

# Humedal construido híbrido para la remoción de contaminantes de lixiviado de relleno sanitario de Rafaela.

## Leachate contaminants removal from Rafaela landfill applying Hybrid constructed wetland.

Presentación: 29/10/2023

### Gonzalo Gutierrez

Universidad Tecnológica Nacional Facultad Regional Rafaela (UTN FRRa)  
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)  
Correo: [gonzalo.gutierrez@frra.utn.edu.ar](mailto:gonzalo.gutierrez@frra.utn.edu.ar)

### Sabrina Monay

Universidad Tecnológica Nacional Facultad Regional Rafaela (UTN FRRa)  
Correo: [labquimicautn@gmail.com](mailto:labquimicautn@gmail.com)

### Marisol Farias

Universidad Tecnológica Nacional Facultad Regional Rafaela (UTN FRRa)  
Correo: [labquimicautn@gmail.com](mailto:labquimicautn@gmail.com)

## Resumen

La descomposición anaeróbica de los residuos orgánicos en un relleno sanitario genera biogás y un efluente líquido denominado lixiviado. El tratamiento y disposición final de este efluente es el principal problema de este método de disposición final de residuos. El objetivo del trabajo es evaluar la eficiencia de remoción de contaminantes de lixiviados de relleno sanitario mediante la aplicación de un humedal construido híbrido, compuesto por un humedal de flujo subsuperficial vertical y uno de flujo subsuperficial horizontal dispuestos en serie. Se dispusieron en un invernadero 4 mesocosmos simulando humedal construido híbrido plantado con *Typha domingensis* y empleando hormigón celular como sustrato. Se midieron parámetros fisicoquímicos antes y después de cada tratamiento; obteniéndose eficiencias de remoción del sistema cercanas al 66% para sólidos suspendidos, 69% para demanda química de oxígeno, 91% para demanda biológica de oxígeno, 96% para fósforo total, 99% para amonio y 91% para nitrógeno total Kjeldahl.

**Palabras clave:** Relleno Sanitario, lixiviado, *Typha domingensis*, Hormigón Celular

## Abstract

The anaerobic decomposition of organic waste within a landfill generates biogas and a liquid effluent referred to as leachate. This effluent managing and disposing presents the principal challenge associated with this waste disposal methodology. The aim of this research is to assess the effectiveness of contaminant removal from landfill leachate through the application of a hybrid constructed wetland system, formed by a vertical subsurface flow wetland and a horizontal subsurface flow wetland arranged in series. Four mesocosms were established to emulate this hybrid constructed wetland planted with *Typha domingensis* and applying cellular concrete as a substrate. Before and after each treatment, various physicochemical parameters were measured. System removal efficiencies close to 66% for suspended solids, 69% for chemical oxygen demand, 91% for biological oxygen demand, 96% for total phosphorus, 99% for ammonium and 91% for total Kjeldahl nitrogen were obtained.

**Keywords:** Landfill, leachate, *Typha domingensis*, cellular concrete

## Introducción

Los rellenos sanitarios tomaron relevancia y se convirtieron en una alternativa utilizada por los municipios en los últimos años, como solución al problema de la gestión de residuos sólidos urbanos generados por el crecimiento de la población. Son instalaciones diseñadas y administradas para la disposición final de desechos sólidos y, además, para proteger el medio ambiente de los contaminantes que pueden estar presentes en ellos (Ramón & Rubio, 2022). Este método consiste en una descomposición anaeróbica controlada mediante la disposición de residuos, generalmente, en grandes superficies de terreno impermeabilizadas y que, además, una vez que llega a su altura final, se lo cubre con un manto de tierra y cobertura verde.

Este proceso de descomposición anaeróbica de la materia orgánica, genera biogás y lixiviado. Éste es un efluente líquido que puede incrementarse cuando se mezcla con el agua de lluvia, infiltrándose a través de los residuos sólidos en descomposición, dando origen a corrientes líquidas caracterizadas por un gran número de sustancias (Wiszniewski et al., 2006), consideradas el principal contaminante del RS.

Uno de los problemas más preocupantes que posee este tipo de métodos de disposición final, es el tratamiento y disposición final de los lixiviados producidos que, generalmente, contienen altas concentraciones de agentes contaminantes y compuestos tóxicos (compuestos orgánicos, nitrogenados, y metales pesados). Debido a esto, pueden causar graves problemas al medio ambiente y a la salud humana, por lo que requieren de un tratamiento apropiado (Bakhshoodeh et al., 2020). La bibliografía estudiada propone diferentes tratamientos como solución a este problema, como, por ejemplo: lagunas de estabilización (Maia et al., 2015), técnicas de electrocoagulación (Dia et al., 2018) y filtración (Yao, 2017).

