

Evaluación de humedales artificiales de flujo libre superficial con macrófitas acuáticas flotantes

Performance of free water surface flow constructed wetland with floating aquatic macrophytes

Soler, C.^a, Crespi, R.^{b1}, Soler, E.^{b2}, Pugliese, M.^c

^aEscuela de Posgrado. Facultad Regional Buenos Aires. Universidad Tecnológica Nacional. E-mail: cris_soler@hotmail.com

^{b1}Departamento Ecología Agraria. Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto. E-mail: raucrespi@hotmail.com

^{b2}Departamento de Ciencias básicas. Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto. E-mail: esoler@eco.unrc.edu.ar

^cDepartamento de Electricidad y Electrónica. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional de Río Cuarto. Enlace rutas 8 y 36, (5800) Río Cuarto, Córdoba (Argentina). E-mail: ingpug@yahoo.com.ar

Recibido: 17/09/2017

Aceptado: 27/02/2018

Publicado: 30/04/2018

Citar como: Soler, C., Crespi, R., Soler, E., Pugliese, M. 2018. Performance of free water surface flow constructed wetland with floating aquatic macrophytes. *Ingeniería del agua*, 22(2), 69-78. <https://doi.org/10.4995/la.2018.8596>

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el comportamiento de humedales artificiales con macrófitas acuáticas, en la concentración de contaminantes de efluentes urbanos. Se construyó un sistema a escala piloto, con dos coberturas de plantas flotantes y dos tiempos de residencia hidráulico, trabajando con flujo laminar continuo. La menor concentración de la demanda química de oxígeno y la demanda biológica de oxígeno, se obtuvieron con la menor cobertura y el mayor tiempo de residencia hidráulico; registrándose poca influencia de las variables en la concentración de nitrógeno total y sólidos suspendidos totales, siendo la respuesta significativa para fósforo total con la menor cobertura de plantas. Hubo una remoción altamente significativa de coliformes totales, independientemente de la cobertura y a favor del mayor tiempo de residencia hidráulico. El uso de humedales de flujo libre superficial es auspicioso para el control sanitario, demostrando baja incidencia sobre nitrógeno total y fósforo total.

Palabras clave | Aguas residuales urbanas; Tratamiento; Humedales artificiales; Plantas flotantes; Planta piloto.

ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate the behavior of constructed wetlands with aquatic macrophytes in decreasing the concentration of pollutants from urban effluents. A pilot-scale system with two coverages of floating plants and two hydraulic residence times, working with continuous flow laminar was built. The lower concentration of chemical oxygen demand and biological oxygen demand, were obtained with the lower coverage and higher hydraulic residence times. With little influence of the variables on the concentration of total nitrogen and total suspended solids, being the significant response for total phosphorus with the lowest plant coverage. There was a highly significant removal of total coliforms, regardless of coverage and in favor of higher hydraulic residence times. The use of free water surface wetlands is auspicious for sanitary control, showing low incidence on total nitrogen and total phosphorus.

Key words | Urban wastewater; Treatment; Constructed wetlands; Floating plants; Pilot plant.

INTRODUCCIÓN

El camino hacia un medio ambiente limpio y verde marca una necesidad urgente del mundo actual. La naturaleza se está devastando producto principalmente de la globalización, la industrialización y la expansión urbana, generando peligros de contaminación del agua, del aire y del suelo; en tal sentido, disponer de una tecnología como son los humedales artificiales, constituye una alternativa sustentable para el tratamiento de efluentes urbanos (Upadhyay *et al.*, 2016). Los humedales artificiales consisten en un monocultivo o policultivo de plantas superiores (macrófitas acuáticas) dispuestas en lagunas, tanques o canales poco profundos por lo que son sistemas de fitodepuración de aguas residuales, que consisten en el desarrollo de un cultivo de macrófitas flotantes o enraizadas sobre un lecho de grava impermeabilizado; la acción de las macrófitas hace posible una serie de complejas interacciones físicas, químicas y biológicas a través de las cuales el agua residual influente es depurada progresiva y lentamente. Entre sus principales funciones se encuentran: airear el sistema radicular y proporcionar oxígeno a los microorganismos que viven en la rizosfera, absorción de nutrientes (nitrógeno y fósforo), acumulación de metales tóxicos en sus tejidos y filtración de los sólidos a través del entramado que forma su sistema radicular (EPA, 1993; Di Luca *et al.*, 2011). Como ventajas generales de los sistemas de depuración con plantas acuáticas, cabe citar: son sistemas ecológicos que eliminan sólidos en suspensión, materia orgánica, elementos eutrofizantes, microorganismos patógenos y metales tóxicos; los costos de instalación son muy inferiores al de una planta depuradora convencional en las condiciones latinoamericanas y esto por la baja incidencia que tiene el precio de la tierra en el costo de implantación y son de mantenimiento sencillo y reducido o nulo consumo de energía.

