

EVALUACIÓN DE WETLANDS DE FLUJO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL PARA EL TRATAMIENTO TERCIARIO DE EFLUENTES LACTEOS

SCHIERANO, M. CELESTE^{1,2}; MAINE, M. ALEJANDRA²; PANIGATTI, M. CECILIA¹; GRIFFA, CARINA¹; GUTIÉRREZ, GONZALO¹ Y VÉLIZ, GASTÓN¹

1: Grupo de Estudios de Medio Ambiente (GEM). Universidad Tecnológica Nacional. Facultad Regional Rafaela. Acuña 49. Rafaela, Santa Fe
e-mail: labquimicaun@gmail.com

2: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

Resumen. *Los wetlands construidos son sistemas diseñados y operados para simular los procesos que se producen en la naturaleza a fin de eliminar contaminantes del agua. El objetivo del trabajo fue evaluar a escala microcosmos, el uso de wetlands subsuperficiales de flujo horizontal (WSFH) como tratamiento de afino en una planta de efluentes de una empresa láctea, comparando el desempeño de las macrófitas *Typha domingensis* y *Phragmites australis*. Se dispusieron en un invernadero 10 microcosmos simulando WSFH, 5 fueron plantados con *T. domingensis* y otros 5 con *P. australis*, empleando en todos los casos arcilla expandida como sustrato. Se midieron diversos contaminantes al inicio y al final de cada tratamiento con un tiempo de residencia de 7 días. Las eficiencias logradas con ambas plantas tanto para amonio como nitrito se encuentran por encima del 96 %. Para la remoción de DQO, ambas macrófitas resultaron eficientes, alcanzándose rendimientos superiores al 75%. También se consiguieron buenas eficiencias de remoción para sólidos suspendidos y fósforo, aunque los rendimientos utilizando *T. domingensis* permitieron obtener concentraciones por debajo de los límites de volcamiento. Se comprobó la eficiencia de un sistema WSFH plantado con *T. domingensis* como tratamiento final o de afino del efluente de una industria láctea.*

Palabras clave: Wetlands, *Thypha domingensis*, *Phragmites australis*, Efluente lácteo

1. INTRODUCCIÓN

Rafaela (Santa Fe) se encuentra en una de las principales cuencas lechera del país, donde existen numerosos establecimientos de ordeño. En la mayoría de los casos, la producción de leche de estos establecimientos es transportada para su posterior procesamiento a empresas lácteas de mediana o gran envergadura, emplazadas en la misma zona de influencia. Estas industrias, además de procesar la leche para su posterior comercialización, industrializan productos derivados de la misma, los cuales se destinan tanto a la exportación como al mercado interno. Producto de su operación, las empresas lácteas de la zona generan un gran volumen de efluentes líquidos de diversa composición que, si bien son tratados a través de diferentes métodos, muchas veces superan los límites de volcado establecidos por la normativa vigente. Esta problemática hace que posterior al tratamiento biológico sea necesario incorporar algún tratamiento terciario que permita el afino del efluente, disminuyendo la concentración de contaminantes que no pudieron removerse adecuadamente

en los tratamientos previos. Generalmente, estos efluentes se caracterizan por contener altos niveles de nutrientes (nitrógeno y fósforo) como así también altas concentraciones de demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos suspendidos. También pueden contener microorganismos patógenos. El nitrógeno suele estar presente en la forma de amonio, el cual es uno de los contaminantes controlados por la legislación vigente. Existen numerosas técnicas de afino que pueden aplicarse para alcanzar valores adecuados que permitan la descarga del efluente, estas son, entre otras: procesos de membrana, adsorción, lagunas de afino, filtración, etc. Una alternativa a estos tratamientos convencionales son los humedales o wetlands construidos (WCs), sistemas de amplia distribución en todo el mundo, pero no estudiado en nuestro país para el tratamiento de este tipo de efluentes y bajo las condiciones locales [1].

