

MEMORIAS DE LA III CONFERENCIA PANAMERICANA DE SISTEMAS DE HUMEDALES PARA EL TRATAMIENTO Y MEJORAMIENTO DE LA CALIDAD DEL AGUA

Santa Fe, Argentina, 16–19 de mayo, 2016

HERNÁN RICARDO HADAD
MARÍA ALEJANDRA MAINE
EDITORES

**III Conferencia Panamericana
de Sistemas de Humedales para el Tratamiento
y Mejoramiento de la calidad del Agua**

Santa Fe, Argentina, 16–19 de mayo, 2016



Fotografía: Hernán R. Hadad

Memorias de la III Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Tratamiento y Mejoramiento de la calidad del Agua, 2016 / George Tchobanoglous, Armando Rivas Hernández [et al.]; editado por Hernán Ricardo Hadad; María Alejandra Maine.

- 1a ed . - Santa Fe: Universidad Nacional del Litoral, 2016.

Libro digital, PDF

Archivo Digital: descarga y online

ISBN 978-987-692-122-0

1. Humedales. I. Tchobanoglous, George II. Hadad, Hernán Ricardo, ed. III. Maine, María Alejandra, ed.

CDD 632.1

© Universidad Nacional del Litoral, Facultad de Ingeniería Química

<http://www.fiq.unl.edu.ar>

Publicación de acceso abierto

Edición al cuidado de: *Hernán Ricardo Hadad*
María Alejandra Maine

Autoridades

Rector

Miguel Irigoyen

Decano Facultad Ingeniería Química

Enrique Mammarella

PROLOGO

La primera “Conferencia Panamericana de sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua” fue realizada en el año 2012 en la ciudad de Pereira, Colombia. Dicha conferencia fue organizada por el Grupo de Investigación en Agua y Saneamiento de la Facultad de Ciencias Ambientales de la Universidad Tecnológica de Pereira. La segunda conferencia se llevó a cabo en el año 2014 en la ciudad de Morelia, México, bajo el auspicio del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) con el apoyo de la Universidad de Aarhus (Dinamarca) y del Grupo de Investigación en Agua y Saneamiento de la Universidad Tecnológica de Pereira (Colombia). Debido a que existen diversos grupos en América Latina y el Caribe que están trabajando en la temática desde hace varios años, contar con una conferencia de frecuencia bianual en América permite crear redes y ampliar la difusión de conocimientos. En este sentido, entre el 16 y el 19 de mayo de 2016 en la ciudad de Santa Fe (Argentina), se llevó a cabo la tercera Conferencia, la cual fue organizada por el grupo de investigación del Laboratorio de Química Analítica de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del Litoral con el apoyo del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), la Universidad de Aarhus (Dinamarca) y del Grupo de Investigación en Agua y Saneamiento de la Universidad Tecnológica de Pereira (Colombia).

La ciudad de Santa Fe abrió sus puertas a representantes de México, Chile, Costa Rica, Cuba, Perú, Paraguay, Brasil, Colombia, España, Canadá, Dinamarca y Estados Unidos. Durante la conferencia los asistentes presentaron numerosos trabajos y se contó con la presencia especial de los doctores George Tchobanoglous de Estados Unidos, Hans Brix y Carlos Alberto Arias de Dinamarca, Josep Bayona de España, Armando Rivas de México, y Jacques Brisson de Canadá, quienes compartieron parte de su gran experiencia a través de extraordinarias conferencias magistrales.

Con un gran esfuerzo, el comité organizador logró hacer de la conferencia un importante evento científico internacional. Esta publicación plasma el esfuerzo de los colegas que contribuyeron al éxito de la conferencia compartiendo sus trabajos, lo cual permitió enriquecer el conocimiento de los humedales construidos y estrechar los lazos entre los especialistas.

María Alejandra Maine
Hernán Ricardo Hadad

Universidad Nacional del Litoral

AGRADECIMIENTOS

El Comité Organizador de la conferencia agradece a la Universidad Nacional del Litoral (UNL) por haber brindado el auspicio institucional a la Conferencia y haber permitido utilizar los espacios físicos del edificio de Rectorado para su desarrollo. Asimismo, desea expresar su agradecimiento al apoyo económico brindado por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), la Agencia de Promoción Científica y Tecnológica y la Municipalidad de la Ciudad de Santa Fe, y las empresas “Cervecería Santa Fe” y “Agro assay”. También, a la empresa “Tecnocrom” por habernos permitido realizar la visita técnica en su humedal de tratamiento de efluentes.

Especialmente, el Comité agradece al Dr. Armando Rivas Hernández (IMTA-México), Dr. Carlos Arias (Aarhus University-Dinamarca) y Dr. Diego Paredes Cuervo (UTP-Colombia) por haber colaborado activamente en la organización de la Conferencia.

