia de macrofitas que propiciaran su eliminación (Brix 1997, Valderrama *et al.* 2002, Slak *et al.* 2005), contribuyó al mantenimiento del pH ligeramente básico en C (Prystay y Lo 2001, Kyambadde *et al.* 2005). En ambos sistemas, los valores de pH favorecieron la actividad microbiana que es responsable de los principales procesos químicos (transformaciones del nitrógeno, hierro y carbono, entre otros) que se dan en los humedales (Brix 1995, Kadlec y Knight 1996, IWA 2000).

### TURBIDEZ

La turbidez siempre disminuyó con respecto a la entrada en ambos tratamientos y los valores de H permanecieron por debajo de los de C durante toda la experimentación. La remoción media de la turbidez en H fue  $64,94 \pm 11,04\%$  y en C fue  $38,66 \pm 17,45\%$ , pudiendo atribuirse la eficiencia del sistema de humedales a la presencia de las plantas que favorecen los procesos físicos de sedimentación y adherencia a la capa microbiológica del material en suspensión (Ying-Feng 1999, Slak *et al.*

2005). En el caso de C, la remoción de la turbidez es consecuencia del tiempo de retención del agua en tratamiento y de los procesos físicos que se dieron en este periodo (Coleman *et al.* 2000).

### SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST) Y SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES (SSV)

La Figura 1 muestra como con el transcurso del tiempo la salida de H alcanza cierta estabilidad en comparación con la constante variación de E durante las 24 semanas del estudio. La curva para C muestra un comportamiento muy inestable al inicio del periodo estudiado, alcanzando cierta estabilidad hacia la semana 14, cuando las fluctuaciones se presentan en un rango reducido en comparación a la etapa inicial.

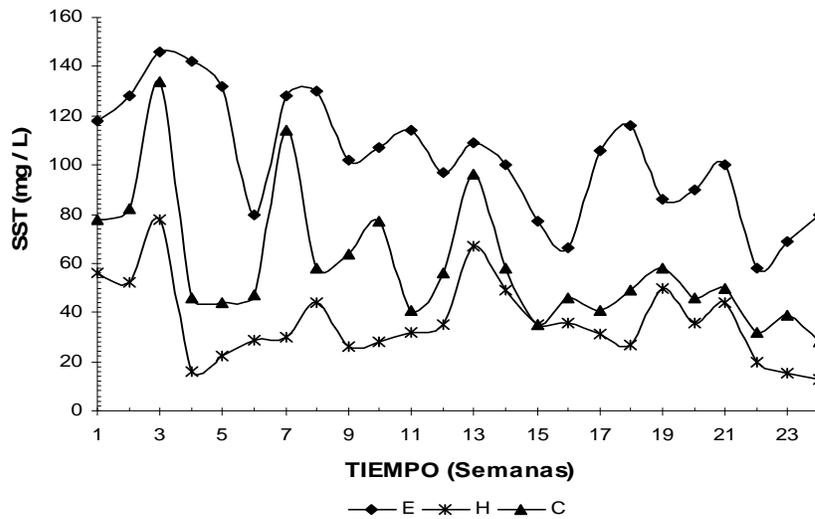


Figura 1. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales (SST) durante el tratamiento de los efluentes de las lagunas de estabilización en humedales construidos.

La concentración de SST siempre disminuyó con respecto a la entrada en ambos tratamientos, igual que ocurrió con la turbidez. Los resultados obtenidos por el sistema de humedales verifica el efecto de las plantas en la remoción de materia disuelta y suspendida en el mismo. Los sólidos suspendidos del agua se eliminan por sedimentación, potenciada por las reducidas velocidades de circulación, por la escasa

profundidad y por filtración a través de los tallos, hojas y raíces de las plantas y el material de soporte de las mismas (Metcalf y Eddy 1996). El sistema radical da estabilidad y reduce la erosión del material sedimentado e impide la resuspensión del mismo (Brix 1997, Coleman 2000). Las plantas proporcionan una mayor superficie para la formación de la película microbiana encargada, en gran medida, de la eliminación de material particulado y suspendido en el afluente a través de la degradación del mismo (IWA 2000, Valderrama *et al.* 2002, Kadlec y Knight 1996).

