



Identificación del Trabajo	
Área:	Medio Ambiente, contingencias y desarrollo sustentable
Categoría:	Alumno
Regional:	Facultad Regional Rafaela

Tratamiento terciario de efluentes de una industria láctea aplicando humedales construidos a escala piloto.

Gonzalo GUTIÉRREZ, Melisa FRANZOTTI, Mariana CARREL

Grupo Estudios de Medio Ambiente (GEM)

Universidad Tecnológica Nacional. Facultad Regional Rafaela. Acuña 49. Rafaela. Santa Fe. Argentina

TE: (03492) 432702.

E-mail de contacto: gutig08@gmail.com; melisa_franzotti@hotmail.es; mcarrel11@hotmail.com

Este trabajo ha sido realizado bajo la dirección de la Dra. Cecilia Panigatti, en el marco del proyecto “Economía ambiental en el sector agroindustrial lácteo del Centro de Santa Fe: mejoras en los sistemas de tratamiento de efluentes y cálculo de huella hídrica”. MSIAIRA0005126TC. (2019-2021).

Resumen

Rafaela al estar en una de las principales cuencas lecheras, cuenta con numerosas industrias lácteas. Éstas son productoras de un gran volumen de efluentes que, si bien son tratados a través de diferentes métodos, en la mayoría de los casos superan los límites de volcado establecidos por la normativa vigente. El objeto del estudio es la evaluación de la eficiencia de humedales de flujo subsuperficial horizontal (HFSSH) para el tratamiento terciario de efluentes de una industria láctea. Se dispuso un humedal piloto simulando WFSSH, y se plantaron ejemplares de *T. domingensis* utilizando canto rodado como sustrato. Se midieron diversos contaminantes bacteriológicos y fisicoquímicos en el efluente de entrada y salida luego de un tiempo de residencia de 7 días. El efluente tratado presentó valores por debajo de los límites establecidos por la legislación provincial para la mayoría de los parámetros evaluados.

Palabras Claves: humedal, *T. domingensis*, efluente, industria láctea.

1. Introducción.

La ciudad de Rafaela está situada en una de las principales cuencas lecheras del país, donde existen más de 10 industrias lácteas, que, además de procesar la leche para su posterior comercialización, industrializan productos derivados de la misma. Estas empresas generan un gran volumen de efluentes líquidos de diversa composición, cuyo volumen se estima entre 1,5 y 2,5 litros de efluente generado por litro de leche procesada (Sevilla, 2008). Si bien estos efluentes son tratados, generalmente superan los límites de vertido establecidos por la normativa provincial vigente (Resolución 1089/1982 y Ley 11220/1994).

En este estudio, se trabajó en conjunto con una empresa láctea cercana a la ciudad de Rafaela, que cuenta con una secuencia de 12 lagunas aeróbicas dispuestas en serie, como tratamiento biológico de los efluentes que genera. Al analizarse los parámetros controlados por la legislación provincial, se observa que éstos no cumplen con los límites de vertido.

Dentro de las posibles soluciones se puede optar por la utilización de un tratamiento terciario como ósmosis inversa, filtración o bien una alternativa son los humedales construidos (HCs). Éstos son sistemas ingenieriles que se diseñan y construyen para aprovechar los procesos que ocurren en los humedales naturales, pero en condiciones

controladas para optimizar su funcionamiento (Vymazal y Březinová, 2016). Se caracterizan por su simplicidad de operación, bajo costo de instalación, bajo o nulo consumo energético, baja producción de residuos, bajo impacto ambiental y buena integración al medio ambiente. (Panigatti y Maine, 2003; Vymazal, 2005; Song et al., 2006; Maine et al., 2007, 2009; Kadlec y Wallace 2009; Vymazal y Kröpfelová, 2011).

Pueden clasificarse de acuerdo al régimen de flujo en: humedales de flujo superficial o de agua libre (HFS) y de flujo subsuperficial (HFSS). Estos últimos, a su vez, se dividen en flujo horizontal (HFSSH) y flujo vertical (HFSSV) de acuerdo a como el agua los atraviesa (Kadlec y Wallace, 2009).