En este ensayo particular, el agua tratada en los humedales pasa luego por una laguna facultativa siendo adecuada para su reutilización (Figura 2) lo que constituye un activo muy valioso, ya que es sabido que el agua es un recurso escaso y que resulta crítico para la existencia humana. Adicionar esta disponibilidad es interesante, particularmente en regiones semiáridas, con grandes variaciones temporales en las precipitaciones.

El influente después de recibir un pretratamiento, pasa a través del humedal durante un cierto tiempo de residencia hidráulico, a los fines de permanecer el periodo técnicamente calculado para que se produzca la depuración de contaminantes. (Peña Varón *et al.*, 2003; Fernández González *et al.*, 2005; Sirianuntapiboon *et al.*, 2006; Zahraeifard y Deng, 2011; Gandy *et al.*, 2016). Además, las plantas en los humedales, constituyen frecuentemente la parte central para el tratamiento de aguas residuales (Delgadillo *et al.*, 2010; Scholz, 2016; ElZein *et al.*, 2016), logrando: adaptabilidad ecológica, tolerancia a las condiciones locales en términos de clima, plagas y enfermedades, tolerancia a concentraciones elevadas de contaminantes y condiciones de anegamiento, rápida propagación y establecimiento, mejora la nitrificación y desnitrificación y otros procesos microbianos. Los humedales construidos producen una renaturalización ambiental, aumento de la biodiversidad de especies y mejora en el paisaje circundante, factores que hacen a la revalorización del ecosistema (Siracusa y La Rosa, 2006; Chen *et al.*, 2016). Es una ecotecnología aceptada y poco costosa, especialmente provechosa para las poblaciones pequeñas que no pueden permitirse los onerosos sistemas convencionales de tratamiento (Billore *et al.*, 2001). Crespi *et al.* (2007), sugieren que el empleo de estas tecnologías blandas de bajo costo, imprimen un carácter de sustentabilidad al sistema, que si bien no es un objetivo en sí mismo, es el camino que hay que recorrer para lograr un mejor nivel de vida. Esta es la manera de trabajar, amigable con el ambiente, tratando los efluentes y reingresando al ciclo productivo para generar dinero a través de la producción de forrajes, cereales, silvicultura, cultivos industriales y fruti-hortícolas bajo riego. Kotti *et al.* (2010), reafirman este concepto para aplicarse en pequeños municipios donde el tratamiento de aguas residuales por metodologías convencionales requiere grandes costos fijos y operativos; en tal sentido, el empleo de humedales construidos como una alternativa natural y económica parece ser una importante solución. Su incorporación como tecnología de tratamiento de aguas residuales es apropiado, teniendo en cuenta las superficies verdes y espacios de recreación generados, mejora del ambiente para los habitantes de una comunidad permitiendo el arraigo y la descentralización urbana y adicionando la posibilidad de la reutilización del agua, donde el recurso hídrico es muy valioso, el modelo termina de cerrar y convencer (El Zein *et al.*, 2016).

Las macrófitas acuáticas, se presentan de dos maneras diferentes: enraizadas o flotantes; a su vez, las enraizadas, se pueden clasificar en: sumergidas, emergentes y flotantes (Fernández González *et al.*, 2005). Según Ponzi (2014), la clasificación de humedales se hace en función de la presencia o no de una superficie de agua libre en contacto con la atmósfera y/o el tipo de vegetación presente: humedales de flujo libre superficial (FLS), también llamados “islas flotantes artificiales” o “camas ecológicas flotantes”, se caracterizan por una superficie de agua expuesta a la atmósfera, circulando sobre la superficie del suelo en cuencas o estanques impermeabilizados para evitar la contaminación freática, con estructuras adecuadas de entrada y descarga para asegurar

una distribución uniforme del agua residual aplicada y su recolección, con presencia de vegetación que crece y se desarrolla principalmente encima del nivel del agua mientras que las raíces se extienden hacia debajo de la columna hídrica, produciéndose un efectivo tratamiento durante el tiempo de residencia hidráulico (EPA, 2000; El-Sheikh *et al.*, 2010; Pavlineri *et al.*, 2017) y humedales de flujo subsuperficial (FSS), también llamados “cama de vegetación sumergida” o “filtros de humedales artificiales”, en este caso se tiene una cuenca con un medio apropiado como arena y/o grava de espesor variable que sostiene la vegetación (hidrofitos o higrófitos), recubierta por una película de polietileno o cloruro de polivinilo que es lo comúnmente utilizado en Argentina para evitar la percolación y potencial contaminación del agua subterránea; estos humedales tienen una particularidad distintiva, el hecho de que no hay una columna de agua continua visible sobre el medio poroso (Huang *et al.*, 2000; Zachritz II *et al.*, 2008). Ahora bien, en función del escurrimiento, los FSS se clasifican en: flujo subsuperficial horizontal (FSSH), donde el agua residual ingresa en este sentido y en forma continua a la zona de tratamiento (Çakir *et al.*, 2015) y flujo subsuperficial vertical (FSSV), donde el influente ingresa por tuberías desde arriba hacia abajo y en forma intermitente hacia el medio poroso de composición y espesores variables de arena, grava, turba, etc. (Rodríguez-González *et al.*, 2013).