La concentración media de SST para H fue de  $64,32 \pm 13,98\%$  y para C fue de  $43,09 \pm 17,31\%$ . Estos hallazgos son comparables con los reportados por Slak *et al.* (2005), los cuales obtuvieron 64,6% de remoción para un humedal construido para el tratamiento de aguas residuales urbanas provenientes de un sistema de tratamiento secundario, utilizando *Phragmites australis* y *Eichhornia crassipes*. De igual manera, el valor es ligeramente superior al reportado por Ying-Feng *et al.* (1999), quienes obtuvieron 57,1% de remoción de sólidos en un sistema de 3 humedales construidos en serie, durante su etapa de arranque, tratando aguas residuales producto de la acuicultura.

El comportamiento de los SSV en el tiempo es muy similar al de los SST, disminuyendo su valor de entrada durante todo el período de estudio. La remoción media de SSV para H fue  $68,31 \pm 13,56\%$  y para C fue  $49,75 \pm 19,27\%$ . Al calcular el contenido de SSV en los SST, los resultados mostraron que entre un 73 y 85% del contenido de SST correspondían a SSV, evidenciando así que la mayor parte de los sólidos totales era materia orgánica.

#### **DQO y DBO<sub>5-20</sub>**

La Figura 2 muestra un comportamiento irregular para DQO en las tres curvas. Se observa que en el caso de H la curva tiende a ascender para la semana 10, disminuyendo el porcentaje de remoción. Este comportamiento pudo deberse a la poda de la vegetación que se realizó en la semana 10, que habría alterado la capa microbiana formada en raíces y rizomas al momento de realizarse la misma, provocando posiblemente un desequilibrio en el sistema. Las medias de los

porcentajes de remoción de DQO a lo largo del tiempo de estudio se ubicaron en  $52,30 \pm 13,43\%$  para H y  $25,75 \pm 9,81\%$  para C. El porcentaje alcanzado por H se ubica en el rango reportado por Ying-Feng *et al.* (1999), quienes obtuvieron valores entre 25 a 55% para la remoción de DQO en la fase de arranque.

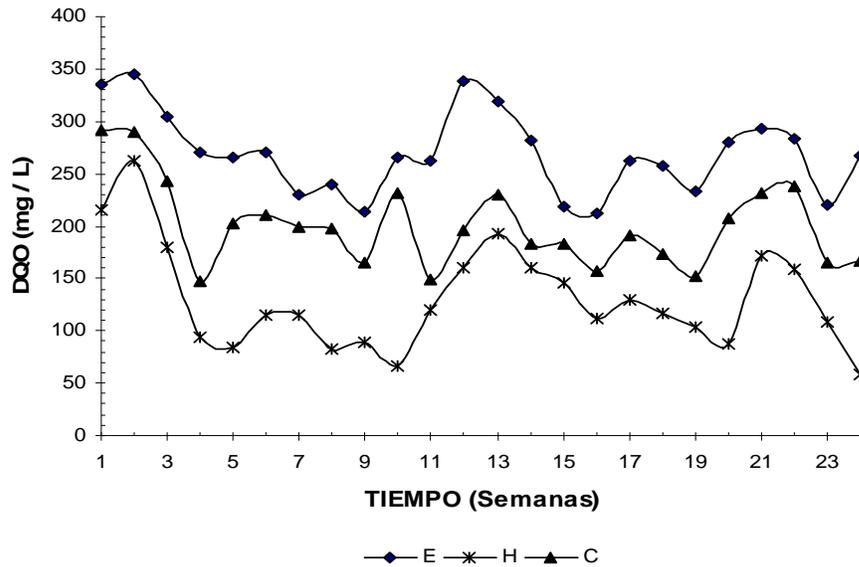


Figura 2. Comportamiento de la demanda química de oxígeno (DQO) durante el tratamiento de los efluentes de las lagunas de estabilización en humedales construidos.