Comité organizador:

Presidente:

Maine, Ma. Alejandra. Universidad Nacional del Litoral-CONICET (ARGENTINA)

Vicepresidente:

Hadad, Hernán R. Universidad Nacional del Litoral-CONICET (ARGENTINA)

Miembros:

Sánchez, Gabriela C. Universidad Nacional del Litoral (ARGENTINA)

Arias, Carlos A. Aarhus University (DINAMARCA)

Paredes Cuervo, Diego. Universidad Tecnológica de Pereira (COLOMBIA)

Rivas Hernández, Armando. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (MÉXICO)

Di Luca, Gisela A. Universidad Nacional del Litoral-CONICET (ARGENTINA)

Mufarrege, Ma. de las Mercedes. Universidad Nacional del Litoral-CONICET (ARGENTINA)

Hammerly, Jorge A. Universidad Nacional del Litoral (ARGENTINA)

Caffaratti, Sandra E. Universidad Nacional del Litoral (ARGENTINA)

Pedro, Ma. del Carmen. Universidad Nacional del Litoral (ARGENTINA)

Camaño Silvestrini, Nahuel. Universidad Nacional del Litoral-CONICET (ARGENTINA)

Campagnoli, Marcelo A. Universidad Nacional del Litoral (ARGENTINA)

Panigatti, María Cecilia. Universidad Tecnológica Nacional (ARGENTINA)

Schierano, Ma. Celeste. Universidad Tecnológica Nacional-CONICET (ARGENTINA)

Comité científico:

Alarcón Herrera, Ma. Teresa. Centro de Investigación en Materiales Avanzados (MÉXICO)

Arias, Carlos A. Aarhus University (DINAMARCA)

Bayona, Josep. Consejo Superior de Investigaciones Científicas-Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (ESPAÑA)

Bonetto, Carlos A. Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet"-CONICET (ARGENTINA)

Brisson, Jacques. Université de Montréal-Institut de recherche en biologie végétale (CANADÁ)

Brix, Hans. Aarhus University (DINAMARCA)

Di Luca, Gisela A. Universidad Nacional del Litoral-CONICET (ARGENTINA)

Hadad, Hernán R. Universidad Nacional del Litoral-CONICET (ARGENTINA)

Maine, Ma. Alejandra. Universidad Nacional del Litoral-CONICET (ARGENTINA)

Marcovecchio, Jorge. Universidad Nacional del Sur-CONICET (ARGENTINA)

Mufarrege, Ma. de las Mercedes. Universidad Nacional del Litoral-CONICET (ARGENTINA)

Paredes Cuervo, Diego. Universidad Tecnológica de Pereira (COLOMBIA)

Rivas Hernández, Armando. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (MÉXICO)

Sánchez, Gabriela C. Universidad Nacional del Litoral (ARGENTINA)

Vidal, Gladys. Universidad de Concepción (CHILE)

Zurita, Florentina. Universidad de Guadalajara (MÉXICO)

INDICE

Conferencias plenarias:

- George Tchobanoglous (USA): Wastewater management in the 21st century: issues for the design of wetlands
- Hans Brix (Dinamarca): Diversification of constructed wetlands to solve major environmental challenges
- Jacques Brisson (Canadá): Plant diversity in constructed wetlands: are more species better?
- George Tchobanoglous (USA): Direct potable reuse: the time is now (seminario especial)
- Armando Rivas (México): Experiencias de deficiencias de diseño de humedales de tratamiento
- Josep Bayona (España): Logros y retos en la remoción de contaminantes emergentes
- Carlos Arias (Dinamarca): Experiencias, dificultades y ventajas en el establecimiento de humedales construidos en países en vías de desarrollo
- Armando Rivas (México): Experiencias de deficiencias constructivas de humedales de tratamiento
- María Alejandra Maine (Argentina): Humedales construidos: nuestra experiencia en Argentina

Sesiones orales:

Humedales de tratamiento de efluentes sanitarios y municipales

- Uso de *Typha domingensis* en flotación para el tratamiento de aguas residuales de viviendas unifamiliares (Antonio Benitez, Paraguay)
- Humedales construidos de flujo vertical ascendente para la depuración de aguas residuales de una escuela rural (Alejandro Mariñelarena, Argentina)
- Performance of a hybrid constructed wetland employed as sanitary wastewater treatment solution during its operational starting period (Pablo Sezerino, Brasil)
- Evolución de humedales de tratamiento en comunidades ribereñas del lago de Pátzcuaro (2006-2011) (José Sanchez Chavez, México)

Humedales de tratamiento de efluentes sanitarios y municipales-Humedales naturales

- Eliminación de nitrógeno de aguas servidas mediante humedales construidos de flujo subsuperficial vertical (Gladys Vidal, Chile)
- Estudio del uso del *Salix humboldtiana* para humedales construidos de cero descarga para tratamiento de aguas residuales en la sabana de Bogotá (Jaime Lara, Colombia)

- Marismas de las costas bonaerense y patagónica: su rol ambiental y participación en los ciclos biogeoquímicos de nutrientes y de metales pesados (Jorge Marcovecchio, Argentina)
- Primera evidencia de tolerancia a metales a través de fitoquelatinas y monotoles en plantas de marismas (Vanesa Negrin, Argentina)
- Evaluación de humedales híbridos para la remoción de nitrógeno total (Florentina Zurita, México)
- Remoción de carbono y nitrógeno en un humedal construido de flujo vertical con fondo saturado aplicado en el tratamiento de aguas residuales de alcantarillado (Pablo Sezerino, Brasil)