Los humedales construidos o wetlands son sistemas de ingeniería, diseñados, construidos y operados que utilizan los procesos que se producen en la naturaleza para eliminar contaminantes del agua pero en condiciones controladas para optimizarlos [2, 3]. Se caracterizan por su simplicidad de operación, bajo o nulo consumo energético, baja producción de residuos, bajo impacto ambiental sonoro y buena integración al medio ambiente [4, 2, 5].

Los wetlands construidos pueden clasificarse de acuerdo al régimen de flujo, pudiéndose distinguir entre wetlands de flujo superficial o de agua libre (presentan áreas de agua a cielo abierto y son de aspecto similar a los pantanos o lagunas naturales) y de flujo subsuperficial (el agua fluye por debajo de la superficie). Estos últimos, a su vez se dividen en flujo horizontal y flujo vertical, de acuerdo a como el agua los atraviesa [2]. Para el presente estudio y en base a experiencias previas, se plantea utilizar wetlands subsuperficiales de flujo horizontal. Estos wetlands poseen un sustrato o lecho, por donde escurre el efluente a tratar y donde se encuentran las raíces o rizomas de los vegetales. Han sido utilizados con éxito en diferentes partes del mundo para el tratamiento de efluentes de industrias lácteas y tambos [6, 7, 8, 9] y, específicamente de industrias productoras de quesos [10, 11, 12]. Sin embargo, las condiciones climáticas y la composición del efluente en nuestra zona, son diferentes a las estudiadas.

La elección de la planta a ser usada es un punto importante en el diseño de estos sistemas, porque además de participar en la remoción de contaminantes, deben sobrevivir a los efectos tóxicos del efluente y su alta variabilidad. La totora (*T. domingensis*) fue elegida para el estudio debido a que es una especie de amplia distribución en los humedales naturales del Litoral Santafesino [13], que ha sido ampliamente utilizada en WCs de Argentina y del mundo [2, 14]. El carrizo (*P. australis*), si bien es una especie exótica, fue evaluada debido a que es una de las especies más estudiadas y utilizadas en el mundo en WCs [15].

2. OBJETIVO.

El objetivo del trabajo fue evaluar a escala microcosmos en invernadero, el uso de wetlands subsuperficiales de flujo horizontal (WSFH) como tratamiento de afino en una planta de efluentes de una empresa láctea, comparando el desempeño de las macrófitas *T. domingensis* y *P. australis*.

3. METODOLOGÍA.

3.1. Diseño experimental.

Se dispusieron en un invernadero 10 reactores a escala microcosmos (0,35 x 0,25 x 0,30 m; largo x ancho x profundidad) simulando WSFH: cinco microcosmos fueron plantados con dos ejemplares de la macrófita *T. domingensis* y los otros cinco con dos ejemplares de *P. australis*, empleando en todos los casos arcilla expandida (Leca 10/20) como sustrato (Figura 1).

Previo al inicio del experimento, se aclimataron las plantas durante 30 días empleando agua de red durante la primer quincena y efluente diluido durante la segunda. El efluente fue extraído de una empresa láctea local, el cual tenía tratamiento previo que consiste en una secuencia de: Ecuador + Flotación por Aire Disuelto (DAF) + Sistema de lagunas aireadas.

El estudio fue desarrollado a través de tres volcados sucesivos. En cada uno se midió la concentración de contaminantes del efluente al inicio y al final del tratamiento en las réplicas ensayadas, luego de un tiempo de residencia de 7 días.