En el caso de la  $DBO_{5-20}$ , la Figura 3 muestra para la curva E cierta inestabilidad que se mantuvo durante el estudio, la curva correspondiente a H se aprecia mucho más estable, lo que evidencia cierta independencia con respecto a la concentración de entrada, mientras que para C se obtuvo una curva que refleja mayor dependencia de la carga influente. Las medias de remoción de  $DBO_{5,20}$  fueron  $57,51 \pm 11,53$  y  $27,86 \pm 10,31\%$  para H y C, respectivamente. El porcentaje alcanzado por H fue ligeramente superior al 53,2% reportado por Kyambadee *et al.* (2005), quienes estudiaron un sistema compuesto por cuatro humedales construidos de flujo superficial para el tratamiento de efluentes de una laguna de estabilización, plantados con *Miscanthidium violaceum* y *Cyperus papyrus*.

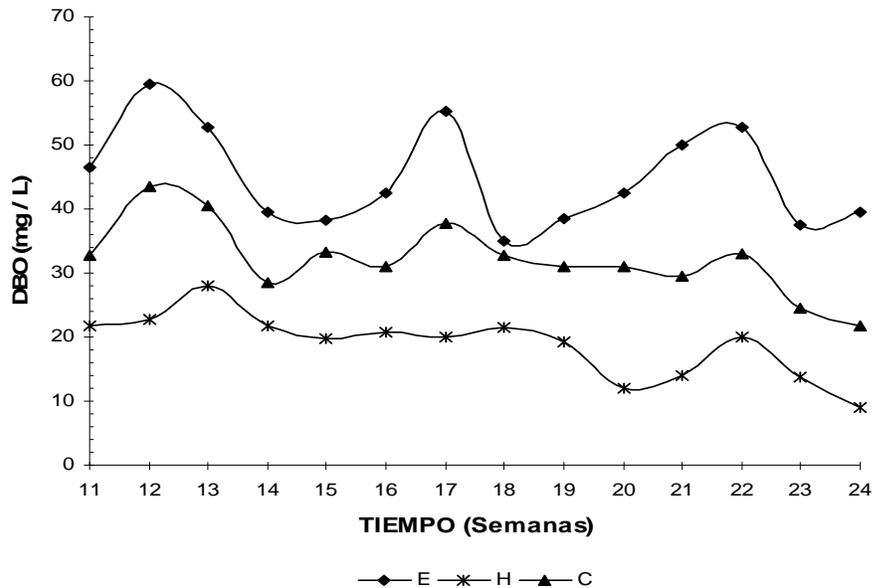


Figura 3. Comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO_{5,20}$ ) durante el tratamiento de los efluentes de las lagunas de estabilización en humedales construidos.

La remoción de DQO y  $DBO_{5,20}$  se debe principalmente a la actividad de los microorganismos presentes en los distintos componentes del tratamiento. En el caso del sistema de humedales, la película microbiana dispone de un área superficial suficientemente grande donde formarse, por la presencia de las raíces y rizomas emergentes de las plantas, con relación al área disponible en el control. Adicionalmente, la presencia de la vegetación permite la reducción de la velocidad del flujo, facilitando la adherencia de la materia orgánica a los diferentes componentes del sistema de humedales y permitiendo mayor contacto de los sólidos sedimentados con la biopelícula formada en la vegetación y paredes del humedal. La rizósfera facilita las condiciones aeróbicas para que la materia orgánica sea degradada por los microorganismos presentes, a diferencia del control, donde la remoción es menor debido a la ausencia de las plantas y los consecuentes beneficios de su presencia. En el caso del control, el tiempo de retención permite la remoción de la materia orgánica a través

del proceso de sedimentación y de la degradación microbiana (Coleman *et al.* 2000). En este caso, el oxígeno para la actividad microbiológica sería aportado por las algas encontradas en el agua, manifestadas a través del intenso color verde permanente de las mismas.

#### $P_{TOTAL}$

En la Figura 4 se observa que el comportamiento del fósforo fue muy inestable durante todo el periodo de estudio para E, H y C. En el sistema de humedales los resultados alcanzados no fueron satisfactorios, sólo en pocas oportunidades se obtuvo remoción del elemento. Caso contrario a lo ocurrido en el control, donde hubo remoción del nutriente, logrando alcanzar los valores más bajos hacia la etapa final del estudio.