Tanto en experimentos a escala laboratorio como en este estudio se utilizó un (HFSSH). En estos sistemas, el agua, que se mantiene por debajo de la superficie del lecho, fluye horizontalmente desde la entrada hasta la salida, interactuando con el sistema rizosférico de la macrófita empleada (Figura 1).

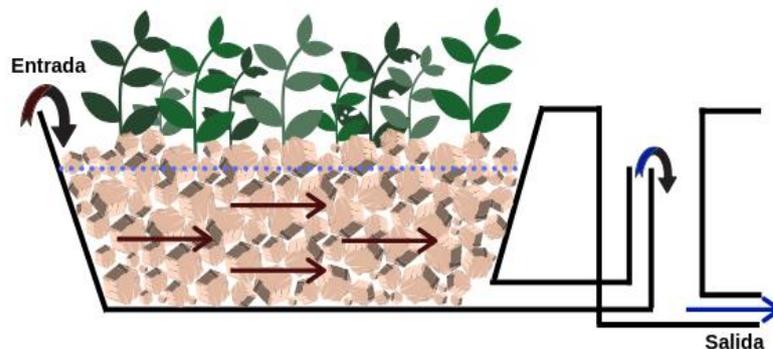


Figura 1 - Esquema de un humedal de flujo subsuperficial horizontal (HFSSH).

Los componentes principales de estos sistemas son la vegetación, el sustrato, los microorganismos y el agua residual a tratar, pudiendo remover diversos contaminantes (como por ejemplo materia orgánica y nutrientes) por medio de mecanismos físicos, químicos y biológicos (degradación biológica, captación por parte de las plantas, adsorción, sedimentación, filtración, precipitación y volatilización) (Saeed and Sun, 2012; Wu et al., 2015).

El objetivo de este trabajo es evaluar la factibilidad de aplicación de un humedal de flujo subsuperficial horizontal a escala piloto para el tratamiento terciario de efluentes de una empresa láctea. Se propone la aplicación de un tratamiento terciario o de afino, que permita mejorar los parámetros analizados en el efluente final para que sea factible su disposición a un curso de agua superficial.

2. Metodología.

En experimentos previos llevados a cabo a escala laboratorio, se pudo constatar que la especie vegetal Totora (*Typha domingensis*) y el material canto rodado, resultaban eficientes en el tratamiento de efluentes de esta industria (Schierano et al., 2018). Esta macrófita es una especie autóctona de amplia distribución en el litoral santafesino por lo que ha sido seleccionada nuevamente para este estudio. La elección del sustrato se basó en su bajo costo y fácil acceso.

En un espacio contiguo a la última laguna aeróbica de la planta de tratamiento de efluentes de la empresa láctea, se dispuso un recipiente de fibra de vidrio sobre una losa de hormigón previamente construida. Las dimensiones del recipiente son: 0,95 m de ancho, 2,50 m de largo, 0,77 m de profundidad. En cuanto al sustrato, se llenó hasta una altura de 0,60 m con canto rodado y luego, se plantaron 12 especímenes de totora (*Typha domingensis*). Se instaló un sistema de distribución y recolección del efluente,

impulsado por una bomba dosificadora de bajo caudal, dentro del dispositivo. Garantizado un tiempo de residencia hidráulico (TRH) de 7 días, la bomba dosifica un caudal diario de 61 litros. Tanto las cañerías de distribución, que se ubican por encima del sustrato, como las de recolección, que se ubican en el fondo del recipiente, son caños de PVC de 40 cm de diámetro y tienen perforaciones de 1 cm de diámetro.

2.1. Aclimatación y monitoreo del crecimiento.

Todas las especies, luego de ser plantadas, se podaron a una altura uniforme de 40 cm y se aclimataron durante un mes, regándose con agua subterránea. Una vez concluida esta etapa, el sistema fue llenado con el efluente tratado, proveniente de la última laguna del tratamiento biológico.