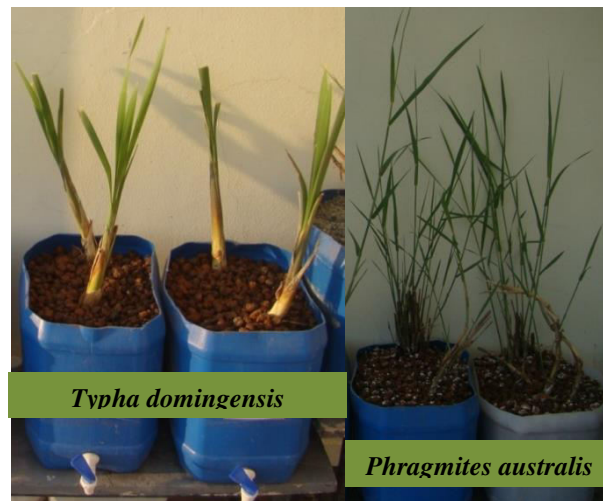


Figura 1. Reactores simulando WSFH con las dos especies evaluadas (período de aclimatación).

3.2. Crecimiento y eficiencia de remoción.

Se monitoreó el crecimiento de las plantas midiendo periódicamente las alturas de los ejemplares en cada reactor y verificando el desarrollo de biomasa, tanto en el período de aclimatación (Septiembre de 2016), como en el del experimento (Octubre de 2016).

En el efluente antes y después del tratamiento, se midieron los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica, sólidos suspendidos totales (SST), amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), fósforo total (PT) y demanda química de oxígeno (DQO). Para todos los análisis se utilizó la metodología propuesta por APHA [16]. También se calcularon las concentraciones promedio de nitrógeno inorgánico total, considerando la suma de amonio,

nitrato y nitrito expresados como nitrógeno. Con las concentraciones halladas para cada contaminante a la entrada y a la salida de cada reactor se calcularon eficiencias de remoción. La evapotranspiración fue medida y compensada con agua destilada cuando fue necesario.

3.3 Análisis estadístico.

Se utilizó análisis de la variancia a fin de evaluar el efecto de las especies en el tratamiento (factor con 2 niveles: T_1 a T_2) en una variable de interés (eficiencia de remoción) considerando cada volcado como un bloque completamente aleatorizado. Se chequeó a priori homocedasticidad de variancias y normalidad de datos y se aplicó el Test de comparaciones múltiples de Duncan cuando las medias fueron diferentes. Se utilizó el software Statgraphics Plus 5.0.

4. RESULTADOS

Todos los reactores evaluados presentaron buenos desarrollos de biomasa y la altura de los ejemplares evolucionó satisfactoriamente, teniendo en cuenta las bajas temperaturas registradas durante el período de evaluación. En todos los tratamientos, se pudo comprobar que la velocidad de crecimiento aumentó considerablemente cuando comenzó a emplearse el efluente en estudio, triplicándose al final del experimento la altura inicial de las especies. En la Figura 2, puede observarse la altura alcanzada por los ejemplares a finales de Octubre de 2016, una vez concluido el estudio.



Figura 2. Altura de las macrófitas una vez concluido el experimento (Octubre de 2016)

En general, las concentraciones del efluente utilizado a la entrada de cada reactor no presentaron gran variabilidad, ya que a lo largo de todo el experimento se trabajó con efluente proveniente de la misma empresa láctea. El valor de pH osciló entre 7,95-8,30 mientras que la conductividad eléctrica se mantuvo entre 4,82-5,07 mS/cm. En las Figuras 3, 4, 5, 6, 7, 8 y 9

pueden observarse las concentraciones promedio de cada parámetro correspondiente al efluente de entrada.

Para sólidos suspendidos, las eficiencias de remoción conseguidas fueron aproximadamente del orden del 80%, no detectándose diferencias significativas entre ambas macrófitas ($p > 0,05$) (Figura 3). Además de obtenerse un rendimiento notable para este parámetro se ha conseguido disminuir el color de la muestra, lo cual resulta de interés para las empresas que descargan sus efluentes a canales abiertos, como es el caso de aquellas ubicadas en Rafaela y el área circundante, donde se cuenta con cursos de agua de escaso caudal. En los wetlands construidos, los sólidos suspendidos son removidos principalmente por procesos físicos como sedimentación y filtración [17], seguidos de degradación biológica aeróbica o anaeróbica en el sustrato [18]. Estos procesos ocurren cuando el efluente atraviesa el sistema a baja velocidad debido a la presencia de vegetación y sustrato [2].