El objetivo fundamental consistió en la evaluación del comportamiento de un sistema de humedales artificiales de flujo libre superficial para el tratamiento de aguas residuales, con distintas coberturas de macrófitas acuáticas flotantes y dos tiempos de residencia hidráulica, sobre la concentración de materia orgánica, sólidos suspendidos totales, nitrógeno total, fósforo total y coliformes totales, bajo las condiciones climáticas invernales que se presentan en Río Cuarto.

MATERIAL Y MÉTODOS

Este trabajo se desarrolló en 2013, en la Planta Piloto de Tratamientos y Reutilización de Efluentes Urbanos de la Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC) que trata un caudal de 25 000 Ld⁻¹ de efluentes urbanos generados por un complejo habitacional de 130 estudiantes universitarios. El proceso general de manejo de los efluentes puede explicarse partiendo de la Figura 1, donde se presenta el camino que sigue el agua residual cruda (flechas negras) desde su origen en 50 departamentos de las llamadas Residencias Estudiantiles Universitarias (REU) ubicado a 33° 07' LS, 64° 14' LO y a 421 m sobre el nivel del mar.



Figura 1 | Captación de agua residual y área de pretratamiento.

Luego del desbaste y filtrado, los influentes se conducen hacia el tanque sedimentador de lodos, que constituye el tratamiento primario, tiene forma cónica en la base y una capacidad de 10 000 L. Su función principal es separar gravitacionalmente la parte líquida de los fangos que quedan en la parte inferior y que viajan hacia la línea de biodigestión. El agua que queda suspendida en la parte superior, se divide en dos partes: 90% va hacia las lagunas facultativas para un tipo de tratamiento secundario y 10% se conduce hacia un segundo tanque de 1100 L de capacidad, cuya función principal es la de estabilizar la presión de entrada a los seis humedales artificiales: H1, H2, H3, H4, H5 y H6, con distintas coberturas (D1 y D2) (Figura 2); considerando dos tiempos de residencia hidráulicos, TRH1 y TRH2 de 4 días y 1 día respectivamente.



Figura 2 | Presentación general de los humedales y descarga del efluente en lagunas facultativas.

En la Figura 3, se muestra secuencialmente la fase constructiva e instalación del sistema de humedales. En la imagen A, se observa la excavación de las 6 minicuevas de 2.10 m de largo, 0.30 m de base menor y 0.50 m de profundidad con una pendiente longitudinal de 1% y una inclinación de paredes de 0.5:1. Al pie de cada humedal, se realizaron pozos sacamuestras de 0.50 m de largo, 0.30 m de ancho y 0.20 m de profundidad. La tubería de alimentación de PVC de 50 mm de diámetro, fue instalada a 0.40 m de profundidad. En B, se observa el crecimiento de raíces y su corte para prevenir daños en la geomembrana. Para evitar contaminación del freático, los humedales fueron impermeabilizados con dos láminas de polietileno (PE) de 200 micrones de espesor cada una (Imagen C) y en D, se muestra el sistema de sujeción del PE, en el fondo de los humedales se recubrió con 5 adoquines hexagonales de 10 cm de espesor, recubriendo con arena gruesa los intersticios que quedaron entre ellos; en todo el perímetro de los humedales, se dejó un sobrante de 1 m de PE, sobre el que se colocó una capa de tierra de 0.20 m, lo que sirvió a modo de anclaje.



Figura 3 | Secuencia de pasos en la instalación de humedales.