2.2. Caracterización de los efluentes iniciales y finales.

Una vez concluido el período de aclimatación, se realizaron 13 muestreos entre noviembre 2018 y marzo 2019. Las muestras de efluente se tomaron tanto a la entrada como a la salida del humedal y fueron analizados diversos parámetros fisicoquímicos en las mismas. Utilizando las concentraciones iniciales y finales en cada uno de los muestreos, para cada contaminante fisicoquímico, se determinaron eficiencias de remoción luego de un TRH de 7 días.

Los parámetros analizados fueron: pH, conductividad eléctrica, sólidos suspendidos totales (SST), demanda química de oxígeno (DQO), demanda biológica de oxígeno (DBO), nitrógeno total Kjeldahl (NTK), nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-) y fósforo total (PT). Para todos los análisis se siguió la metodología propuesta por APHA (2017).

2.3. Análisis estadístico.

Para cada parámetro fisicoquímico se aplicó la prueba de T pareada a fin de evaluar si existían diferencias significativas estadísticamente según la prueba T pareada entre las medias de las concentraciones iniciales y finales de los contaminantes analizados, considerando cada par de muestras dependiente de la fecha o momento de muestreo. Se trabajó con un nivel de significancia del 95% y se utilizó el software Statgraphics Plus 5.0. (Versión 16.1.03) para todos los cálculos matemáticos.

3. Resultados.

3.1. Monitoreo del Crecimiento.

Las especies en estudio presentaron buen desarrollo de biomasa y la altura evolucionó satisfactoriamente. En la Figura 2 se puede apreciar como en enero de 2019 se constató la cobertura total del humedal y las plantas en ese momento, superaban el metro de altura.

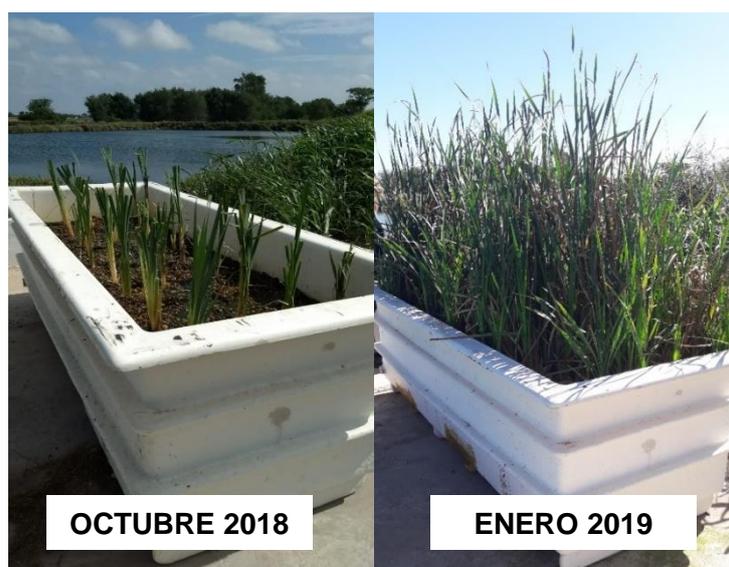


Figura 2 – Monitoreo de crecimiento de macrófitas

3.2. Caracterización del efluente inicial y final.

En la Tabla I se pueden observar las características fisicoquímicas del efluente inicial utilizado durante el experimento.

Tabla I. Características del efluente inicial.

PARÁMETROS	PROMEDIO (n=13)	Desvío	Min	Max	Límite de Volcado
pH	8,8	0,23	8,55	9,25	5,5 – 10,0 ⁽¹⁾
Conductividad eléctrica (mS/cm)	5,7	0,50	5,07	6,88	--
Sólidos suspendidos (mg/L)	171,1	34,06	118	232	30 ⁽¹⁾
Nitrógeno total Kjeldahl (mg N/L)	58,4	28,90	36,4	120,4	15 ⁽²⁾
Nitrato (mg NO ₃ /L)	148,9	100,31	40	396,6	--
Nitrito (mg NO ₂ /L)	67,6	27,28	28,3	105,4	--
Fósforo Total (mg P/L)	18,3	5,34	5	28,5	2 ⁽²⁾
DQO (mg O ₂ /L)	277,2	67,47	192	411	75 ⁽¹⁾
DBO (mg O ₂ /L)	99,2	34,02	55,6	136,1	50 ⁽¹⁾

n: experimentos llevados a cabo.