Estrategias de diseño y operación de humedales de tratamiento

- Remoción de fósforo en mesocosmos de humedales de tratamiento con diferentes sustratos y helófitas (Hugo Di Giorgi, Argentina)
- Efecto del modo de operación hidráulico en la eficiencia de eliminación de contaminantes en humedales construidos plantados con *Cyperus ligularis* y *Echinochloa colonum* (Aracelly Caselles, Colombia)
- Tratamiento de aguas residuales pretratadas, en humedales verticales de una sola etapa con saturación parcial (Florentina Zurita, México)
- Remoción de nitrógeno total en humedales de tratamiento verticales de dos fases (aerobia-anaerobia) (Nancy Martinez, México)
- Remoción de nitrógeno en mesocosmos de humedales de tratamiento con diferentes sustratos y helófitas (Hugo Di Giorgi, Argentina)

Rol de las plantas en humedales de tratamiento

- Uso de macrófitas acuáticas nativas en humedales construidos bajo condiciones tropicales (Aracelly Caselles, Colombia)
- Efecto de plantas invasoras en cuerpos de agua de reservas naturales urbanas de Bariloche (Pcia. Río Negro) (Florencia Cuassolo, Argentina)
- *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus* en humedales construidos: desarrollo y asimilación de nutrientes (Daniela Lopez, Chile)
- Cómo influencia la diversidad de plantas la eficiencia de humedales de tratamiento? – aproximación por meta-análisis (Mariana Rodriguez, Canadá)
- Respuesta de *Typha domingensis* expuesta a diferentes concentraciones de Cr(VI): Efecto de la materia orgánica (Mercedes Mufarrije, Argentina)

Metales, metaloides y contaminantes emergentes

- Humedales naturales y construidos: estudio de la acumulación y distribución de Cr, Ni y Zn en el tiempo (Gisela Di Luca, Argentina)
- Eliminación de productos farmacéuticos mediante humedales construidos: caso de estudio eje cafetero colombiano (Juan Pablo Arrubla, Colombia)
- Sesión oral: Humedales de tratamiento de efluentes industriales y agrícolas (moderador: Diego Paredes, Colombia)
- Evaluación de macrófitas y sustratos para el tratamiento de efluentes de tambo utilizando wetlands de flujo subsuperficial horizontal (Celeste Schierano, Argentina)
- Crecimiento de bacterias electrogénicas en humedales artificiales (Sebastián Bonanni, Argentina)
- Remoción de especies nitrogenadas de un lixiviado de relleno sanitario de acuerdo a la carga hidráulica en wetlands verticales (Nahuel Camaño, Argentina)

Dinámica de contaminantes y nutrientes en humedales de tratamiento y naturales

- Influencia de nutrientes en la emisión y captura de CO₂ en un humedal natural eutrofizado (Teresita Canchala, Colombia)
- Concentración de metales y P en macrófitas de humedales periurbanos del río Paraná Medio (Carlos Cordoba, Argentina)
- Cartografía de humedales potenciales de México y el caso de los humedales templados en las ciénegas de Lerma, estado de México; como parte del inventario nacional de humedales escala 1:50000 (Rogelio Mondragon, México)
- Evaluación de la concentración de glifosato en un embalse asociado a un ambiente agrícola en Entre Ríos (Ma. Rosa Repetti, Argentina)
- Caracterización y remediación de marismas contaminadas con escorias en San Antonio Oeste (Río Negro, Argentina) (Aloma Sartor, Argentina)

Casos de estudio

- Estudio hidráulico de un biofiltro en la fase de arranque y estabilización (Roy Perez, Costa Rica)
- Estudio técnico interdisciplinario para la selección de sitios potenciales para la construcción de un sistema de humedales artificiales para saneamiento del aporte del río Amanalco a la presa Valle de Bravo (Victor Luna, México)
- Comparación de la mitigación de imazalil y tebuconazol en medio hidropónico y humedales construidos a escala mesocosmos (Carlos Arias, Dinamarca)

Sesión de pósters

Humedales de tratamiento de efluentes sanitarios y municipales

- Sistemas con plantas macrófitas como alternativa a instalaciones convencionales de tratamiento de aguas servidas en la provincia de Mendoza (Andrés Calzetta, Argentina)
- Eficiencia de humedales artificiales construidos a escala piloto para el tratamiento de aguas residuales urbanas de baja carga utilizando *Cyperus giganteus* y *Typha domingensis* (Tomás Lopez, Paraguay)
- Evaluation of a constructed wetland with horizontal flow for sanitary wastewater treatment (Junia Martins, Brasil)
- Creación de reserva urbana y gestión de riesgos climáticos (Victoria Perales, Argentina)
- Evaluación de procesos de desinfección (Cloro y UV) para tratamiento de aguas servidas provenientes de humedales construidos (Gladys Vidal, Chile)
- Factibilidad de tratamiento de efluentes de rellenos sanitarios utilizando un wetland (Marisa Iturria, Argentina)

Humedales de tratamiento de efluentes industriales y agrícolas

- Remoción de sulfatos y cadmio mediante humedales construidos (Luis Bernal, México)
- Calidad del agua en un cultivo de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) con bioflocs y tratamiento mediante laguna de estabilización y un filtro biológico tipo humedal (Melisa Macías, México)
- Wetlands híbridos para remoción de amonio en efluentes industriales (Gabriela Sanchez, Argentina)