Por otro lado, existen Soluciones basadas en la Naturaleza (SBN) que emulan y optimizan los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren en los humedales naturales para la depuración de aguas residuales (Maine et al., 2022). Un ejemplo son los wetlands o humedales construidos (HC). Estos sistemas, son una alternativa natural a los métodos de tratamiento convencionales, que se caracterizan por ser diseñados para mejorar la calidad del agua con requisitos mínimos de energía externa, bajos costos de construcción, fácil operación y mantenimiento y beneficios ambientales sustanciales (Corbella y Puigagut, 2018; Ji et al., 2022).

Los HCs poseen un lecho o sustrato, por donde escurre el efluente a tratar y donde se encuentran enraizadas las plantas acuáticas o macrófitas. El sustrato es de radical importancia, debido a que en este y en las raíces de las plantas, se forma una biopelícula que es útil para aumentar la capacidad de depuración natural del humedal. Existen diferentes HCs que se diferencian en diseño, sustratos, plantas, patrones de flujo, etc.

El humedal más adecuado se elige de acuerdo al tipo de efluente a tratar, al caudal, a los contaminantes a eliminar, etc. Para el presente estudio se utilizaron dos tipos de HC dispuestos en serie, uno de flujo subsuperficial vertical (HFSSV) y uno flujo subsuperficial horizontal (HFSSH). En estos tipos de humedales el agua residual a tratar fluye por debajo de la superficie siguiendo una trayectoria vertical y horizontal, respectivamente (Figura 1). A esta combinación de HCs con diferentes

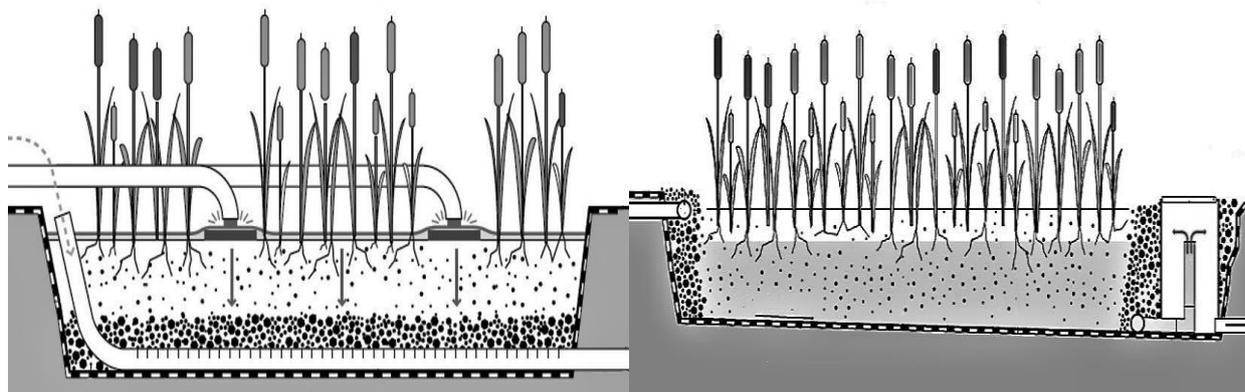


Figura 1 – HFSSV (Izq.) y HFSSH (Der.). (Tilley et al., 2018)

patrones de flujo se la conoce como Humedales Híbridos, y la misma tiene como objetivo explotar las ventajas de un tipo de HC para contrarrestar las desventajas del otro. La distribución más utilizada es la que combina un HFSSV seguido de un HFSSH.

La tecnología de HCs ha sido aplicada para el tratamiento de lixiviados en diversas partes del mundo como: Colombia (Madera-Parra et al., 2014a), Brasil (Cano et al., 2019) y Argentina (Silvestrini et al., 2019) pero sólo a escala laboratorio. Entonces, es necesario continuar expandiendo los conocimientos sobre la aplicación de esta tecnología para los tratamientos de lixiviados y, especialmente, en las condiciones climáticas propias de nuestra región.

El objetivo del trabajo es evaluar la eficiencia de remoción de contaminantes de lixiviados de RS mediante la aplicación de un humedal construido híbrido, compuesto por un humedal de flujo subsuperficial vertical y uno de flujo subsuperficial horizontal, empleando *Typha domingensis* y hormigón celular.