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.



Figura 3 – Efluente inicial (Izquierda) y Efluente final (Derecha)

En la Figura 3 puede observarse una comparación visual entre los efluentes de entrada y salida del humedal a escala piloto. El paso del efluente por el mismo logra una limpieza y filtración de la materia en suspensión, que se debe principalmente a las algas desarrolladas en las lagunas aeróbicas, lo que le otorga el color verde.

En cuanto a las mediciones de pH, los valores de entrada se ubicaron en el rango de 8,55-9,25, resultando superior al rango de salida (7,95-8,75). La legislación contempla valores comprendidos entre 5,5 y 10. Con un comportamiento similar, comparando el parámetro de conductividad eléctrica, los valores de entrada (5,07-6,88 mS/cm²) fueron significativamente superiores a los de salida (4,54-6,75 mS/cm²). Esto puede deberse que las plantas toman iones que utilizan para su crecimiento, haciendo que la concentración de los mismos en el efluente disminuya.

Se obtuvieron eficiencias de remoción satisfactorias para todos los parámetros evaluados, obteniéndose diferencias significativas estadísticamente según la prueba T pareada entre las medias de los valores de entrada y salida al humedal. En las figuras 4 a 10 se presentan los resultados obtenidos en todos los muestreos realizados, presentando en línea roja el límite de volcamiento según legislación existente en la Provincia de Santa Fe.

Comparándose los valores hallados para sólidos suspendidos y de acuerdo al análisis estadístico, puede verificarse que hay diferencias significativas estadísticamente según la prueba T pareada entre la entrada y la salida, con una eficiencia de remoción promedio de 83,5%, tal como puede observarse en la Figura 4. Los sólidos suspendidos presentes en el agua residual en estudio se deben a la presencia de restos de algas. Las algas son un componente fundamental en el funcionamiento de las lagunas aeróbicas, sin embargo, pueden representar un problema si se acumulan ya que otorgan al efluente color y turbidez. Vymazal (2002), considera a los sólidos suspendidos como uno de los parámetros con los porcentajes de eliminación más altos en HC de flujo subsuperficial horizontal. Generalmente, las vías de eliminación son principalmente físicas, asociadas a procesos de filtración y sedimentación que ocurren en el lecho. El valor promedio logrado a la salida del tratamiento fue de 28,8 mg/l, cumpliendo con el valor de vertido permitido para éste parámetro que debe ser inferior a 30 mg/l.

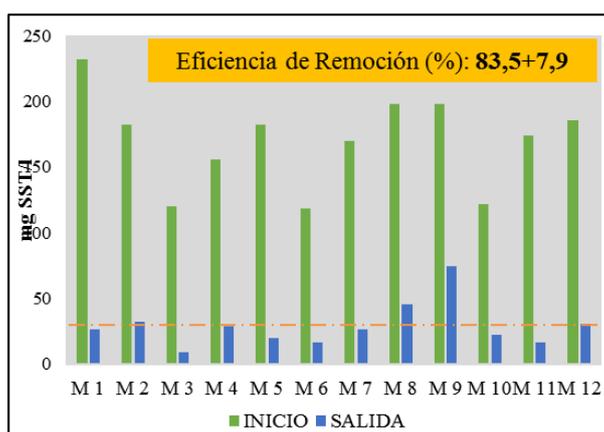


Figura 4 –Eficiencia de remoción de Sólidos suspendidos (Límite de volcamiento: 30 mg/l)

En la Figura 5 pueden observarse valores iniciales y finales para DBO y las eficiencias de remoción del mismo. En este caso, se obtuvo 62,4% como valor promedio de eficiencia de remoción, lográndose un valor promedio de salida de 34,5 mg O₂/l, lo que cumpliría con el valor límite de volcamiento, según la legislación, que corresponde a 50 mg O₂/l.