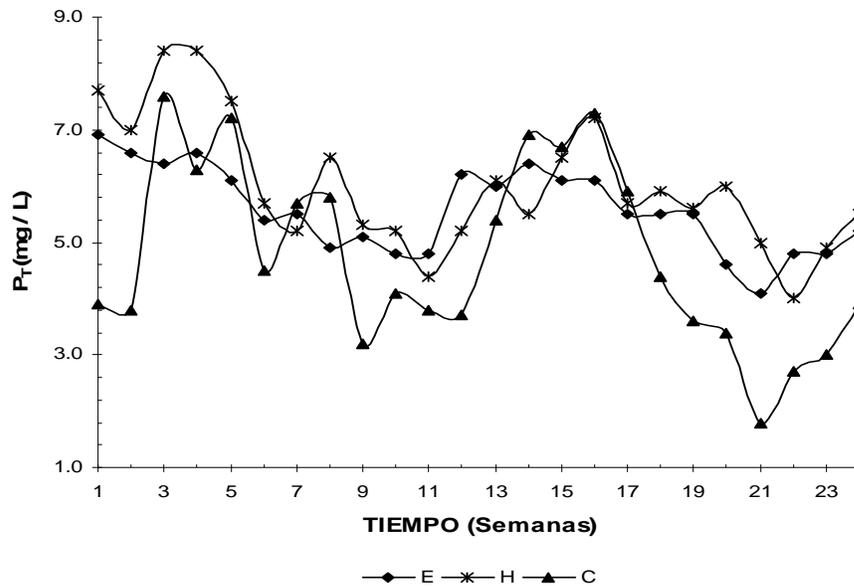


Figura 4. Comportamiento del fósforo total ( $P_{total}$ ) durante el tratamiento de los efluentes de las lagunas de estabilización en humedales construidos.

El incremento de  $P_{total}$  obtenido en H con relación a E confirma lo señalado por algunos autores, quienes han concluido que la remoción de fósforo en la mayoría de los sistemas de tratamiento con humedales construidos no es eficaz (Lara 1999, Vymazal 1999, Kadlec y Knight 1996). Al aplicar aguas residuales a un sistema de este tipo, el fósforo

que contienen los vertidos comienza de inmediato a reaccionar con el Ca, Al y Fe que contiene el material de soporte, ocasionando la precipitación y la adsorción del mismo (Vymazal 1999, Seo *et al.* 2005), esta capacidad de precipitación y adsorción del material de soporte es finita (IWA 2000, Kadlec y Knight 1996, Seo *et al.* 2005, Huett *et al.* 2000). A partir de esto se presume que la gran cantidad de raíces adventicias característica del sistema radical de la *Typha dominguensis*, que ocupaba toda la superficie del sistema, no permitió que el agua en tratamiento tuviera suficiente contacto con el material de soporte, desfavoreciendo de esta manera el avance las reacciones de equilibrio y los procesos de adsorción, tal como lo plantean Lara (1999) y Reed *et al.* (1995). Caso contrario fue lo ocurrido en C, donde el agua residual se mantuvo en contacto con el material de soporte durante todo el estudio, favoreciendo de esta manera los procesos que permitieron su remoción.

El valor de la remoción media del fósforo en el control fue  $15,40 \pm 23,82\%$ . Hacia la semana 16 este parámetro alcanzó los valores más bajos en C, manteniéndose así durante el tiempo restante. Esto pudiera deberse a la remoción de sedimento realizada para esa semana, razón por la cual el material de soporte habría recuperado en parte su capacidad adsorbente.