## Metodología

### Diseño Experimental

Se dispusieron, en un invernadero por duplicado, mesocosmos cilíndricos (0,35 x 0,60 m; diámetro x altura) simulando HFSSV y mesocosmos cilíndricos truncados longitudinalmente (0,35 x 0,30 x 0,65 m; ancho x alto x largo) simulando HFSSH, de acuerdo a lo detallado en la Figura 2. En los HFSSV se dispuso un lecho de 10 cm de residuos de Hormigón Celular Curado en Autoclave (HCCA, Retak®) tamizado con Tamiz IRAM N° 1/2, seguido de una capa de arena fina de 30 cm previamente tamizada con Tamiz IRAM N°8 y finalmente una capa, de 10 cm de HCCA. Los HFSSH fueron completamente llenados con HCCA hasta una altura de 25 cm. El sustrato utilizado, HCCA, se caracteriza por su baja densidad y gran porosidad debido a la incorporación de agentes espumógenos en su elaboración. El mismo fue estudiado en experiencias anteriores comparándolo con otros sustratos (Gutierrez et al., 2022) y fue seleccionado por su capacidad para remover contaminantes y promover la circularidad al ser un residuo de construcción.

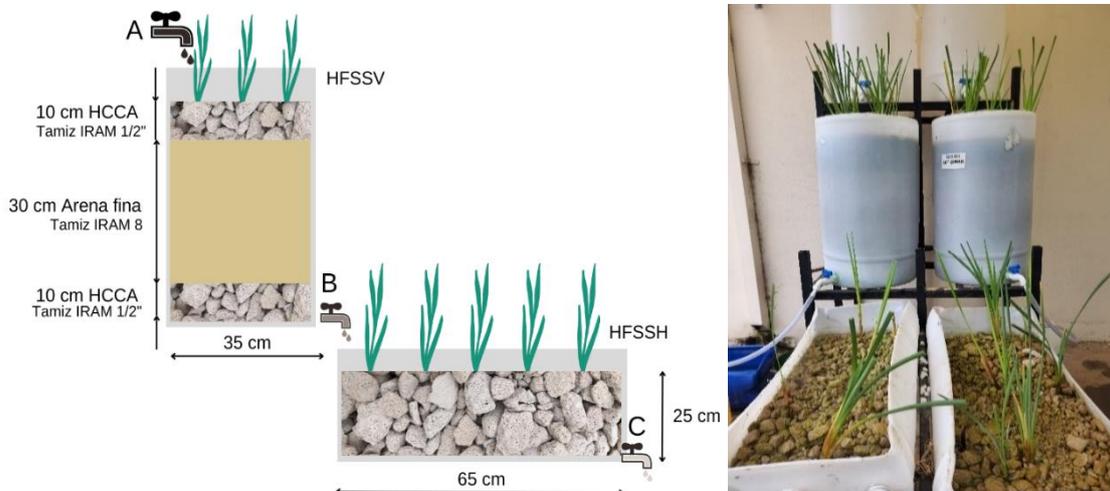


Figura 2 – Diagrama y descripción del sistema completo (Izq.) y sistema real al comienzo de la experiencia (Der.)

Recolección y adaptación de plantas. Muestreo de lixiviado.

Se empleó la macrófita *Typha domingensis* (Totora), la cual fue extraída de humedales naturales ubicados en zonas rurales cercanas a la ciudad de Rafaela. Se recolectaron ejemplares de tamaño y características morfológicas similares y se plantaron seis ejemplares en cada mesocosmo bajo un invernadero. Inmediatamente, todos fueron podados a una altura uniforme de 40 cm. Previo al inicio del experimento, se aclimataron las plantas regándolas con agua de red durante la primera quincena y efluente diluido (33%) durante la segunda. El efluente empleado fue extraído del RS de la ciudad de Rafaela.

Análisis fisicoquímicos y eficiencias de remoción.

Se realizaron experiencias del tipo Batch en el período junio-agosto 2023, en las cuales se midió la concentración de contaminantes del efluente al inicio y al final de cada tratamiento con un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 12 horas

para los HFSSV y 7 días para los HFFSH. El sistema de alimentación del lixiviado en el sistema puede ser explicado de la siguiente manera: El Efluente A (lixiviado real, inicial) se riega sobre el HFSSV (6 litros aproximadamente) y luego de un TRH de 12 horas, se recolecta el efluente obtenido (B). Luego, nuevamente, se riega el HFSSV con efluente A. Consecuentemente, luego de 12 horas, se obtiene un total aproximado de 12 litros de efluente B, con los que se riega el HFSSH, a partir del cual y luego de un TRH de 7 días, se obtiene el efluente tratado (C). La experiencia comenzó a finales de junio de 2023 y aún continúa. Hasta el momento se realizaron muestreos durante seis semanas consecutivas.