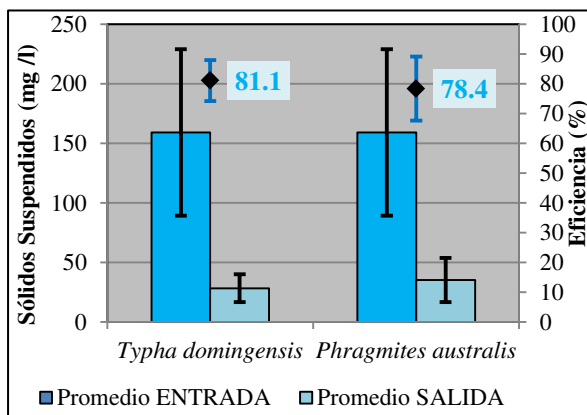


Figura 3. Sólidos suspendidos: eficiencias de remoción, concentraciones de entrada y de salida.

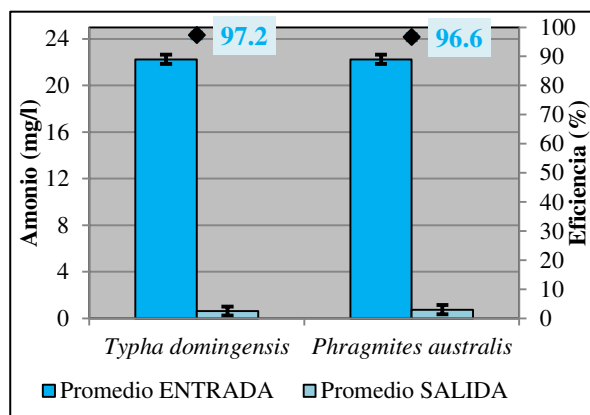


Figura 4. Amonio: eficiencias de remoción, concentraciones de entrada y de salida.

Las eficiencias de remoción obtenidas para amonio fueron elevadas, superiores al 95% para ambas macrófitas, no hallándose diferencias significativas entre ambas especies ($p > 0,05$) (Figura 4). Existen varios métodos por los cuales puede eliminarse el amonio. Debido a que el pH a lo largo del experimento se mantuvo cercano a la neutralidad, la volatilización puede despreciarse. Por lo tanto se podría inferir que la remoción de nitrógeno amoniacal estuvo básicamente asociada a los siguientes mecanismos: 1) absorción por las macrófitas; 2) absorción por la biomasa bacteriana; 3) adsorción en el medio filtrante; 4) nitrificación ocurrida en las microzonas de oxígeno cercanas a las raíces.

Otro mecanismo que actualmente se encuentra en estudio y también podría justificar la disminución de amonio es el denominado ANAMMOX (oxidación anaeróbica de amonio), el cual consiste en la conversión anaeróbica de nitrito y amonio en nitrógeno gaseoso [19]. Este proceso es de especial relevancia en los wetlands de flujo horizontal, donde la presencia de oxígeno es limitada, ya que para llevarse a cabo requiere mucho menos oxígeno que el proceso de nitrificación/desnitrificación.

En la Figura 5 pueden observarse las concentraciones iniciales y finales correspondientes a nitrato para las dos macrófitas en estudio. Las eficiencias de remoción obtenidas fueron

menores al 40 %, no hallándose diferencias significativas entre ambas especies ($p > 0,05$). A partir de estas eficiencias puede inferirse que la desnitrificación no ha sido tan importante como para remover todo el nitrato disponible. Las remociones de nitrito, en cambio, fueron superiores al 98% para ambas especies, nuevamente sin diferencias significativas entre ambas ($p > 0,05$), tal como puede observarse en la Figura 6.