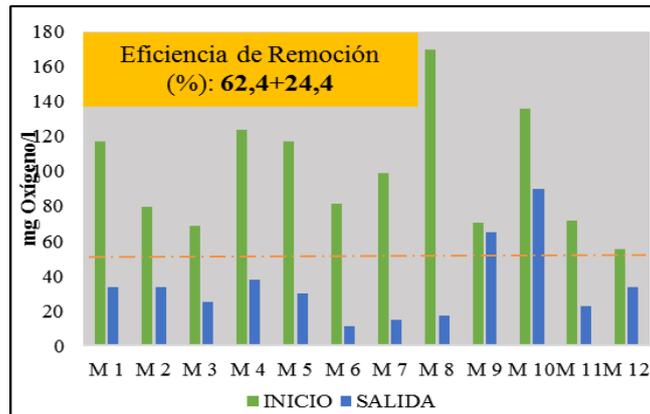


Figura 5 - Eficiencia de remoción DBO
(Límite de volcamiento: 50 mg/l)

Por otro lado, en la Figura 6 se encuentran los valores de concentraciones iniciales y finales para DQO. Se obtuvieron valores significativos de eficiencias de remoción del contaminante, siendo el promedio de 70,1%. La red de raíces de las plantas permitiría y favorecería el crecimiento y desarrollo de microorganismos que degradarán la materia orgánica presente, lo que influye directamente en la disminución del valor de DBO y DQO (Vymazal & Kröpfelová, 2009). En este caso la legislación permite valores de volcamiento inferiores a 75 mg O₂/l, que se estaría cumpliendo en algunos casos. Si se considera el valor promedio final obtenido (72,3 mg O₂/L), se puede afirmar que cumpliría con este parámetro de volcamiento.

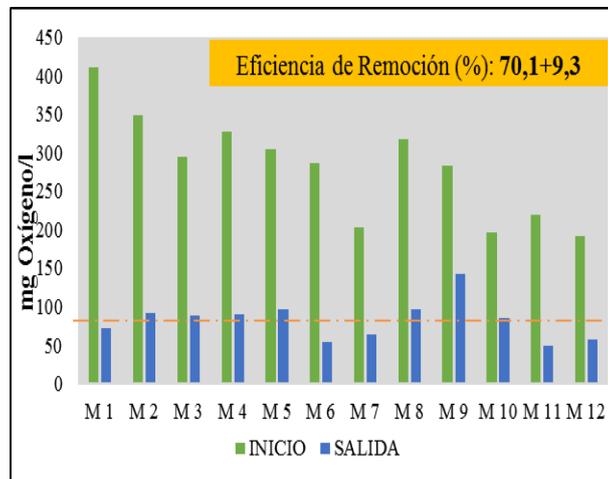


Figura 6 - Eficiencia de remoción de DQO
(Límite de volcamiento: 75 mg/l)

En general, los humedales de flujo subsuperficial presentan eficiencias de remoción de DQO elevadas (Vymazal et al., 2006). La materia orgánica es necesaria para el crecimiento y metabolismo de muchos microorganismos, presentes en el sustrato o en las raíces de los vegetales, por lo que tanto la filtración y sedimentación de los componentes orgánicos, ocasionada por el sustrato, como la degradación microbiológica, son los mecanismos principales de eliminación de materia orgánica en humedales construidos (Zhang et al., 2019).

En la Figura 7 pueden observarse las eficiencias de remoción de Nitrógeno Total Kjeldhal (NTK). Aplicando la prueba T pareada, se hallaron diferencias significativas estadísticamente según la prueba T pareada entre los valores de ingreso y salida. Sin embargo, los porcentajes de eliminación fueron inferiores a los otros parámetros ($27,2\% \pm 12$). En ningún caso se obtuvo un valor de salida inferior a la legislación (15 mg N/l).