Se realizaron análisis semanales sobre la muestra de entrada al sistema o HFSSV (A), sobre el de salida al HFSSV (B) y sobre el de salida del sistema híbrido o salida del HFSSH (C). Los parámetros analizados fueron los siguientes: pH, Conductividad Eléctrica (CE), Alcalinidad Total (AT), Sólidos Suspendedos Totales (SST), Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK), amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), fósforo total (PT), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Biológica de Oxígeno (DBO). Para todos los análisis se utilizó la metodología propuesta por APHA (2017). Con las concentraciones halladas para cada contaminante a la entrada y a la salida de cada mesocosmo se calcularon eficiencias de remoción.

Se utilizó el Test ANOVA de una vía a fin de evaluar la significancia del tipo de tratamiento utilizado (factor con 3 niveles: Inicial, HFSSV y HFSSH) en una variable de interés (concentraciones). Se chequeó a priori homocedasticidad de varianzas y normalidad de datos y se aplicó el Test de comparaciones múltiples de Duncan cuando las medias fueron diferentes. Se trabajó con un nivel de significancia del 95% y se utilizó el software Statgraphics Plus 5.0 para todos los cálculos matemáticos.

## Resultados y discusión

En la Tabla 1 se observan los valores promedio de entrada y salida de cada tratamiento, junto a su desviación estándar y las eficiencias de remoción de contaminantes parciales y del sistema total.

La eficiencia de remoción del HFSSV (%ER 1) es calculado respecto al valor inicial del efluente de entrada al HFSSV (A) y el valor de salida del mismo (B). Mientras que la eficiencia de remoción del HFSSH (%ER 2) es calculado respecto al valor inicial del efluente de entrada al HFSSH (B) y el valor de salida del mismo (C). En cuanto a la eficiencia de remoción total del sistema (%ER SIST) es calculado respecto al valor inicial del efluente de entrada al HFSSV (A) y el valor de salida del HFSSH (C).

	A	B	C	%ER HFSSV	%ER HFSSH	%ER SIST.	LIMITES
<b>pH</b>	7,55±0,12	7,99±0,20	7,97±0,23	-	-	-	5.5 - 10 (*)
<b>CE (mS/cm)</b>	6,86±1,06	5,21±0,74	4,56±0,56	-	-	-	-
<b>AT (mg CaCO<sub>3</sub>/l)</b>	2434,33±222,5	448,89±118,71	211,34±39,65	81,56%	52,92%	91,32%	-
<b>DQO (mg O<sub>2</sub>/l)</b>	372,065±189,7	208,73±49,36	115,82±31,94	43,90%	44,51%	68,87%	75 (*)
<b>DBO (mg O<sub>2</sub>/l)</b>	96,09±38,73	52,76±33,82	8,27±5,77	45,09%	84,33%	91,39%	50 (*)
<b>PT (mg P/l)</b>	2,72±1,96	0,35±0,15	0,12±0,08	87,13%	65,71%	95,59%	0.50 (*)
<b>SST (mg/l)</b>	25,33±7,88	12,5±3,83	8,66±5,2	50,65%	30,72%	65,81%	30 (*)
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l)</b>	375,3±204,73	58±25,36	3,1±2,5	84,55%	94,66%	99,17%	20 (**)
<b>NTK (mg N/l)</b>	343±156,77	54,37±24,91	32,31±19,23	84,15%	40,57%	90,58%	15 (**)
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/l)</b>	1,35±0,71	121,16±73,42	17,51±18,4	-8874,81%	85,55%	-1197,04%	-
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l)</b>	31,2±28,47	330,77±157,3	361,83±106,16	-960,16%	-9,39%	-1059,71%	-

(\*) Límites Ley de la Provincia de Santa Fe (Límite de volcamiento corresponde al Título C del Reglamento para Control de Vertimiento de Líquidos Residuales, Resolución 1089/82 (Dilución menor 360)

(\*\*) Ley Provincial 11220 - Prestación y regulación de los servicios sanitarios

Tabla 1 - Valores promedio de entrada y salida de cada tratamiento con su desviación estándar, eficiencias de remoción de contaminantes parciales y del sistema total y los valores límites de vuelco permitidos.