Dinámica de contaminantes y nutrientes en humedales de tratamiento y naturales

- Variabilidad espacio-temporal de nutrientes y clorofila-a en lagunas de la llanura aluvial del río Paraná Medio con uso ganadero (Juan José Ferrato, Argentina)
- Factores que influyen en la acumulación de metales en marismas del estuario de Bahía Blanca (Vanesa Negrin, Argentina)
- Remediación de nutrientes en agua del estuario de Bahía Blanca empleando materiales magnéticos biodegradables (Aldana Pizzano, Argentina)
- The use of wetlands technology for tertiary treatment: the nutrient control (Cristiane Poças, Brasil)

Metales, metaloides y contaminantes emergentes

- Remoción de arsénico por fitorremediación (Cynthia Corroto, Argentina)
- Biodegradación de naproxeno sódico empleando un inóculo lodos activados (Ana Ortega, México)

Estrategias de diseño y operación de humedales de tratamiento

- Optimización hidráulica de humedales artificiales de alta tasa rellenos con medios de soporte plástico (Angelica Corzo, Colombia)
- Programa de formación en el uso de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales en la Universidad Nacional Agraria de la Molina, Perú (Rosa Miglio, Perú)

Modelado de dinámica de contaminantes y de hidráulica en humedales de tratamiento

- Removal kinetics of organic matter and nitrogen using microbial electrochemical based – constructed wetlands (METLAND) (Carlos Arias, Dinamarca)

Rol de las plantas en humedales de tratamiento

- Humedales artificiales, una herramienta para mejorar las condiciones del agua en un arroyo urbano bonaerense: el caso del arroyo Otamendi. Campana. Buenos Aires. Argentina (Paula Courtalon, Argentina)
- Phosphorus removal using macrophytes in constructed wetlands (Junia Martins, Brasil)
- Evaluación de la tolerancia de especies alto andinas a lixiviados de relleno sanitario en Cusco, Perú (Rosaro Pastor, España)
- Propagación vegetativa de dos plantas ornamentales utilizadas en humedales de tratamiento (Alan Tejeda, México)
- Acumulación de contaminantes a largo plazo en diferentes órganos de *Typha domingensis* en un humedal de tratamiento (Hernán Hadad, Argentina)
- Adaptación de macrófitas tropicales en humedales artificiales de alta tasa rellenos con medio de soporte plástico (Angelica Corzo, Colombia)
- Participación de *Typha domingensis* en la remoción de nutrientes mediante humedales construidos verticales en condiciones de clima subtropical (Pablo Sezerino, Brasil)

Casos de estudio

- Variación de la materia orgánica particulada y del amonio asociada a los humedales del estuario de Bahía Blanca (Elizabeth Carbone, Argentina)

- Acumulación de metales pesados y metaloides en un humedal semipermanente en una zona minera en Taxco, Gro México (Victor Luna, México)
- Disponibilidad de nutrientes en suelo de humedales naturales de la Patagonia (Adriana Mangani, Argentina)
- Estrategias para la preservación de los humedales del estuario de Bahía Blanca (Olga Cifuentes, Argentina)
- Remoción de patógenos con humedales construidos para aprovechamiento de aguas lluvias en la Pontificia Universidad Javeriana (Jaime Lara, Colombia)
- Impactos de la contaminación en comunidades costeras de la reserva de la biósfera Ciénaga de Zapata (Diana Enriquez, Cuba)

Conferencias plenarias



WASTEWATER MANAGEMENT IN THE 21ST CENTURY: ISSUES FOR THE DESIGN OF TREATMENT WETLANDS

George Tchobanoglous, Professor Emeritus
Department of Civil and Environmental Engineering
University of California, Davis

ABSTRACT

Constructed treatment wetlands are artificial wetlands, designed to utilize natural aquatic plants and organisms to improve water quality. Simultaneously treatment wetland can also serve a number of other functions including retaining stormwater for flood control during heavy rain events. There are two different types of treatment wetlands: (1) conventional and (2) intensified. Both types have been used for the treatment of a variety of different wastes. New design variants of both types are being developed, tested, and implemented continually. Although easy to construct, understanding of the role of microorganisms and their consortia is still in its infancy. Modeling of wetland systems is not well developed. Also, a number of issues have come up in the field of wastewater management that will require a rethinking of the design and implementation of treatment wetlands.

Conventional Non-Intensified Wetlands

Treatment of wastewater and stormwater occurs in constructed wetlands by a myriad of natural processes. Treatment wetlands can also serve as habitat for wildlife, and potentially as a recreational site if they are designed to maintain their principal functions, while measures are taken to protect public health. It is important to note, however, that in many locations more stringent effluent discharge standards are limiting the use of conventional treatment wetlands. The principal types of conventional, non-intensified, treatment wetlands include:

- Surface flow wetlands with:
 - Emergent aquatic vegetation
 - Emergent aquatic vegetation and open water zones
 - Free floating aquatic vegetation
 - Emergent aquatic vegetation grown on floating structures
 - Submerged aquatic vegetation
- Horizontal sub-surface flow wetland without surface flooding
- Vertical down-flow flow wetland without surface flooding
- Vertical up-flow flow wetland with flooded surface