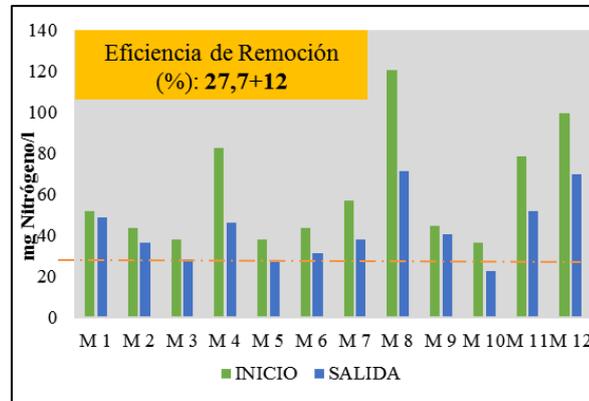


Figura 7 - Eficiencia de remoción de NTK
(Límite de volcamiento: 15 mg/l)

La disminución de NTK en el efluente puede deberse a varios mecanismos: volatilización del amonio, nitrificación-desnitrificación, captación por parte de las plantas y la flora microbiana, mineralización, reducción del nitrato a amonio, oxidación anaeróbica de amonio (ANAMMOX) y adsorción (Vymazal, 2007). Sin embargo, el mecanismo principal es el fenómeno conocido como nitrificación-desnitrificación, en el que el nitrógeno amoniacal (NH_4^+) es oxidado por vía aeróbica a nitrato (NO_3^-), seguidamente es reducido por bacterias anaerobias a nitrógeno gaseoso (N_2) (Vymazal, 2007).

En los HFSSH el oxígeno disuelto suele ser un factor limitante (Ramirez et al., 2005), sin embargo, el rol de las macrófitas cobra importancia ya que su red radicular provee oxígeno para el crecimiento de microorganismos en la rizósfera, facilitando la nitrificación (Cui et al., 2010).

En cuanto a los nitritos, el porcentaje de eliminación encontrado fue de 99,6%, nuevamente se hallaron diferencias significativas estadísticamente según la prueba T pareada entre los valores de entrada y salida del humedal, tal como puede observarse en la Figura 8. En general, este contaminante fue eliminado casi en su totalidad en los microcosmos plantados con *T. domingensis*. En el efluente de entrada se detectaron valores promedio de 70 mg/l, no hallándose este parámetro luego del tratamiento, con lo cual el contaminante es eliminado en su totalidad.

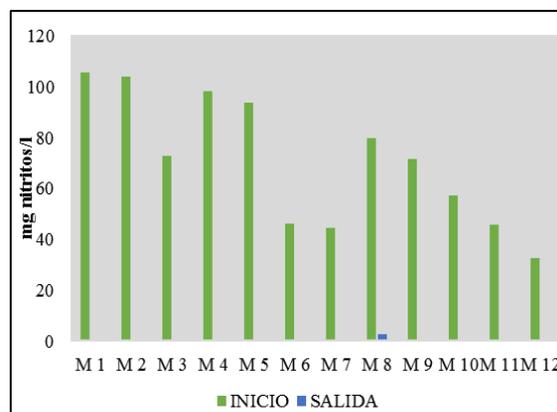


Figura 8 - Eficiencia de remoción nitritos

En la Figura 9 pueden observarse las eficiencias de remoción de nitratos para los muestreos realizados, siendo el valor promedio de los mismos de 52,4%. Se hallaron diferencias significativas estadísticamente según la prueba T pareada entre los valores de entrada y salida del humedal. También, puede observarse una clara tendencia creciente a lo largo del tiempo de este parámetro en el efluente inicial y, aunque los valores de salida en muchos casos son mayores a los de los primeros muestreos, las eficiencias de remoción se mantuvieron en el orden del 50%. De esto puede afirmarse que el humedal puede remover eficientemente este anión a diferentes concentraciones.