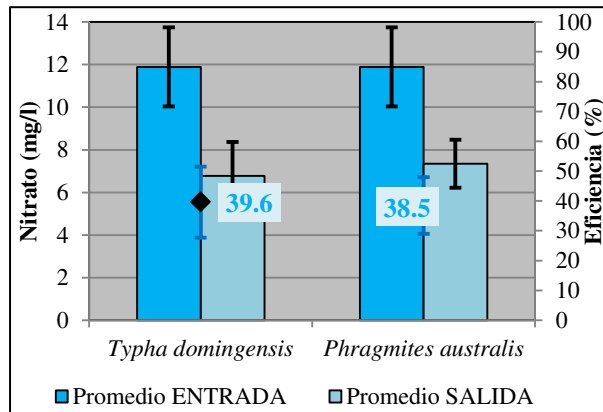


Figura 5. Nitrato: eficiencias de remoción, concentraciones de entrada y de salida.

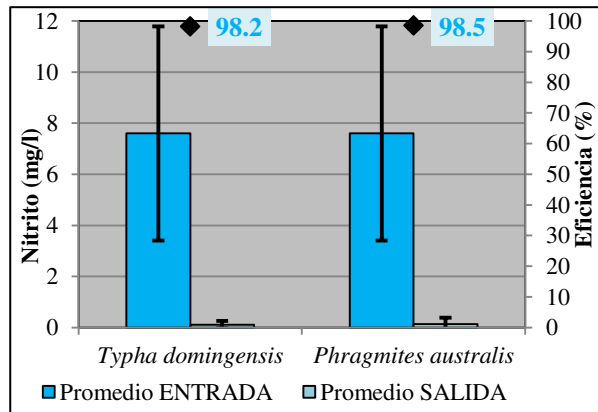


Figura 6. Nitrito: eficiencias de remoción, concentraciones de entrada y de salida.

En la Figura 7, se observa la concentración inicial y final de cada una de las especies nitrogenadas en análisis, expresadas como nitrógeno (amonio, nitrato y nitrito). Se verifica que la mayor parte del nitrógeno se encontraba en el efluente inicial, en forma de amonio, el cual fue removido casi en su totalidad por ambos sistemas. También se verifica lo expuesto anteriormente: el contaminante que menos remoción presentó fue nitrato y las concentraciones finales de nitrito fueron prácticamente nulas.

La remoción de fósforo en los WSFHs es limitada debido a que los sustratos comúnmente utilizados (grava, piedra partida, etc.) no contienen grandes cantidades de hierro, aluminio o calcio que faciliten la precipitación y/o adsorción del fósforo. Con el objeto de alcanzar mejor eficiencias en la remoción de dicho nutriente, se han comenzado a emplear hace unos años agregados livianos [20]. Dentro de este tipo de materiales, uno de los más difundidos es la arcilla expandida (LECA, LIGHT EXPANDED CLAY AGGREGATE), que al ser utilizada en el presente estudio como sustrato, permitió la obtención de altas eficiencias para este nutriente.

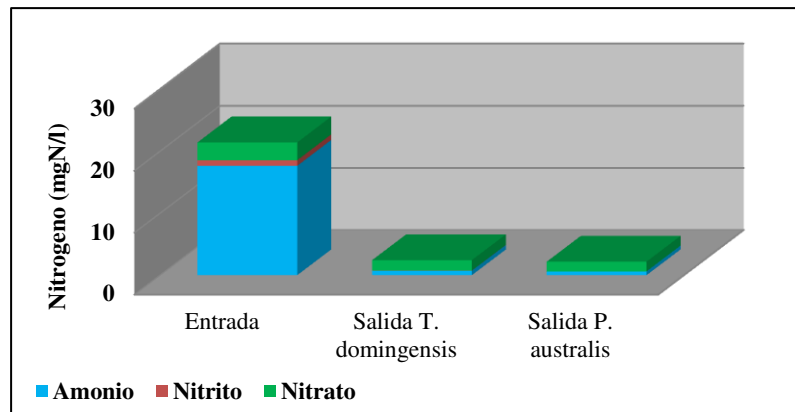


Figura 7. Especies nitrogenadas a la entrada y a la salida en cada macrófita en estudio.