En cuanto a pH, los valores no han sufrido grandes variaciones y se encuentran cercanos a la neutralidad en todos los casos. Por otro lado, se puede observar una disminución importante de la CE, la cual podría deberse a la disminución de contaminantes que aportan a este parámetro. De manera similar, en AT también se observa una disminución en todo el tren de tratamiento. Notablemente, el primer tratamiento (HFSSV) ha obtenido una eliminación cercana al 82% de este parámetro.

En la Figura 3.a se observan los valores promedio y de eficiencias de remoción de los contaminantes DQO y DBO. En el caso del primero, se obtuvieron valores de eficiencia de remoción promedio cercanos al 44% para el HFSSV, 45% para HFSSH y

69% para el sistema híbrido. Se han detectado diferencias significativas entre el efluente ingreso al sistema (A) y los demás. En cuanto a DBO, las eficiencias fueron del 45%, 84% y 91% respectivamente; observándose diferencia significativa entre los tres muestreos.

Por otro lado, en la Figura 3.b, se observa el gráfico de valores promedio de entrada y salida, además de las eficiencias de remoción de los tratamientos para el contaminante PT. En este caso, las eficiencias de remoción para este contaminante fueron de 87% para el HFSSV, 66% para el HFSSH y 96% para el sistema híbrido. Se han detectado diferencias significativas entre el efluente ingreso al sistema (A) y los demás. La adsorción sobre el sustrato es uno de los principales mecanismos de remoción de fósforo (Maine et al., 2009). La mayor remoción de este contaminante puede deberse a la composición del HCCA, ya que se compone principalmente de agentes alcalinos y, usualmente, contiene polvos metálicos como agentes aireantes, cuyo objetivo es reducir su densidad. Estos polvos metálicos, como aluminio o zinc, actúan como precipitantes para los fosfatos (Narayanan y Ramamurthy, 2000).

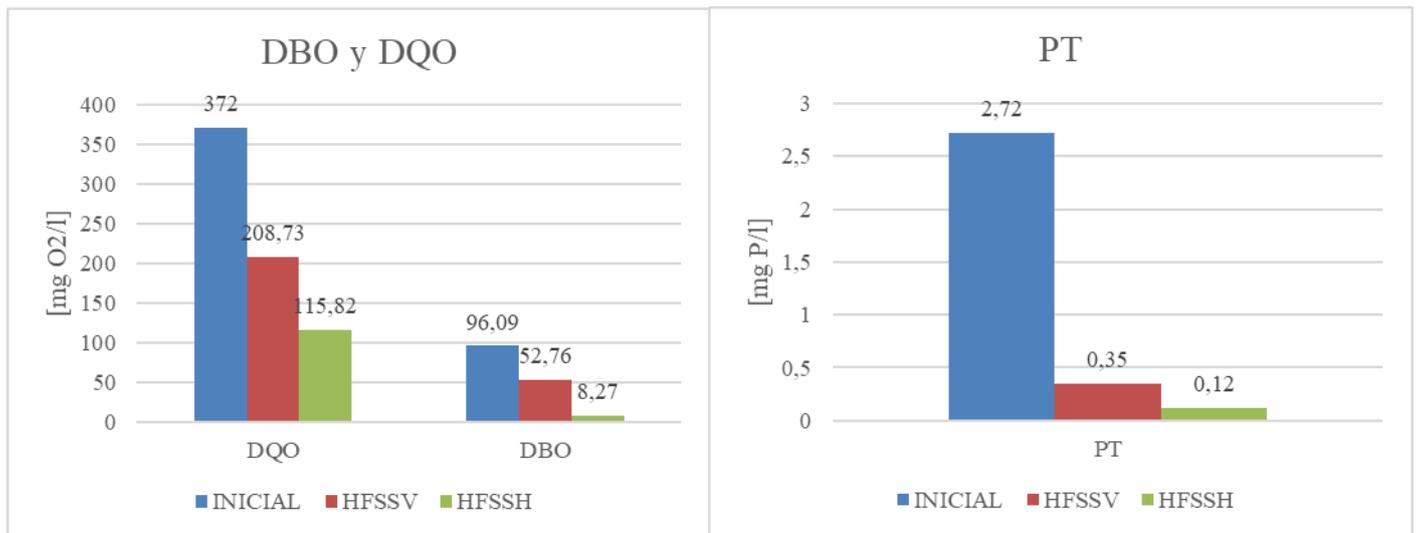


Figura 3 – Valores promedio de entrada y salida de cada tratamiento para los contaminantes DBO, DQO (a) y PT (b)