#### **NTK y N-NH<sub>4</sub>**

En la Figura 5, correspondiente al comportamiento de NTK en el tiempo, se observa gran inestabilidad en los valores medidos para E, H y C. En el sistema de humedales el comportamiento fue muy irregular, observándose una curva de salida que en oportunidades llegó a superar a la curva de entrada. Esta irregularidad incidió en la obtención de una media de remoción muy baja ( $2 \pm 18,96\%$ ). En el control se observó un comportamiento similar al del sistema de humedales, en cuanto a la variabilidad de los valores, pero en ningún momento durante el tiempo de estudio, las concentraciones de salida superaron los valores de la entrada; el promedio de remoción de NTK para el control se ubicó en  $24,26 \pm 15,28\%$ . En el caso del N-NH<sub>4</sub>, hubo incremento en la salida con relación al valor de entrada para el sistema de humedales, mientras que en el control se alcanzó una remoción media de  $24,07 \pm 40,85\%$ .

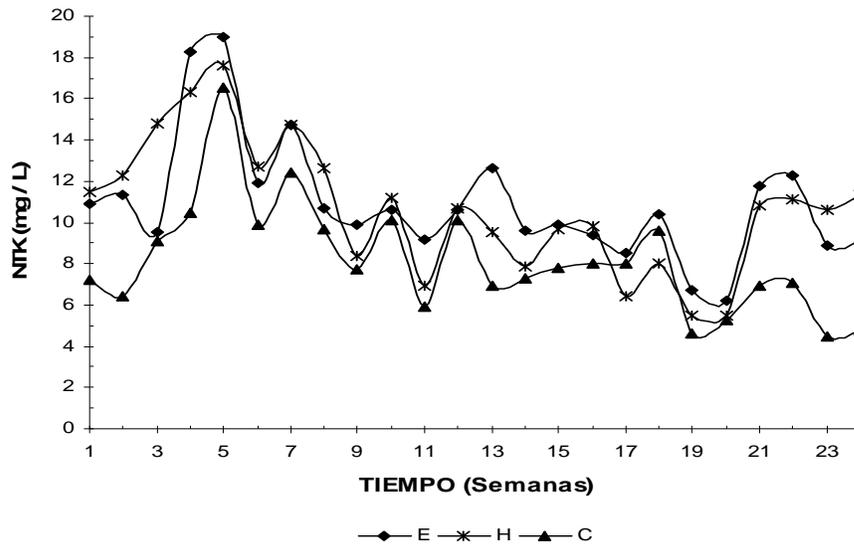


Figura 5. Comportamiento del nitrógeno total Kjeldahl (NTK) durante el tratamiento de los efluentes de las lagunas de estabilización en humedales construidos.

Los resultados alcanzados para NTK y  $N-NH_4$  en el caso de H fueron inesperados. Entre las causas que podrían explicar tal comportamiento pudiera encontrarse el poco tiempo de operación del sistema, el cual se encontraba en su etapa de arranque. Según Reed *et al.* (1995) y Lara (1999), el potencial de remoción del nitrógeno en sistemas de humedales podría tomar varios años para desarrollarse, por lo menos se requieren dos o tres etapas del crecimiento de las plantas, sistemas de raíces, capa de sedimentos, entre otros, para alcanzar el equilibrio, por lo que se podría presumir que no había transcurrido el tiempo necesario para alcanzar la remoción de nitrógeno en el sistema evaluado. Sin embargo, en algunas oportunidades hubo remoción de N, coincidiendo estas con el crecimiento de las plantas después de las podas (semanas 10<sup>ma</sup> y 17<sup>ma</sup>), verificándose así la remoción del elemento por esta vía.

Otra causa que podría explicar lo sucedido con el nitrógeno en el sistema de humedales pudiera ser la cantidad de plantas presentes, que cubrieron por completo la superficie del sistema experimental. La

influencia de la cantidad de vegetación en la remoción del nitrógeno no es clara y muchas veces contradictoria (Thorén *et al.* 2004). Sartoris *et al.* (2000) y Tullen *et al.* (2002) recomiendan limitar la cobertura de las plantas para mejorar la remoción del nitrógeno. El exceso de plantas presentes podría haber ocasionado que la producción interna y liberación de nitrógeno fuese mayor que la asimilación, resultando en un incremento del nutriente a la salida o una remoción muy baja (Kadlec y Knight 1996).