Intensified Treatment Wetlands

Intensified treatment wetlands are similar to conventional treatment wetlands with the exception that some intervention has been made: (1) to increase the treatment loading rates, (2) to achieve enhanced treatment more reliably, (3) to remove a specific constituent or group of constituents and/or (4) to reduce the areal extent of the wetland. Examples of intensified wetlands include:

- Step feed wetland with recycle, with linear or wrap around design
- Surface flow wetland with step-feed, aeration, and recycle flow
- Surface flow wetland with side-stream pure oxygen aeration
- Aerated subsurface horizontal flow wetland
- Tidal flow (fill and draw) reciprocating flow wetland
- Single pass sub-surface flow wetland with high capacity ammonia exchange media
- Surface flow with side-stream zeolite anammox treatment



Modeling Treatment Wetland Systems

An important aspect of understanding and being able to predict the performance of treatment wetlands reliably will depend on more effective understanding and modeling of the processes that occur in wetlands. Issues that must be considered include: (1) the multiple removal mechanisms and the sequence in which these mechanisms are operative, (2) wetland flow patterns, especially the impact of short circuiting, (3) effect of particle size distribution and organic constituent biodegradability, and (4) the sampling location for the development of predictive equations. For example, the flow in most treatment wetlands is, in fact, arbitrary flow, even though designed as plug flow reactors. If wetland functions are to be intensified, more research will have to be conducted to develop probabilistic based predictive relationships.

Issues That Will Impact Future Design of Treatment Wetlands

Numerous environmental issues and events have occurred within the last 10 years that will impact the future design of treatment wetlands. Four issues worthy of consideration are as follows. First, a paradigm shift has occurred in how wastewater is viewed. In the 21st century, wastewater is no longer viewed as a waste requiring disposal, but as a "*renewable recoverable source of potable water, resources, and energy.*" If specific constituents are recovered, the characteristics of the wastewater may be considerably different in the future. For example, if urine is extracted for nutrient recovery, the treatment function of constructed wetlands will change. Second, a new trend in wastewater treatment is to alter the characteristics of the wastewater before treatment, as opposed to accepting wastewater as it arrives at a treatment facility. Using a cloth filter as a replacement for primary sedimentation alters the particle size distribution of the wastewater. Treating wastewater with reduced particle size (5 to 10 μm) has significant impact on treatment kinetics.

Third, from a resource and sustainability point of view: "*what is the optimal use of the carbon in wastewater?*" For example, is the optimal use of the carbon in wastewater for nitrogen removal, resource recovery (e.g. fiber, organic polymers), energy production, or some combination? Clearly, the answer to this question will be different in each situation. A fourth issue that will impact the design of future treatment wetlands is the reduced indoor per capita use of water. In many locations, because of reduced wastewater flowrates, conventional wastewater collection systems no longer function properly. Solids deposition leading to the formation of hydrogen sulfide is accelerating the rate of corrosion in downstream reinforced concrete pipe sewers. Clearly, these and other issue will impact the future design of treatment wetlands.

Summary

Although much is known, much remains to be learned about the use of constructed wetlands for water quality improvement. Based on recent trends, it is clear that treatment wetlands will assume a greater role as unit processes in the design of wastewater management facilities. Finally, the implementation and design of future wetlands must take into consideration the important changes that are occurring in the field of wastewater management.



DIVERSIFICATION OF CONSTRUCTED WETLANDS TO SOLVE MAJOR ENVIRONMENTAL CHALLENGES

Brix, H., Arias, C.A.

Department of Bioscience, Ole Worms Allé 1, Aarhus University, 8000 Aarhus C, Denmark
(hans.brix@bios.au.dk - carlos.arias@bios.au.dk)

Abstract

Wetland systems are being used throughout the world to remove pollutants from a wide variety of waters. Although constructed wetland systems are still considered innovative by many engineers, the origins of constructed wetlands stretch back more than five decades, when the technology was invented and implemented in Europe and North America (Brix, 1994). Since then, constructed wetlands have spread worldwide in different forms, including surface flow wetlands (similar to natural marshes) and subsurface flow wetlands (gravel-based systems where the water is not exposed during the treatment process) (Arias & Brix, 2003; Brix et al., 2007).

Throughout the past decades, significant developments have occurred in order to improve and optimize treatment performance. While the original application for constructed wetlands was for treating domestic wastewater, constructed wetlands today are being tailor-engineered for many special applications. There are now wetland systems capable of dewatering and mineralizing surplus sludge from septic tanks and activated sludge (Nielsen et al., 2014), evaporative systems with no outflow where all water is evaporated to the atmosphere (Gregersen & Brix, 2001), as well as systems targeted at treating animal wastes, food processing wastewaters, landfill leachate, contaminated groundwater and oil-produced water, among others (Kadlec & Wallace, 2009; Schaller et al., 2014; Wu et al., 2015).

During the past decade, systems have been intensified with forced aeration or fill-and-drain cycles to intensify the removal processes and minimize the foot-print of the systems (Nivala et al., 2013). These new and improved designs have been fueled by a better knowledge of the basic wetland processes, such as hydrology, wetland substrate biogeochemistry, wetland plant ecophysiology, and wetland microbial and physic-chemical processes (Calheiros et al., 2012; Matamoros et al., 2012; Zhang et al., 2015).