Las eficiencias de remoción obtenidas para fósforo total fueron del 88,5 % para *T. domingensis* y 71,6 % para *P. australis*, hallándose diferencias significativas entre ambas especies ($p < 0,05$) (Figura 8). Debido a que *T. domingensis* presentó un mejor desempeño que *P. australis*, puede inferirse que la captación por parte de las plantas es otro mecanismo importante para la remoción de este contaminante. *T. domingensis* presenta rizomas y parte aérea de mayor biomasa que *P. australis*, lo que podría contribuir a una mayor acumulación de fósforo en tejidos vegetales.

En la Figura 9 se presentan las concentraciones iniciales y finales correspondientes a DQO para las dos macrófitas en estudio. Las eficiencias de remoción obtenidas fueron del 77,1 % para *P. australis* y del 83,7 % para *T. domingensis*, pero sin diferencias significativas entre ambas especies ($p > 0,05$). En los sistemas wetland la eliminación de DQO se relaciona principalmente con la degradación microbiológica llevada a cabo en las microzonas aeróbicas alrededor de la zona de las raíces [21]. Debido a las altas tasas de crecimiento y al gran desarrollo de biomasa que presentaron las macrófitas a lo largo del experimento, sería factible un alto desarrollo microbiológico en la zona de raíces que permitió la degradación de la materia orgánica presente en el efluente. El sustrato también podría favorecer el desarrollo de un biofilm bacteriano que influiría en la eliminación de materia orgánica, reduciendo de esta manera este parámetro.

En la Tabla 1 se presenta un resumen de los valores de salida del tratamiento de cada una de las especies en estudio y se los compara por un lado, con el valor de dichos parámetros en el ingreso al sistema (es decir, previo al tratamiento) y por el otro, con los límites de volcamiento establecidos por las legislaciones provinciales. Como puede observarse, de los cinco parámetros en estudio, cuatro no cumplían con el límite de volcamiento a la salida del tratamiento biológico llevado a cabo en la empresa láctea (sólidos suspendidos, DQO, nitrógeno amoniacal y fósforo total).

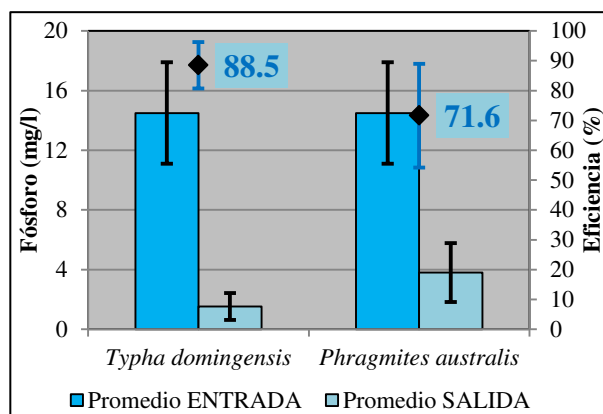


Figura 8. Fósforo total: eficiencias de remoción, concentraciones de entrada y de salida.

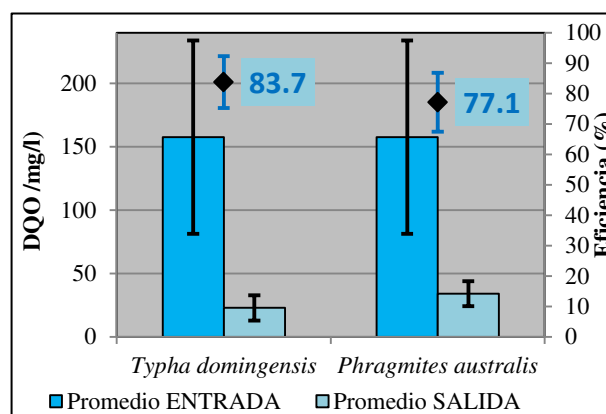


Figura 9. DQO: eficiencias de remoción, concentraciones de entrada y de salida.