Por otra parte, con relación al incremento del N-NH<sub>4</sub>, el proceso de amonificación o mineralización en los sistemas de humedales, que permite la transformación del nitrógeno orgánico a N-NH<sub>4</sub> ocurre más rápidamente que la nitrificación, creando así un incremento de concentración de amoníaco (Kadlec y Knight 1996).

En el control la remoción del nitrógeno se debe, probablemente, a la presencia abundante de microalgas en el agua en tratamiento que requieren de este nutriente para su actividad (Valderrama *et al.* 2002, Toet 2003a, Romero 1999), y que llegaron a formar extensos tapices sobre la superficie del control. Además, el porcentaje de remoción alcanzado para los SST en este sistema ( $43,09 \pm 17,31\%$ ), hace suponer que una gran parte del nitrógeno que estaba asociado al material sólido pudo haberse removido por la vía de la sedimentación y adsorción al sedimento (Toet 2003b, Huett *et al.* 2005).

## CONCLUSIONES

El sistema de humedales construidos de flujo superficial fue eficiente en el tratamiento y mejoramiento del efluente de las lagunas de estabilización, ya que redujo el contenido de materia orgánica y se demostró la capacidad depuradora de *Typha dominguensis*. El sistema de humedales no fue eficiente en la remoción de nutrientes, probablemente porque requiere mayor tiempo para la estabilización del sistema o por existir una producción interna que supera la asimilación de los mismos. Para alcanzar la remoción de fósforo se requiere del contacto directo agua residual-material de soporte.

## AGRADECIMIENTOS

La ejecución de este trabajo fue posible gracias al Programa Alma Mater de OPSU y al apoyo prestado por el Centro de Investigación del Agua y por el Laboratorio de Microorganismos Fotosintéticos de la Facultad de Ciencias de la Universidad del Zulia, Maracaibo.

## LITERATURA CITADA

- APHA-AWWA-WEF. 1998. Standard methods for examination of water and wastewater (20 ed.). 1220 pp.
- BRIX, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Wat. Sci. Tech.* 35: 11–17.
- COLEMAN, J., K. HENCH, K. GARBUTT, A. SEXSTONE, G. BISSONNETTE Y J. SKOUSEN. 2000. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water, Air and Soil Pollution* 128: 283–295.
- DENNY, P. 1997. Implementation of constructed wetlands in developing countries. *Wat. Sci. Tech.* 35: 27–34.
- GACETA OFICIAL DE LA REPÚBLICA DE VENEZUELA, N° 5021. 1995. Normas para la clasificación y el control de calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos. Caracas, Venezuela.
- HUETT, D., S. G. MORRIS, G. SMITH Y N. HUNT. 2005. Nitrogen and phosphorus removal from plant nursery runoff in vegetated subsurface flow wetlands. *Water Research* 39: 3259–3272.
- (IWA) INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION. 2000. Constructed wetlands for pollution control. Processes, performance, design and operation. IWA Specialist Group on use of macrophytes in water pollution control. IWA Publishing, London, UK, 152 pp.
- JIN, G., T. KELLEY, M. FREEMAN Y M. CALLAHAN. 2002. Removal of N, P, BOD<sub>5</sub>, and coliform in pilot-scale constructed wetland systems. *International J. Phytoremediation* 4: 127–141.