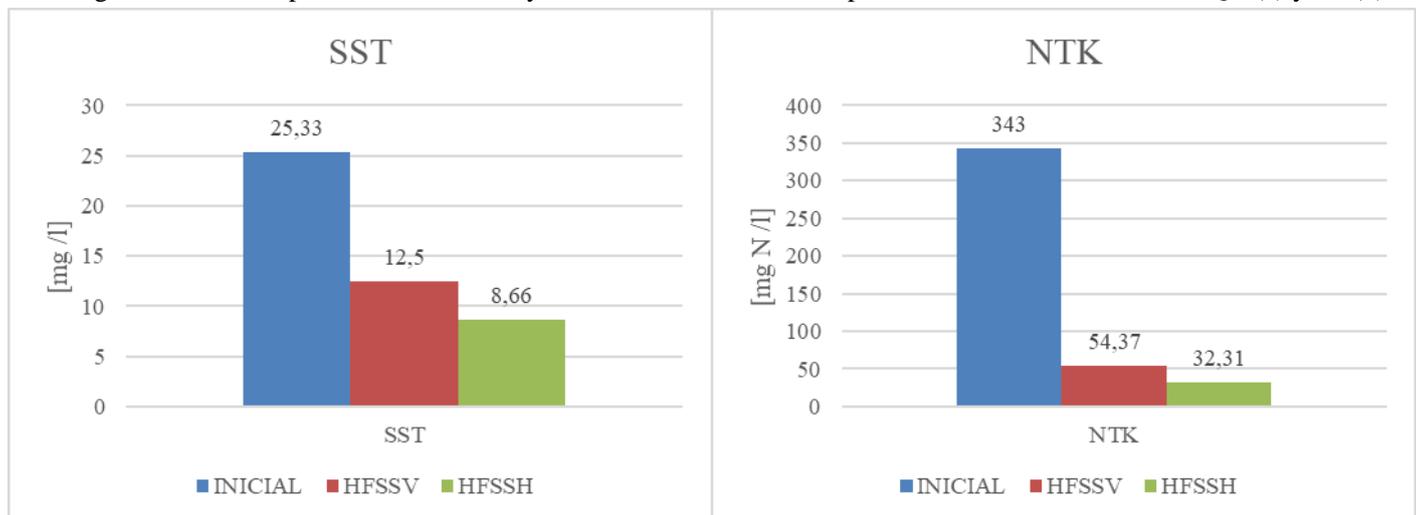


Figura 4 - Valores promedio de entrada y salida de cada tratamiento para los contaminantes SST (a) y NTK (b)

Para SST (Figura 4.a) se pueden apreciar los valores promedio de entrada y salida de los tratamientos de HFSSV y HFSSH. Siendo estas de 51%, 31%, respectivamente, y del 66% para el sistema completo. Se han detectado diferencias significativas entre el efluente ingreso al sistema (A) y los demás. Según la bibliografía, este parámetro es uno de lo que posee mayores eficiencias de remoción en este tipo de tratamiento, tal como Vymazal (2002).

Los mecanismos por los cuales el nitrógeno es eliminado en estos sistemas de tratamientos son diversos: volatilización del amonio, nitrificación-desnitrificación, captación por parte de las plantas y la flora microbiana, mineralización, reducción del

nitrito a amonio, oxidación anaeróbica de amonio (ANAMMOX) y adsorción (Vymazal, 2007). Sin embargo, la principal vía por la que este compuesto es eliminado es la nitrificación-desnitrificación (Ayaz et al., 2012).

En Figura 4.b, se obtiene el gráfico de valores promedio de entrada y salida de los tratamientos para el contaminante NTK. En este caso, las eficiencias de remoción obtenidas fueron de 84% (HFSSV), 41% (HFSSH) y 91% para el sistema completo. Se han detectado diferencias significativas entre el efluente ingreso al sistema (A) y los demás.