El diseño experimental fue de tipo factorial (Soler, 2009) y consistió en un Modelo General Lineal (MGL) con la utilización de dos factores fijos: cobertura de plantas (D) y tiempo de residencia hidráulico (TRH), bajo un flujo laminar continuo (1). Se conformaron 2 grupos de tratamiento con 3 repeticiones por cada cobertura (H1D1, H2D2, H3D1, H4D2, H5D2 y H6D1), siendo D1, cobertura de plantas al 50% y D2, cobertura de plantas al 100%, como resultado del sorteo. Esta actividad se realizó en forma secuencial para dos TRH. Las plantas flotantes utilizadas fueron 4 géneros de la familia Lemnáceas. A efectos de garantizar un flujo laminar los humedales fueron alimentados con dos caudales: 6 y 25 Lh⁻¹ para TRH1 y TRH2 respectivamente. En el experimento se evaluó la influencia de D y TRH sobre las variables DBO₅, DQO, SST, NT, PT y CT.

$$y_{ij} = \mu_T + \alpha_i + \beta_j + (\alpha\beta)_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad (1)$$

Donde y_{ij} es la puntuación individual de las variables estudiadas; μ_T es la media global poblacional; α_i es el promedio del factor D en cada uno de los niveles i (D1 y D2); β_j es el promedio del factor TRH en cada uno de los niveles j (TRH1 y TRH2); $(\alpha\beta)_{ij}$ es el efecto de la interacción entre D y TRH y ε_{ij} es el error experimental asociado a cada puntuación

Los métodos analíticos utilizados fueron los propuestos por APHA AWWA-WPCF (1998); para NT, DBO₅, DQO, SST, PT y CT. Los resultados obtenidos del laboratorio, fueron analizados estadísticamente usando el programa SPSS, Pérez (2001). El período de tiempo en el que se mantuvieron caudales diferentes fue de un año, la toma y análisis de datos se realizó en el período invernal de tres meses y las coberturas se mantuvieron en forma manual, con el retiro de los excedentes a través de un “balde colador”.

RESULTADOS

Las características del influente son: 134.6 mgL⁻¹, 38.53 mgL⁻¹, 510 mgL⁻¹, 2.4 mgL⁻¹ y 2.4×10^7 NMP/100 mL; para DBO₅, NT, SST, PT y CT respectivamente (indicado con una flecha en las Figuras 5 a 9).

Aplicando el MGL para estudiar la influencia conjunta de ambos factores para cada una de las variables resultó no significativa la interacción para ninguna de ellas; por lo que para la evaluación de los resultados, se consideró un modelo con dos factores de efectos fijos sin interacción (Tabla 1)

Tabla 1 | Pruebas de los efectos inter-sujetos

	DBO₅	DQO	SST	NT	PT	CT
	(mg L⁻¹ O₂)	(mg L⁻¹ O₂)	(mg L⁻¹)	(mg L⁻¹)	(mg L⁻¹)	(NMP/100 mL)
	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>
D	0.003	0.002	0.315	0.783	0.016	0.232
TRH	0.015	0.011	0.842	0.367	0.212	0.0005
R²	0.673	0.698	0.081	0.102	0.441	0.913

En la Tabla 1, se puede observar que la D y el TRH influyen significativamente en la variación de DBO₅ y DQO, con probabilidades (p) de (0.003 y 0.015) y ($p=0.002$ y $p=0.011$) respectivamente; no resultando significativas para los SST ($p=0.315$ y $p=0.842$); como así tampoco para el NT ($p=0.783$ y $p=0.367$). Con respecto al PT la D resulta significativa con una $p=0.016$, no así para el TRH ($p=0.212$) mientras que para los CT ocurre lo contrario: el TRH resulta altamente significativo con una $p \leq 0.0005$ y la D no es significativa ($p=0.232$). Los supuestos del modelo fueron verificados con una prueba de Levene, no rechazándose la hipótesis de igualdad de varianzas en ninguna de las variables en estudio. El coeficiente de determinación R² indica que ambas variables contribuyen al modelo explicando 67.3, 69.8, 44.1 y 91.3% de la varianza total de DBO₅, DQO, PT y CT respectivamente.

En la Figura 4, se muestran los promedios alcanzados en cada una de las combinaciones del experimento factorial, con sus desvíos respectivos para las variables que resultaron significativas. Se observa que los humedales con cobertura de plantas al 50%, tienen mejor rendimiento que aquellos al 100% para ambos TRH, mostrando mejor desempeño a menor D y mayor TRH.