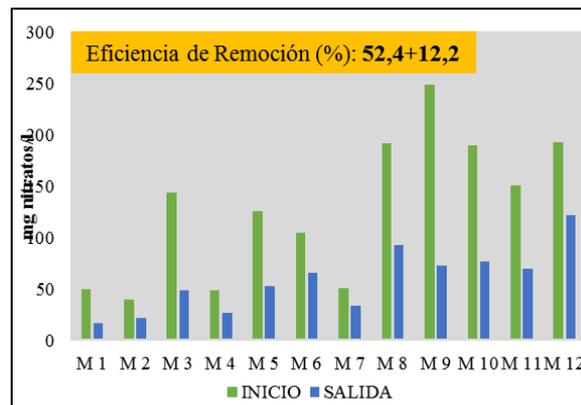


Figura 9 - Eficiencia de remoción de nitratos

Como último parámetro, las mediciones de entrada y salida de fósforo total pueden observarse en la Figura 10. Se obtuvo un valor promedio de eficiencia de remoción de 30,1%, el cual puede ser considerado bajo si se lo compara con los demás parámetros. Este bajo porcentaje de eliminación puede deberse a la baja capacidad del sustrato utilizado para la adsorción del contaminante. En HFSSH, el sustrato es uno de los principales mecanismos para la eliminación de fósforo (Maine et al., 2009) y sustratos como canto rodado presentan bajos desempeños ya que contienen bajas proporciones de calcio, hierro y aluminio. Ese sustrato fue elegido teniendo en cuenta lo propuesto por Dordio y Carvalho (2013), quienes citan que un criterio práctico de selección entre varios sustratos eficientes sería la evaluación del costo y la disponibilidad local de cada material, los cuales son los dos factores fundamentales a tener en cuenta. En este sentido, el material seleccionado era el que cumplía con ambos requerimientos.

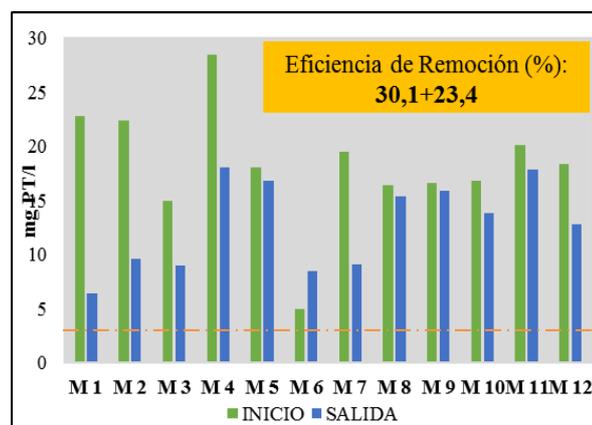


Figura 10 - Eficiencia de remoción Fósforo Total (Límite de volcamiento: 2 mg P/l)

La remoción de fósforo obtenida se podría relacionar entonces con su captación por parte de las macrófitas, ya que *Typha* es una especie que posee potencial para tomar y almacenar este nutriente (Di Luca et al., 2015). En concordancia con las eficiencias obtenidas con el humedal en estudio, Gorra et al. (2014) reportaron eficiencias de remoción del 40% para fósforo total en un HC para el tratamiento de efluente de una industria láctea, partiendo de concentraciones iniciales de 10 mg/l, mientras que en el presente estudio las concentraciones iniciales promedio fueron superiores a 20 mg/l. Cabe mencionar que los valores obtenidos de remoción no fueron inferiores a los permitidos por la legislación (2 mg P/l)

4. Conclusiones.

Se obtuvieron eficiencias de remoción altas para el caso de sólidos suspendidos, DBO, DQO, nitratos y nitritos y resultaron satisfactorias para el caso de fósforo y nitrógeno total. Para estos dos parámetros los rendimientos obtenidos no permitieron alcanzar valores por debajo de la legislación provincial.

Además, la macrófita utilizada, *T. domingensis*, resultó una especie óptima para utilizar en esta alternativa de tratamiento. Presentó buena tolerancia al efluente y altas tasas de crecimiento a lo largo del período de evaluación.

Con la aplicación de un humedal de flujo subsuperficial horizontal se han logrado eficiencias de remoción satisfactorias, mejorando la calidad del efluente final de una industria láctea previo a su descarga a un curso de agua superficial, por lo que resultaría una alternativa viable como tratamiento terciario de las aguas residuales evaluadas.

Bibliografía.