- KADLEC, R. Y R. KNIGHT. 1996. Treatment of wetlands. CRC Lewis Publishers, Boca Ratón, Florida, 893 pp.
- KYAMBADDE, J., F. KANSIIME Y G. DALHAMMAR. 2005. Nitrogen and phosphorus removal in substrate-free pilot constructed wetlands with horizontal surface flow in Uganda. *Water, Air and Soil Pollution* 165: 37–59.
- LARA, J. 1999. Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales. Tesis de Maestría en Ingeniería y Gestión Ambiental, Instituto Catalán de Tecnología, Univ. Politécnica de Cataluña, Barcelona, España. 114 pp.
- MBULIGWE, S. 2005. Comparative treatment of dye-rich wastewater in engineered wetland system (EWSs) vegetated with different plants. *Water Research* 39: 275–280.
- METCALF Y EDDY, Inc. 1996. Tratamiento, vertido y reutilización. Ingeniería de aguas residuales, Vol. 1 y 2 (3 ed.). McGraw Hill, Madrid, España, 1459 pp.
- MIDDLEBROOKS, E. J. 1995. Upgrading pond effluents: An overview. *Wat. Sci. Tech.* 31: 353–368.
- PRYSTAY, W. Y V. LO. 2001. Treatment of greenhouse wastewater using constructed wetlands. *J. Environ. Sci. Health* 36: 341–353.
- REED, S., R. CRITES Y E. J. MIDDLEBROOKS. 1995. Natural systems for waste management and treatment (2 ed.). McGraw Hill Special Reprint Edition, McGraw Hill, Inc., 433 pp.
- ROMERO, J. 1999. Acuitratamiento por lagunas de estabilización (3 ed.). Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería, Santa Fé de Bogotá, Colombia, 281 pp.
- SAIDAM, M. Y., S. A. RAMADAN Y D. BUTLER. 1993. Upgrading waste stabilization pond effluent by rock filters. 2<sup>nd</sup> IAWQ International Specialist Conference on Waste Stabilisation Ponds and the Reuse of Pond Effluents, Berkeley, CA, USA.

- SARTORIS, J. J., J. S. THULLEN, L. B. BARBER, Y D. F. SALAS. 2000. Investigation of nitrogen transformations in a southern California constructed wastewater treatment wetland. *Ecol. Eng.* 14: 49–65.
- SEO, D., J. S. CHO, H. J. LEE Y J. S. HEO. 2005. Phosphorus retention capacity of filter media for estimating the longevity of constructed wetland. *Water Research* 39: 2445–2457.
- SEOÁNEZ, C. 1999. Aguas residuales: Tratamiento por humedales artificiales. Colección Ingeniería del Medio Ambiente. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España, 325 pp.
- SLAK, A., T. G. BULC Y D. VRHOVSEK. 2005. Comparison of nutrient cycling in a surface-flow constructed wetland and in a facultative pond treating secondary effluent. *Wat. Sci. Tech.* 51: 291–298.
- THORÉN, A. K., C. LEGRAND Y K. TONDERSKI. 2004. Temporal export of nitrogen from a constructed wetland: influence of hydrology and senescing submerged plants. *Ecol. Eng.* 23: 233–249.
- THULLEN, J. S., J. J. SARTORIS, Y W. E. WALTON. 2002. Effects of vegetation management in constructed wetland treatment cells on water quality and mosquito production. *Ecol. Eng.* 18: 441–457.
- TOET, S., L. HERSBACH Y J. T. VERHOEVEN. 2003a. Periphyton biomasa and nutrient dynamics in a treatment wetland in relation to substratum, hydraulic retention time and nutrient removal. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 139(3): 361–392.
- TOET, S., L. H. HUIBERS, R. S. VAN LOGTESTIJN Y J. T. VERHOEVEN. 2003b. Denitrification in the periphyton associated with plant shoots and in the sediment of a wetland system supplied with sewage treatment plant. *Hydrobiologia* 501: 29–44.
- USEPA. 1999. Manual constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. EPA/625/R-99/010. National Risk Management

Research Laboratory, Office of Research and Development, U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 164 pp.

- VALDERRAMA, L., C. DEL CAMPO, C. RODRÍGUEZ, C., L. BASHAN Y Y. BASHAN. 2002. Treatment of recalcitrant wastewater from ethanol and citric acid production using the microalga *Chlorella vulgaris* and the macrophyte *Lemna minúscula*. *Water Research* 36: 4185–4192.
- VYMAZAL, J. 1999. Removal of phosphorus in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow in the Czech Republic. Pp. 73–83, *en* Jan Vymazal (ed.), *Nutrient cycling and retention in natural and constructed wetlands*. Backhuys Publisher, Leiden, The Netherlands.
- YING-FENG, L., J. SHUH-REN, L. DER YUAN Y W. TZE-WEN. 1999. Removal of solids and oxygen demand from aquaculture wastewater with a constructed wetland system in the start-up phase. *Water Environment Research* 74: 136–141.