The lecture will present an overview of the different types of constructed wetland systems, with focus on the more recent developments. I will show full-scale examples from around the world to illustrate variations in constructed wetland design according to water and loading characteristic as well as treatment goals, and finally highlight the prospects for future use of wetlands for water quality improvements in a developing world.

References

- Arias, C.A., Brix, H. 2003. Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, **13**, 17-24.
- Brix, H. 1994. Use of Constructed Wetlands in Water-Pollution Control - Historical Development, Present Status, and Future Perspectives. *Water Science and Technology*, **30**(8), 209-223.
- Brix, H., Schierup, H.H., Arias, C.A. 2007. Twenty years experience with constructed wetland systems in Denmark--what did we learn? *Water Science and Technology*, **56**(3), 63-8.



- Calheiros, C.S.C., Quiterio, P.V.B., Silva, G., Crispim, L.F.C., Brix, H., Moura, S.C., Castro, P.M.L. 2012. Use of constructed wetland systems with *Arundo* and *Sarcocornia* for polishing high salinity tannery wastewater. *Journal of Environmental Management*, **95**(1), 66-71.
- Gregersen, P., Brix, H. 2001. Zero-discharge of nutrients and water in a willow dominated constructed wetland. *Water Science and Technology*, **44**(11-12), 407-412.
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D. 2009. *Treatment Wetlands*. CRC Press, Boca Raton FL.
- Matamoros, V., Arias, C.A., Nguyen, L.X., Salvado, V., Brix, H. 2012. Occurrence and behavior of emerging contaminants in surface water and a restored wetland. *Chemosphere*, **88**(9), 1083-9.
- Nielsen, S., Peruzzi, E., Macci, C., Doni, S., Masciandaro, G. 2014. Stabilisation and mineralisation of sludge in reed bed systems after 10-20 years of operation. *Water Science and Technology*, **69**(3), 539-545.
- Nivala, J., Headley, T., Wallace, S., Bernhard, K., Brix, H., van Afferden, M., Müller, R.A. 2013. Comparative analysis of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany. *Ecological Engineering*, **61**, 527-543.
- Schaller, J., Headley, T., Prigent, S., Breuer, R. 2014. Potential mining of lithium, beryllium and strontium from oilfield wastewater after enrichment in constructed wetlands and ponds. *Science of the Total Environment*, **493**, 910-913.
- Wu, S., Wallace, S., Brix, H., Kuschik, P., Kirui, W.K., Masi, F., Dong, R. 2015. Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: Challenges, operational strategies and overall performance. *Environmental Pollution*, **201**, 107-120.
- Zhang, Y., Lv, T., Carvalho, P.N., Arias, C.A., Chen, Z., Brix, H. 2015. Removal of the pharmaceuticals ibuprofen and iohexol by four wetland plant species in hydroponic culture: plant uptake and microbial degradation. *Environmental Science and Pollution Research*.



LA DIVERSIDAD DE PLANTAS EN HUMEDALES CONSTRUIDOS: SON MEJORES MÁS ESPECIES?

Plant diversity in constructed wetlands: are more species better?

Brisson, J.

Institut de recherche en biologie végétale, Département de sciences biologiques, Université de Montréal,
4101 est, rue Sherbrooke, Montréal (Qc) H1X 2B2, CANADA (email: jacques.brisson@umontreal.ca)

Keywords: Diversity, richness, experiments, removal efficiency

The relation between plant biodiversity and ecological services and functions has been one of the most important scientific issues in the science of ecology over the last two decades. Experimental evidence coming from a wide range of ecosystems (but mostly grasslands) shows that biodiversity increases the efficiency of resource utilization and biomass production (Cardinale et al. 2011). It also shows that the benefit of biodiversity is due to some form of complementarity between species (complementarity effect), but also to the higher probability of having species that have a stronger effect on the ecosystem (selection effects).

Applied to constructed wetlands, these patterns suggest that increasing plant diversity may improve pollutant removal and treatment efficiency. Complementary nutrient uses among plant species would increase total nutrient removal through assimilation. Plant diversity would also promote increased bacterial diversity and activity. Root partitioning could maximize the full exploitation of the wetland belowground space. Differences in seasonal plant activity would result in a more complete temporal nutrient removal. Despite these theoretical reasons suggesting that increased plant richness would improve effluent quality; constructed wetlands are still mostly planted with a single species.

One main objection in promoting diversity is that plant composition in wetland polycultures is difficult or costly to maintain due to community dynamics and the progressive dominance of the most competitive species. But most importantly, there is still little supporting empirical evidence for the positive effect of plant diversity on pollutant removal. This may eventually change, since there have been an increasing number of studies comparing removal in monocultures and polycultures in experimental CWs over the last decade (fig. 1).