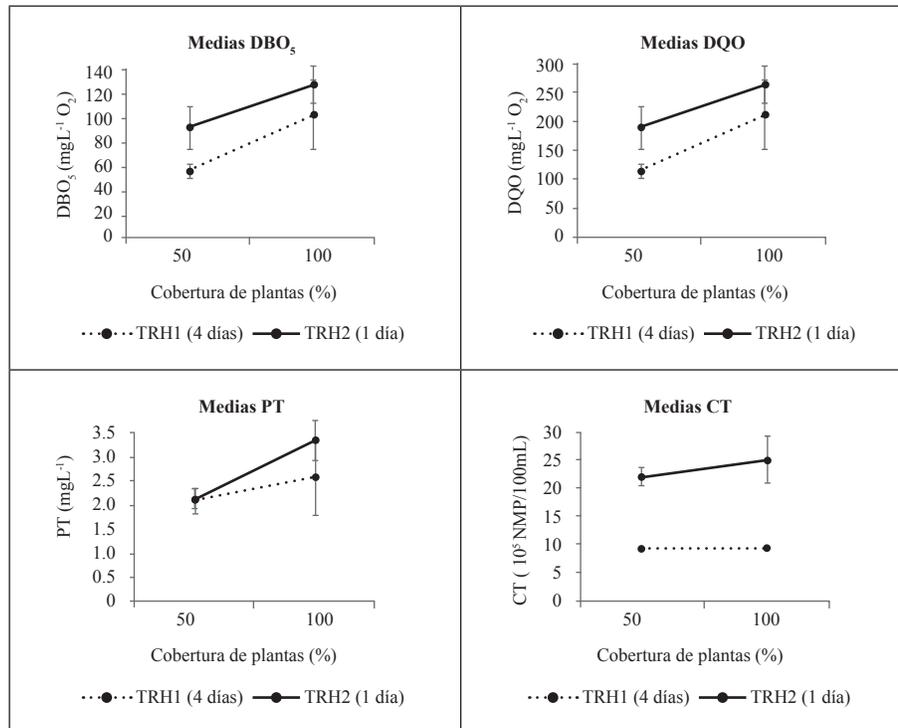


Figura 4 | Valores medios alcanzados con los tratamientos combinados en las variables de estudio.

La D y el TRH influyen significativamente en la DBO₅ obteniéndose mejor rendimiento a menor porcentaje de D y mayor TRH (Figura 5). Resultados similares se obtuvieron cuando se analizó DQO. En la Figura 5 y subsiguientes, se indica con una flecha punteada, los valores respectivos del influente; como así también, TRH1 y TRH2, para 4 días y 1 día respectivamente.

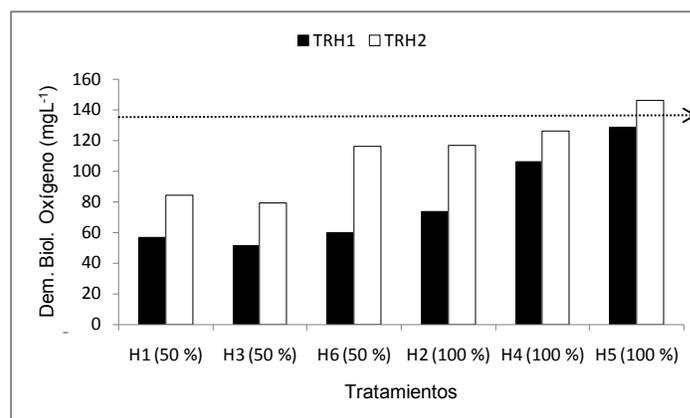


Figura 5 | Variación de DBO₅ en función de la D y TRH.

Analizando los estadísticos descriptivos, los humedales registraron valores promedios de DBO₅ de 79.87 mgL⁻¹ y 111.38 mgL⁻¹ para TRH1 y TRH2 respectivamente, indicando valores menores que el influente (134.6 mgL⁻¹), tomado como parámetro de referencia. Independientemente del TRH, la remoción de la DBO₅, fue: 44.33% y 13.55% cuando se consideró 50%

de cobertura y 100% respectivamente. Por otra parte, no teniendo en cuenta la cobertura de plantas en los humedales, la eliminación de materia orgánica fue: 40.79% y 17.09% para el TRH1 y TRH2 respectivamente.

En la Figura 6, se observa que las muestras del efluente tienen valores de NT algo menores al valor del influente (38.53 mgL^{-1}).

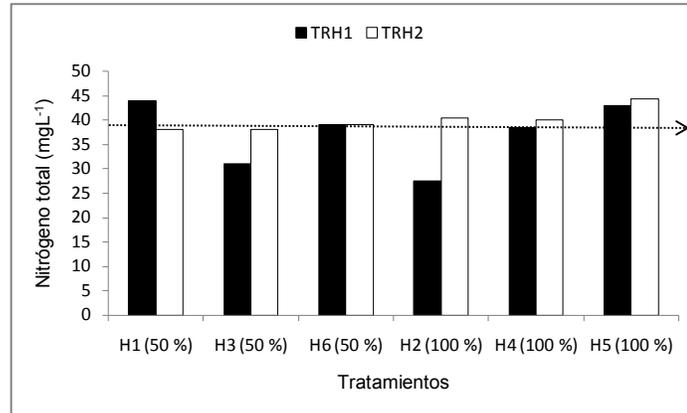


Figura 6 | Resultados del comportamiento de NT en los humedales.