En la Figura 5, se presentan los valores promedio de entrada y salida de los tratamientos para los contaminantes  $N_{org}$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$  y  $NO_3^-$ , expresados en mg N/l. Como se puede observar, inicialmente, se parte de una concentración mayoritaria de nitrógeno amoniacal que es reducido aproximadamente en un 99% en el sistema total (85% y 95% para HFSSV y HFSSH respectivamente). Por otro lado, la concentración de nitritos y nitratos han aumentado luego del tratamiento en el HFSSV. Esto es un comportamiento esperable, ya que, en los humedales verticales, al utilizarse un tipo de alimentación intermitente, se produce una elevada oxigenación en el sustrato, causada por el flujo de agua intermitente. Esto promueve el proceso aerobio de nitrificación, en el que los productos finales son nitratos y nitritos.

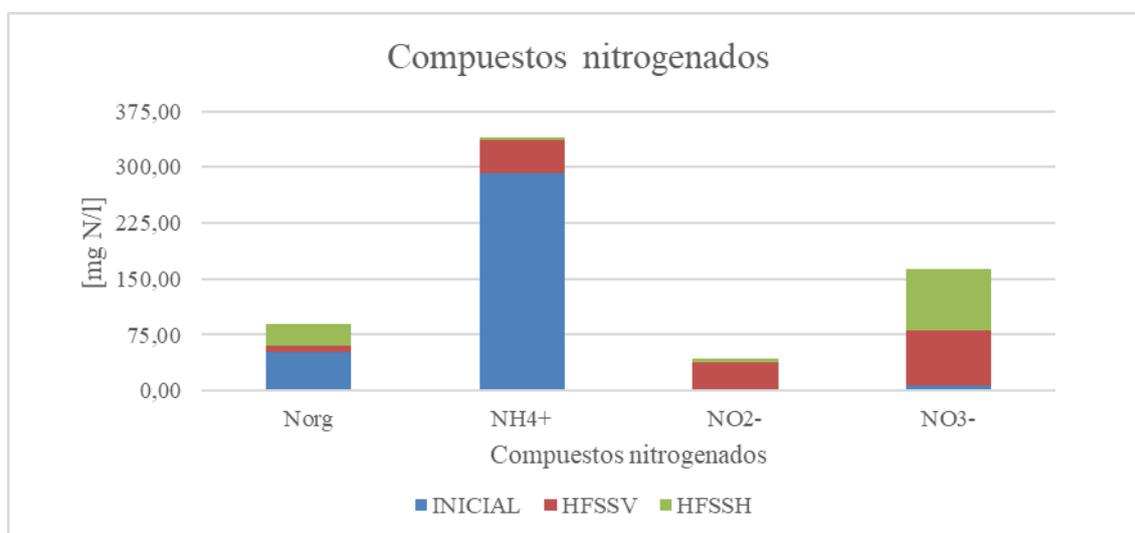


Figura 5 - Valores promedio de entrada y salida de cada tratamiento para los contaminantes  $N_{org}$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$  y  $NO_3^-$

Aunque solamente se ha logrado reducir el contaminante nitrito en el HFSSH, la remoción total del mismo en el sistema es negativa, tal como se detalla en Tabla 1. Esto se debe a que el HFSSH no fue capaz de nitrificar todo el nitrito producido en el HFSSV. En cuanto al contaminante nitrato, de manera contraria, su concentración aumentó en HFSSH, evidenciando también el proceso de nitrificación. Silvestrini et al. (2019) ha obtenido resultados similares en la generación de nitratos demostrando un proceso de nitrificación-desnitrificación incompleto debido a la limitación de oxígeno disponible.

En términos generales, tanto HFSSV y HFSSH han marcado diferencias significativas en cuanto a los valores de ingreso al sistema. El sistema híbrido ha logrado las siguientes eficiencias de remoción 66% para SST, 69% para DQO, 91% para DBO, 96% para PT, 99% para  $NH_4^+$  y 91% para nitrógeno total Kjeldahl.

Considerando los límites establecidos por la Ley de la Provincia de Santa Fe para Control de Vertimiento de Líquidos Residuales según Resolución 1089/82 (Límite de volcamiento corresponde al Título C del Reglamento) y la Ley Provincial 11220 - Prestación y regulación de los servicios sanitarios, el lixiviado inicial estudiado sólo cumplía con los parámetros pH y SST. Empleando el sistema de HC híbrido propuesto, se logra mejorar la calidad del efluente y cumplir con los límites de pH, DBO, PT,  $NH_4^+$  y SST.