I reviewed 28 experiments evaluating the effect of plant species richness on treatment efficiency in constructed wetlands (table 1). These experiments vary greatly in the types of macrophyte used (emergent, floating or submerged), in the number of species (from 2 to 10), and in experimental conditions (unit size, replication, duration of the experiments, parameters measured, etc.). A majority of these studies (19) reported some increase in pollutant removal in relation to plant richness. Often, this benefit was in terms of nitrogen removal, and it was attributed to an increase in nutrient assimilation in more diverse wetlands. While they may reinforce the case for increase plant diversity in CW, these results should be interpreted with care. Because of strong methodological limitations, the researchers must often make a compromise between the size and number of experimental units. Thus, these experiments often suffer from being done in small experimental units (questioning their application in real-size CWs) and/or they lack sufficient replication. While they may contribute to better understand the mechanisms behind the effects of plant species co-existence on biological processes in CWs, the demonstration of tangible benefits for real-size CW in terms of treatment efficiency remains to be done. However, if the effect of plant richness on water quality remains an open question, high plant richness should still be promoted in CWs, under certain circumstances, for other benefits such as increased habitat quality, contribution to local biodiversity, esthetic quality, social acceptability and increased resilience to perturbation or diseases.



Table 1. Experiments comparing removal efficiencies in monocultures vs polycultures in CW.

Experimental study	Type of plants	Number of species (per treatment)	Effect of species richness on:	
			Biomass production	Pollutant removal
Bachand and Horne (2000)	Emergent	2 (1,2)	Not applicable	Positive (denitrif.)
Coleman et al. (2001)	Emergent	3 (0,1,3)	Data not avail.	Positive (TKN, NH ₃ , P)
Engelhardt and Ritchie (2001, 2002)	Submerged	4 (0,1,2,3)	No effect	No effect
Karathanis et al. (2003)	Submerged	2 + 6 (0,1,6)	Not applicable	No effect
Tripahi and Upadhyay (2003)	Floating	3 (0,1,2)	Data not avail.	Positive (N, P)
Sooknah and Wilkie (2004)	Floating	3 (0,1,3)	No effect	No effect
Fraser et al. (2004); Picard et al. (2005)	Emergent	4 (0,1,4)	No effect	No effect yr 1 Partly positive yr 2
Zhang-Z et al.(2007)	Emergent	2 (0,1,2)	No effect	No effect
Zurita et al. (2009)	Emergent	4 (1,3)	Not applicable	Positive (TSS, BOD) No effect (N, P)
Debing et al. (2009)	Emergent	10 (0,1,8,10)	Not applicable	Positive
Zhang-CB et al. (2010a, 2010b, 2011a, 2011b); Zhu et al. 2010; Zhu et al. 2012; Wang-H et al. 2013.	Emergent	16 (0,1,2,4,8,16)	Positive yrs 1,2	Mostly positive yr 1 (P, N.) Positive yr 2(N)
Liang et al. (2011)	Emergent	10 (1,5)	Negative yr 1, Positive yrs 3,4	No effect
Qiu et al. (2011)	Emergent	5 (1,5)	No effect	Mostly positive.
Zhang-CB et al. (2012a)	Emergent	8 (0,2,4,8)	Data not avail.	Positive (NH ₄ ,NO ₃ ,P)
Ellerton et al. (2012)	Emergent	2 (1,2)	Data not avail.	No effect
Prajapati et al. (2013)	Floating	3 (1,3)	Data not avail.	Positive (TSS, BOD)
Sun et al. (2013)	Emergent (in hydroponics)	4 (1,2,3,4)	Positive	Positive (NO ₃)
Menon and Holland (2013,2014)	Emergent	3 (0,1,3)	Data not avail.	No effect (P retention) Positive (P release)
Kumari and Tripathi (2014)	Floating	2 (0,1,2)	Data not avail.	Positive
Tomamitsu et al. (2014)	Emergent	6 (genotypes) (1,6)	Positive	Positive (N)
Dai et al. (2014)	Submerged	2 (0,1,2)	Data not avail.	No effect
Chang et al. (2014)	Emergent	4 (1,2,3,4)	Positive	Positive (N)
Zhao et al. (2014) -1	Floating	2 (1,2)	Positive	Positive (NH ₄ , PO ₄)
Zhao et al. (2014) -2	Floating	3 (1,2,3)	Positive	Mostly positive (P,N)
Ge et al. (2015)	Emergent	8 (1,2,4,6,8)	No effect	Positive (N)
Niu et al. (2015)	Emergent	4 (0,1,4)	No effect	Positive (N)
Turker et al. (2016)	Emergent	4 (1,3,4)	Positive (max in 3-species)	No effect
Rodriguez and Brisson (2016)	Emergent	2 (1,2)	Not applicable	No effect