La mayor remoción de este nutriente, se registró cuando se consideró el TRH1, con valores de 28.93% y 19.54% para cobertura de 100% y 50%, identificados como H2 y H3 respectivamente. Evidentemente ha sido baja la remoción de materia orgánica y NT, lo cual se puede deber a las condiciones climáticas frías en que se desarrolló esta experiencia, donde se vieron ralentizadas las reacciones químicas-biológicas y en concordancia con EPA (2000), la solución sería incrementar el TRH.

El comportamiento de los sólidos suspendidos totales, se observa en la Figura 7, donde todas las muestras presentaron valores similares al de entrada (510 mgL^{-1}), con excepción del humedal tres (H3) a una cobertura del 50% con TRH2, que registró un valor anómalo justificado por el laboratorio debido a la elevada turbiedad de esa muestra.

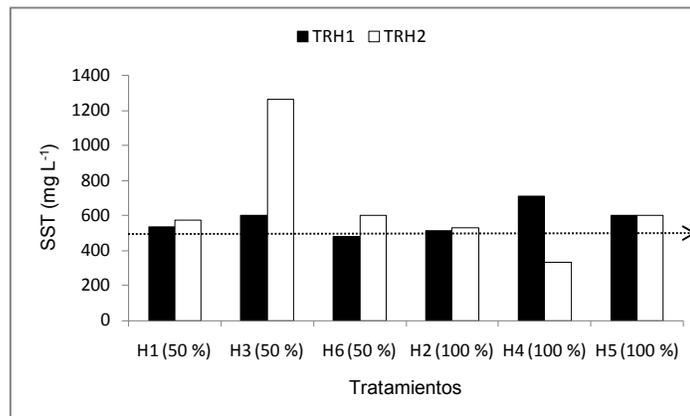


Figura 7 | Comportamiento de los SST en los seis humedales.

El humedal que registró el mayor nivel de remoción de SST, fue H4 con un valor de 34.31%.

En la Figura 8, se observa que independientemente del tiempo de residencia hidráulico, cuando se trabaja a una cobertura del 50%, la concentración de PT del efluente, está siempre por debajo del parámetro de referencia de entrada (2.4 mgL^{-1}), no ocurriendo lo mismo cuando hay un 100% de cobertura, particularmente al tratar el TRH2, donde se supera en 25, 58 y 24% al valor del influente en los humedales 2, 4 y 5 respectivamente.

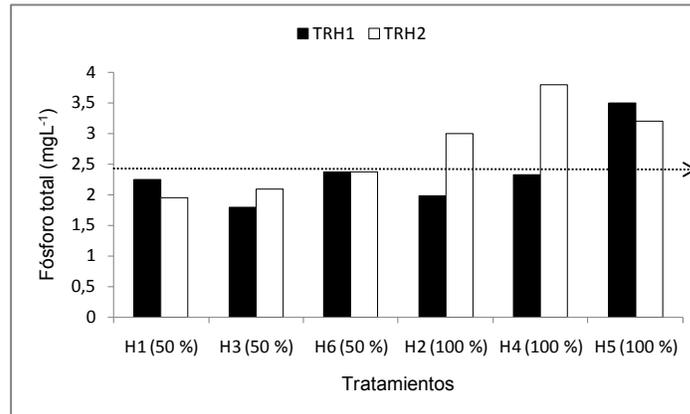


Figura 8 | Comportamiento del fósforo total en los diferentes tratamientos.

Los valores promedio obtenidos para TRH1 y TRH2, fueron 2.35 y 2.73 mgL⁻¹ respectivamente.

Si bien los valores de remoción de PT son muy bajos e inclusive nulos en muchos casos, en promedio la mayor eliminación de este nutriente (10.69%), se produjo independizándose del TRH y considerando una cobertura de 50%.

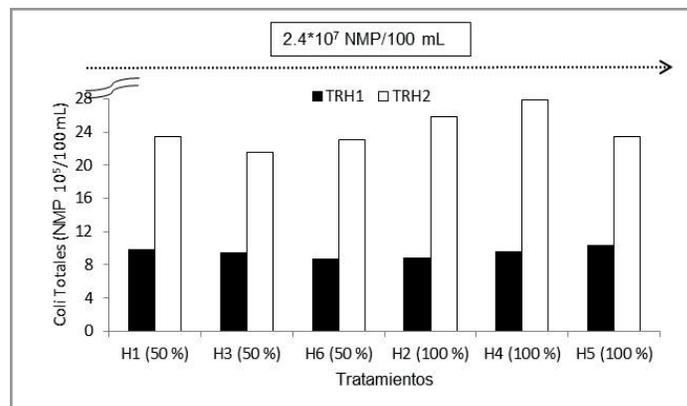


Figura 9 | Comportamiento de los coliformes totales en los humedales.