Las celdas coloreadas en verde, indican las concentraciones finales por debajo de los límites de volcamiento. A la salida del tratamiento utilizando *T. domingensis* se ha logrado disminuir las concentraciones de todos los parámetros, quedando éstas por debajo del valor establecido por la legislación. Los tratamientos que utilizaron la macrófita *P. australis*, tuvieron en este sentido una performance inferior, ya que si bien también presentaron remociones satisfactorias, en el caso de sólidos suspendidos y fósforo, las concentraciones finales superan los límites establecidos por la legislación. Para DQO y nitrógeno amoniacal, en cambio, las concentraciones promedio halladas, estuvieron por debajo de los límites.

Tabla 1. Comparación de resultados obtenidos en el experimento con límites de volcamiento de efluentes. (Las celdas coloreadas en verde, indican las concentraciones finales por debajo de los límites de volcamiento).

Parámetro	Ingreso al tratamiento (Salida sistema de lagunas)	Límite de Volcamiento	Salida Tratamiento con <i>T. domingensis</i> (N= 15)	Salida Tratamiento con <i>P. australis</i> (N=15)
pH	8,09	5,5 – 10,0 ⁽¹⁾	7,31 - 7,84	7,31 - 7,85
Sólidos suspendidos (mg/l)	159	30 ⁽¹⁾	28,4	35,2
D.Q.O. (mg O ₂ /l)	157	75 ⁽¹⁾	22,9	34,0
Nitrógeno amoniacal (mg N/L)	17,3	25 ⁽²⁾	0,48	0,58
Fósforo total (mg P/L)	14,3	2 ⁽²⁾	1,53	3,81

El límite de volcamiento corresponde a:

⁽¹⁾ Resolución 1089/82. Título C del Reglamento para Control de Vertimiento de Líquidos Residuales, teniendo en cuenta una dilución menor de 360. Provincia de Santa Fe.

⁽²⁾ Ley 11220. Anexo 1.2.2. Normas de calidad de agua potable y efluentes cloacales. Provincia de Santa Fe.

5. CONCLUSIONES

T. domingensis y *P. australis* son especies adecuadas para ser utilizadas en el tratamiento terciario del efluente de una empresa láctea, ya que ambas presentaron aumentos significativos de biomasa y de altura de plantas.

Las remociones logradas en los WSFH plantados tanto con *T. domingensis* y *P. australis* para amonio y nitrito se encuentran por encima del 96 %, mientras que para nitrato fueron de alrededor del 39 %. Sin embargo, como la especie nitrogenada dominante en el efluente inicial era el amonio y su remoción fue elevada, se consiguieron altas eficiencias en la eliminación de nitrógeno inorgánico total.

En el caso de DQO, se alcanzaron rendimientos superiores al 75% en ambos casos. También se consiguieron buenas eficiencias de remoción para sólidos suspendidos y fósforo, aunque sólo los sistemas plantados con *T. domingensis* permitieron obtener concentraciones por debajo de los límites de volcamiento.

Utilizando un sistema WSFH plantado con *T. domingensis* o *P. australis* como tratamiento terciario o de afino, se ha logrado mejorar notablemente la calidad del efluente lácteo. Sin embargo, un sistema WSFH plantado con *T. domingensis* demostró mayor eficiencia de remoción en todos los parámetros, permitiendo que el efluente cumpla con los límites de volcamiento establecidos por la legislación.

REFERENCIAS.