## Conclusiones

El sistema híbrido estudiado resultó ser una opción viable como tratamiento biológico para lixiviado de relleno sanitario. La combinación de HFV y HFSSH demostró mejorar la calidad del efluente obtenido y logró eliminar elementos contaminantes que no cumplían con los límites establecidos por la legislación para volcamiento de efluentes líquidos. Esto fue logrado en

meses de invierno, por lo que podrían lograrse mejores condiciones y obtener mayores eficiencias de remoción en los meses de primavera verano.

## Referencias bibliográficas

- APHA. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23rd Edition.
- Bakhshoodeh, R., Alavi, N., Oldham, C., Santos, R. M., Babaei, A. A., Vymazal, J., Paydary, P. (2020). Constructed wetlands for landfill leachate treatment: A review. *Ecological Engineering*, 146, 105725.
- Cano, V.; Vich, D.; Rousseau, D.; Lens, P.N.; Nolasco, M.A. (2019). Influence of recirculation over COD and N-NH<sub>4</sub> removals from landfill leachate by horizontal flow constructed treatment wetland. *Int. J. Phytoremediat.*, 21, 998–1004.
- Corbella, C., & Puigagut, J. (2018). Improving domestic wastewater treatment efficiency with constructed wetland microbial fuel cells: Influence of anode material and external resistance. *Science of the total environment*, 631, 1406-1414.ET AL
- Dia, O., Drogui, P., Buelna, G., Dubé, R. (2018). Hybrid process, electrocoagulation-biofiltration for landfill leachate treatment. *Waste management*, 75, 391-399.
- Gutiérrez, G.; Schierano, M. C.; Panigatti, M. C.; Boglione, R. y Pagaburu, A. “Aplicación de humedales de flujo subsuperficial horizontal para el tratamiento de lixiviados de relleno sanitario.” Libro del VIII Congreso Bianual PROIMCA y VI Congreso Bianual PRODECA (Villa María, Córdoba-Argentina)” Pág. 387-398.
- Ley de la Provincia de Santa Fe para “Control de Vertimiento de Líquidos Residuales” Resolución 1089/82 (1982, Límite de volcamiento corresponde al Título C del Reglamento).
- Ley 11220 Anexo B (1994). Normas de calidad de agua potable y efluentes cloacales. Provincia de Santa Fe (Santa Fe, Argentina).
- Madera-Parra, C.A.; Pena, M.R.; Peña, E.J.; Lens, P.N. (2014). Cr(VI) and COD removal from landfill leachate by polyculture constructed wetland at a pilot scale. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 22, 12804–12815.
- Maia, S. I., Restrepo, J. J. B., Castilhos Junior, A. B., Franco, D. (2015). Evaluation of the biological treatment landfill leachate on a real scale in the Southern Region of Brazil. *Eng. Sanit. Ambient.* 20, 665-675 (in Portuguese)
- Maine, M. A., Sanchez, G. C., Hadad, H. R., Caffaratti, S. E., del Carmen Pedro, M., Di Luca, G. A., Nocetti, E. (2022). Hybrid wetland system for a pet-care center wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 182, 106700.
- Maine, M.A., Suñé, N., Hadad, H.R., Sanchez, 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.
- Narayanan, N. & Ramamurthy, K. (2000). Microstructural investigations on aerated concrete. *Cement and Concrete Research*, 30(3), 457-464.
- Ramón, G., Rubio, J. (2022). Propuesta para la implementación de una planta de clasificación de los residuos sólidos provenientes de la funda negra que se disponen en el Relleno Sanitario de Pichacay en Cuenca, Ecuador Trabajo.
- Silvestrini, N. C., Maine, M. A., Hadad, H. R., Nocetti, E., Campagnoli, M. A. (2019). Effect of feeding strategy on the performance of a pilot scale vertical flow wetland for the treatment of landfill leachate. *Science of the Total Environment*, 648, 542-549.
- Tilley, E., Ulrich, L., Philippe, R., Roland, S., Christian, Z. (2018). Compendio de sistemas y tecnologías de saneamiento. Instituto Federal Suizo para la Ciencia y la Tecnología Acuática, Departamento de Saneamiento, Agua y Residuos Sólidos para el Desarrollo (Sandec).
- Vymazal, J. (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering*, 18(5), 633-646.
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Tot. Environ.* 380: 48-65.
- Wiszniewski, J., Robert, D., Surmacz-Gorska, J., Miksch, K., Weber, J. (2006). Landfill leachate treatment methods, a review. *Environ. Chem. Lett.* 4, 51-61.

Yao, P. (2017) Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry*. 10, S2567–S2574.