En la Figura 9, se observa el elevado rendimiento en lo que se refiere a la eliminación de CT, cuyo valor del influente fue: 2.4×10^7 NMP/100 mL de agua residual. Para el TRH1, independientemente del grado de cobertura, se ha logrado una remoción por encima de 96% en todos los tratamientos.

Similar comportamiento se obtuvo para el TRH2, registrando valores de eliminación de CT por encima de 89%, a excepción del humedal cuatro (H4), que manejado con el 100% de cobertura de plantas flotantes, registró una remoción de: 88.38%. En tal sentido, Fernández González *et al.*, 2005, luego de una experiencia de 3 años de duración, informaron que la reducción de CT varió en un rango de 77.65 a 99.01% y Wu *et al.*, 2016, concluyeron que la remoción de coliformes totales para humedales de FSSH fue: 72.5% y 90.1%, para TRH de 1 y 3 días respectivamente; mientras que la remoción en FLS para TRH de 3.8 y 3 días, fue en base Log10: 1.36 y 4.46 respectivamente.

CONCLUSIONES

De los resultados expuestos sobre el comportamiento de la DBO₅, se puede decir que el mejor rendimiento de los humedales, se obtuvo manejando la menor cobertura de *Lemnas* sp. y que este resultado se manifiesta de igual manera con el mayor el TRH, independientemente de la cobertura de plantas. Esto también es reproducible para la DQO.

Bajo las condiciones de este trabajo con humedales, no hay evidencias de que tanto la cobertura como el Tiempo de Residencia Hidráulica, tengan influencia en los Sólidos Suspendedos Totales y Nitrógeno total.

Para el caso de Fósforo total, solo influye significativamente en la remoción la cobertura de plantas, obteniéndose mejor rendimiento a menor porcentaje de cobertura.

En relación al valor de coliformes totales, se concluye que el TRH influye de manera altamente significativa en su eliminación, mientras que la cobertura de plantas flotantes, no tiene influencia significativa.

En virtud de estos resultados, el uso de humedales de flujo libre superficial, es en principio auspicioso para el control sanitario de efluentes urbanos; no obstante, sería conveniente continuar con este tipo de experiencias a los fines de obtener resultados que ratifiquen este comportamiento. Por otra parte, el hecho de no producirse remociones significativas de macronutrientes, brinda la posibilidad de su reutilización con fines de riego o su aplicación en acuicultura. En este caso, además de manejar un recurso hídrico relativamente seguro desde el punto de vista de ser un agente potencial causante de enfermedades; el aporte de macronutrientes, debe recibir la debida valoración económica pensando en este nuevo modelo productivo, que no solo hace al tratamiento del efluente, sino también a su reutilización.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto se realizó en el marco del Programa de Investigación “Evaluación de Tecnologías para el Tratamiento y Reutilización de Efluentes Urbanos”. Programa 2012-2014, subsidiado por la SECyT (Secretaría de Ciencia y Técnica de la Nación). Particularmente este trabajo en la línea de investigación con humedales, se realizó con aportes privados del tesista de posgrado.

REFERENCIAS

- APHA-AWWA-WPCF. 1998. *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y aguas residuales*. España: Ed. Díaz de Santos.
- Billore, S.K., Singh, N. Sharma, J.K. 2001. ROOTZONE: Una ecotecnología de humedales prometedora y favorable al entorno para el tratamiento de vertidos municipales. *Revista Internacional de Agua y Riego*, 21(1), 26-31. ISSN 0334-5807.
- Çakir, R., Gidirislioglu, A., Çebi, U. 2015. A study on the effects of different hydraulic loading rates (HLR) on pollutant removal efficiency of subsurface horizontal-flow constructed wetlands used for treatment of domestic wastewaters. *Journal of Environmental Management*, 164, 121-128. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.037>
- Chen, Y., Wen, Y., Zhou, Q., Huang, J., Vymazal, J., Kuschik, P. 2016. Sulfate removal and sulfur transformation in constructed wetlands: The roles of filling material and plant biomass. *Water Research*, 102, 572-581. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.07.001>
- Crespi, R., Plevich, O., Thuar, A., Grosso, L., Rodríguez, C., Ramos, D., Barotto, O., Sartori, M., Covinich, M., Boehler, J. 2007. Manejo de aguas residuales urbanas. En *XXI Congreso Nacional del Agua 2007*. Tucumán, 15 al 19 de Mayo de 2007. Argentina.
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L., Andrade, M. 2010. *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. 105 pág. Cochabamba. Bolivia: Ed. Nelson Antequera Durán. .
- Di Luca, G., Maine, M., Mufarrege, M., Hadad, H., Sánchez, G., Bonetto C. 2011. Metal retention and distribution in the sediment of a constructed wetland for industrial wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 37(9), 1267-1275. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.03.003>
- El-Sheikh, M., Saleh, H., El-Quosy, D., Mahmoud, A. 2010. Improving water quality in polluted drains with free water surface constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 36(10), 1478-1484. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.030>
- ElZein, Z., Abdou, A., Abd ElGawad, I. 2016. Constructed Wetlands as a Sustainable Wastewater Treatment Method in Communities. *Procedia Environmental Sciences*, 34, 605-617. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.04.053>