- [1] Maine M.A., Hadad H.R., Sánchez G.C., Di Luca G.A., Mufarrege M.M., Caffaratti S.E. y Pedro M.C. “Long-term performance of two free-water surface wetlands for metallurgical effluent treatment”. *Ecological Engineering*. **98**, pp. 372-377, (2017).
- [2] Kadlec, R. H. y Wallace, S. D. *Treatment Wetlands*, 2nd edn. CRC Press, Boca Raton, Florida, (2009).
- [3] Vymazal, J. “Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience”. *Environ. Sci. Technol.* **45**, pp. 61-69, (2011).
- [4] Maine, M. A., Suñé, N., Hadad, H. R., Sánchez, G. C. y Bonetto, C. “Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland.” *J Environ Manag.* **90**, pp. 355-363, (2009).
- [5] Vymazal, J., Kröpfelová, L. “A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation.” *Ecological Engineering* **37**, pp. 90-98, (2011).
- [6] Kern, J. y Brettar, I. “Nitrogen turnover in a subsurface constructed wetland receiving dairy farm wastewater”. En: *Book of abstracts of the International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control*. Ghent University, Belgium, pp. 77-78, (2002).
- [7] Mantovi, P., Piccinini, S. y Marmiroli, N., et al. “Treating dairy parlor wastewater using subsurface-flow constructed wetlands”. En: Nehring, K.W., Brauning, S.E. (Eds.), *Wetlands and Remediation II*. Battelle Press, Columbus, OH, pp. 205–212, (2002)
- [8] Mantovi, P., Marmiroli, M. y Maestri, E., et al. “Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater”. *Bioresour. Technol.* **88**, pp. 85-94, (2003).

- [9] Hill, C.M., Duxbury, J.M. y Goehring, L.D., et al. "Designing constructed wetlands to remove phosphorus from barnyard run-off: seasonal variability in loads and treatment". En: Mander, Ü. y Jenssen, P. (Eds.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates*. WIT Press, Southampton, UK, pp. 181-196, (2003).
- [10] Wallace, S.D. "Treatment of cheese-processing waste using sub-surface flow wetlands". En: Nehring, K.W. y Brauning, S.E. (Eds.), *Wetlands and Remediation II*. Battelle Press, Columbus, OH, pp. 197-203, (2002).
- [11] Khalil, A., Prudent, P., Bettaieb, M.M. y Domeizel, M. "Pilot treatment plant: constructed soil reed bed for a cheese dairy farm effluent". En: *Book of Abstracts of the Internattional Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control*. Ghent University, Belgium, pp. 77-78, (2005).
- [12] Gorra, R., Freppaz, M., Ambrosoli, R. u Zanini, E. "Seasonal performance of a constructed wetland for wastewater treatment in alpine environment". En: Borin, M., Bacelle, S. (Eds.), *Proceedings of the International Conference on Multi Functions of Wetland Systems*. P.A.N. s.r.l., Padova, Italy, pp. 66-67, (2007).
- [13] Hadad, H. and M.A. Maine. "Phosphorous amount in floating and rooted macrophytes growing in wetlands from the Middle Paraná River floodplain (Argentina)". *Ecological Engineering*. **31**, pp. 251-258, (2007).
- [14] Maine, M.A., Hadad, H.R., Sánchez, G.C., Mufarрге, M.M., Di Luca, G.A., Caffaratti, S.E. y Pedro, M.C. "Sustainability of a constructed wetland faced with a depredation event." *Journal of Environmental Management*. Elsevier **128**: pp. 1-6, (2013).
- [15] Vymazal, J. "Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review". *Ecological Engineering*. **61**, pp. 582-592, (2013).
- [16] APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Amer. Publ. Health Assoc. New York. (2012).
- [17] Kadlec, R.H. and Knight, R.L. *Treatment Wetland*. USA: Boca Raton: Lewis Publishers, pp. 893, (1996).
- [18] Merlin, G., Pajean, J.L., Lissolo, T. "Performances of constructed wetlands for municipal wastewater treatment in rural mountainous areas". *Hydrobiologia*, 2002. **469 (1-3)**, pp. 12, (2002).
- [19] Vymazal, J. "Removal of nutrients in various types of constructed wetlands". *Sci. Total Environ*. **380**, pp. 48-65, (2007).
- [20] Vymazal, J.; Kröpfelová, L. *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2008.
- [21] Sawaitayothin, V. and Polprasert, C. "Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate." *Bioresour. Technol*. **98 (3)**, pp. 565-570, (2007).