- Cui, L., Ouyang, Y., Lou, Q., Yang, F., Chen, Y., Zhu, W., & Luo, S. (2010). Removal of nutrients from wastewater with *Canna indica* L. under different vertical-flow constructed wetland conditions. *Ecological Engineering*, 36(8), 1083-1088.
- Di Luca, G.A., Maine, M.A., Mufarrege, M.M., Hadad, H.R., Bonetto, C.A. (2015). Influence of *Typha domingensis* in the removal on high P concentrations from water. *Chemosphere* 138, 405–411.
- Dordio, A. V., & Carvalho, A. J. P. (2013). Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of the support matrix. *Journal of Hazardous materials*, 252, 272-292.
- Du, X., Shi, C., & Ma, F. (2016). Influence of intermittent aeration and organic loading rate on lab-scale constructed wetland systems treating synthetic wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 57(21), 9651-9659.
- Gorra, R., Freppaz, M., Zanini, E., Scalenghe, R. (2014). Mountain dairy wastewater treatment with the use of an irregularly shaped constructed wetland (Aosta Valley, Italy). *Ecological Engineering* 73, 176–183.
- Kadlec, R. H., Wallace, S. D. (2009). *Treatment Wetlands*, 2ndedn. CRC Press, Boca Raton, Florida
- Ley 11220 (1994). Anexo B. Normas de calidad de agua potable y efluentes cloacales. Provincia de Santa Fe.
- Maine, M. A., Suñé, N., Hadad, H. R., Sánchez, G. C., Bonetto, C. (2009). Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland. *J Environ Manag.* 90: 355-363.
- Maine, M. A., Suñé, N., Hadad, H., Sánchez, G., Bonetto, C. (2007). Removal efficiency of a constructed wetland for wastewater treatment according to vegetation dominance. *Chemosphere*. 68:1105–1113.
- Panigatti, M.C. y Maine, M.A. (2003). Influence of nitrogen species (NH₄⁺ and NO₃⁻) on the dynamics of P in water-sediment – *Salvinia herzogii* systems. *Hydrobiologia*. 492: 151-157.

- Ramirez, E., Robles, E., Bonilla, P., Sainz, G., Lopez, M., Cerda, J.M. De La, Warren, A. (2005). Occurrence of pathogenic free living amoebae and bacterial indicators in a constructed wetland treating domestic wastewater from a single household. *Engineering in Life Sciences* 5 (3), 253e258.
- Resolución 1089/82. Reglamento para Control de Vertimiento de Líquidos Residuales. Provincia de Santa Fe.
- Saeed, T., & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of environmental management*, 112, 429-448.
- Schierano, M.C., Panigatti, M. C., & Maine, M. A. (2018). Horizontal subsurface flow constructed wetlands for tertiary treatment of dairy wastewater. *International Journal of Phytoremediation*, 20(9), 895-900.
- Sevilla (2008). Escuela Organización Industrial, Máster Profesional en Ingeniería y Gestión Medio Ambiental. Contaminación de las aguas. Sector Lácteo. Los vertidos del sector lácteo. Madrid, España, pp.1, 8, 10.
- Song, Z., Zheng, Z., Li, J., Sun, X., Han, X., Wang, W., Xu, M. (2006). Seasonal and annual performance of a full-scale constructed wetland system for sewage treatment in China. *Ecol. Eng.* 26: 272-282.
- Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 25, 478-490.
- Vymazal, J., & Březinová, T. (2016). Accumulation of heavy metals in aboveground biomass of *Phragmites australis* in horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment: a review. *Chemical Engineering Journal*, 290, 232-242.
- Vymazal, J., Greenway, M., Tonderski, K., Brix, H., & Mander, Ü. (2006). Constructed wetlands for wastewater treatment. En: *Wetlands and natural resource management* (pp. 69-96). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L. (2009). Removal of organics in constructed wetland with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. *Sci. Total Environ.* 407: 3911-3922.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L. (2011). A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation. *Ecological Engineering* 37, 90-98.
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S. & Liu, H. (2015). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation. *Bioresource technology*, 175, 594-601.
- Zhang, Y., Liu, X., Fu, C., Li, X., Yan, B., & Shi, T. (2019). Effect of Fe²⁺ addition on chemical oxygen demand and nitrogen removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Chemosphere*, 220, 259-265.