- EPA- Environmental Protection Agency. 1993. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Wildlife Habitat*. EPA 832-R-93-005. 19 pág. United States.
- EPA- Environmental Protection Agency. 2000. *Humedales de Flujo libre superficial. Folleto Informativo de Aguas residuales*. EPA 832-F-00-024. 10 pág. United States.
- Fernández González, J., Beascoechea, E., Muñoz, M., De la Mora, J. 2005. *Manual de Fitodepuración. Filtros de macrófitas en flotación*. 146 pág. Madrid: Ed. Universidad Politécnica de Madrid.
- Fernández J., 2012. Fitodepuración por humedales artificiales. 30 pág. *Foro de debate sobre la depuración de agua en Aragón*. Universidad Politécnica de Madrid.
- Gandy, C., Davis, J., Orme, P., Potter, H., Jarvis, A. 2016. Metal removal mechanisms in a short hydraulic residence time subsurface flow compost wetland for mine drainage treatment. *Ecological Engineering*, 97, 179-185. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.09.011>
- Huang, J., Reneau, R., Hagedorn, C. 2000. Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater. *Water Research*, 34(9), 2582-2588. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00018-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00018-X)
- Kotti, I., Gikas, G., Tsihrintzis, V. 2010. Effect of operational and design parameters on removal efficiency of pilot-scale FWS constructed wetlands and comparison with HSF systems. *Ecological Engineering*, 36(7), 862-875. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.03.002>
- Pavlineri, N., Skoulikidis, N., Tsihrintzis, V. 2017. Constructed Floating Wetlands: A review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis. Review. *Chemical Engineering Journal*, 308, 1120-1132. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.09.140>
- Peña Varón, M., Van Ginneken, M., Madera, P. 2003. Humedales de Flujo Subsuperficial: Una alternativa natural para el tratamiento de aguas residuales domésticas en zonas tropicales. *Ingeniería y Competitividad*, 5(1), 27-35. <https://doi.org/10.25100/iyv.v5i1.2302>
- Pérez, C. 2001. *Técnicas estadísticas con SPSS*. Madrid. España: Pearson Educación S.A.
- Rodríguez-González, M., Molina-Burgos, J., Jácome-Burgos, A., Suárez-López, J. 2013. Humedal de flujo vertical para tratamiento terciario del efluente físico-químico de una estación depuradora de aguas residuales domésticas. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 14(2), 223-235. [https://doi.org/10.1016/S1405-7743\(13\)72238-8](https://doi.org/10.1016/S1405-7743(13)72238-8)
- Sirianuntapiboon, S., Kongchum, M., Jitmaikasem, W. 2006. Effects of hydraulic retention time and media of constructed wetland for treatment of domestic wastewater. *African Journal of Agricultural Research*, 1(2), 027-037.
- Scholz, M. 2016. Constructed Wetlands. Chapter 20. Pages 137-155. In: *Wetlands for Water Pollution Control (Second Edition)*. Salford, UK: The University of Salford. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63607-2.00020-4>
- Siracusa, G., La Rosa, A. 2006. Design of a constructed wetland for wastewater treatment in a Sicilian town and environmental evaluation using the emergy analysis. *Ecological modelling*, 197(3-4), 490-497. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.03.019>
- Soler, E. 2009. *Ideas para investigar*. Rosario. Argentina: Ed. Homo Sapiens.
- Upadhyay, A., Bankoti, N., Rai, U. 2016. Studies on sustainability of simulated constructed wetland system for treatment of urban waste: Design and operation. *Journal of Environmental Management*, 169, 285-292. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.01.004>
- Wu S., Carvalho P., Müller J., Manoj V., Dong R. 2016. Sanitation in constructed wetlands: 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>
- Zachritz II, W., Hanson, A., Saucedo, J., Fitzsimmons, K. 2008. Evaluation of submerged surface flow (SSF) constructed wetlands for recirculating tilapia production systems. *Aquacultural Engineering*, 39, 16-23. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2008.05.001>