Bachand & Horne, 2000. Ecol. Eng. 14:17–32; **Chang et al. 2014.** Ecol. Eng. 64:108–115 ; **Coleman et al. 2001.** Water, Air, Soil Poll. 128:283–295; **Dai et al. 2014.** Ecol. Eng. 70: 397–401; **Debing et al. 2009.** Polish J. Environ. Stud. 18:183-190 ; **Ellerton et al. 2012.** 7th Intern. Conf. on Water Sensitive Urban Design, Melbourne, A.C.T.: Engineers Australia, 2012: 164-170; **Engelhardt et al. 2001.** Nature 411:687-689; **Engelhardt et al. 2002.** Ecol. 83:2911–2924; **Fraser et al. 2004.** Biores. Techn. 94:185–192; **Ge et al. 2015.** Ecol. Eng. 82:614–623; **Karathanis et al. 2003.** Ecol. Eng. 20:157–169; **Kumari et al. 2014.** Ecol. Eng. 62:48– 53. **Liang et al. 2011.** Ecol. Eng. 37:309–316 ; **Menon& Holland. 2013.** Water, Air, Soil Poll. 224:1602. **Menon& Holland. 2014.** Wetlands 34:1191–1196; **Niu et al. 2015.** Ecol. Eng. 84:250–259; **Picard et al. 2005.** Biores. Techn. 96:1039–1047; **Prajapati et al. 2013.** Adv. Plant Sc. 26:443-446; **Qiu et al. 2011.** Hydrobiol. 661:251–260; **Rodriguez& Brisson.** In press. Ecol. Eng. ; **Sooknah& Wilkie. 2004.** Ecol. Eng. 22:27–42; **Sun et al. 2013.** Atmosph. Environ. 77 : 544-547; **Tomimatsu et al.** Oecologia 175:163–172. **Tripahi& Upadhyay. 2003.** Water, Air, Soil Poll. 143:377–385. **Turker et al. 2016.** Ecol. Eng. 88:143–152. **Wang et al. 2013.** Clean – Soil, Air, Water 41:657–664; **Zhang CB et al. 2010a.** Biores. Techn. 101:1686–1692; **Zhang CB et al. 2010b.** Ecol. Eng. 36:62–68; **Zhang CB et al. 2011a.** Ecol. Eng. 37:1360–1368; **Zhang CB et al. 2011b.** Geoderma 160:503–508; **Zhang CB et al. 2012.** Biores. Techn. 101:1686–1692; **Zhang Z et al. 2007.** Water, Air, Soil Poll. 183:95–105; **Zhao et al. 2014.** Biores. Techn. 167:383–389; **Zhu et al. 2012.** Clean – Soil, Air, Water 40:341–347; **Zhu et al. 2010.** Ecol. Eng. 36:1307–1313. **Zurita et al. 2009.** Ecol. Eng. 35:861–869.

Literature cited

Cardinale, B.J., K.L. Matulich, K. David, U. Hooper, J.E. Byrnes, E. Duffy, L. Gamfeldt, P. Balvanera, M.I. O’Connor, and A. Gonzalez. 2011. The functional role of producer diversity in ecosystems. Am. J. Bot. 98(3): 572–592.



DIRECT POTABLE REUSE: THE TIME IS NOW

George Tchobanoglous, Professor Emeritus
Department of Civil and Environmental Engineering
University of California, Davis

ABSTRACT

As a result of population growth, urbanization, and climate change, public water supplies in many parts of the world are becoming stressed, and the chances of tapping new water supplies for metropolitan areas are getting more difficult, if not impossible. As a consequence, existing and new water supplies must go further. One way to achieve this objective is by increasing water reuse, particularly by supplementing municipal water supplies by means of potable reuse of wastewater, the subject of this presentation.

What Is Potable Reuse?

Potable reuse, as described in Table 1, can take three major forms: *de-facto*, indirect, or direct potable reuse. De-facto potable reuse is essentially unregulated and occurs on most river systems in the world. In both indirect potable reuse (IPR) and direct potable reuse (DPR), the protection of public health is the guiding principle.

Table 1. Forms of potable reuse.

<i>De-facto</i> potable reuse	The downstream use of surface water as a source of drinking water that is subject to upstream wastewater discharges (e.g., also referred to as unplanned potable reuse or indirect potable reuse). Although common in many parts of the United States, <i>de facto</i> potable reuse it is not officially recognized by the U.S. EPA.
Indirect potable reuse (IPR)	In IPR, advance treated water (ATW) produced in an advanced water treatment facility (AWTF) is introduced into an environmental buffer, such as a groundwater aquifer or water body upstream from the intake to the drinking water facility, and retained for a specified period of time before being withdrawn for potable purposes.
Direct potable reuse (DPR)	There are two forms of DPR. In the first, ATW is introduced into the raw water supply immediately upstream of a drinking water treatment facility. In the second, finished drinking water from a AWTF, permitted as a drinking water treatment facility, is introduced directly into a potable water supply distribution system.

Fundamental to the implementation and success of any planned potable reuse project is a thorough understanding of the key components necessary for the successful implementation of potable reuse, which include: (1) regulatory considerations; (2) technical issues related to the production of safe drinking water; and (3) public outreach.

Regulatory Considerations

The principal objective of regulatory agencies is to ensure that potable reuse projects produce safe drinking water. Understanding human health hazards and exposures associated with chemicals and microorganisms in wastewater is important in the development of potable reuse practices that are protective of public health. For example, for microbial pathogens, the Division of Drinking Water of the State of California requires IPR projects to achieve at least 12-log₁₀ enteric virus reduction, 10-log₁₀ *Giardia* cyst reduction, and 10-log₁₀



Cryptosporidium oocyst reduction from raw wastewater. Log reduction credits may be applied to all treatment processes provided. Because state regulations for DPR currently do not exist, projects may be implemented on a case-by-case basis; therefore, utilities will need to work closely with both water and wastewater regulatory agencies.

Technological Considerations

The cornerstone of any potable reuse system, is the advanced water treatment facility (AWTF) used for the production of ATW from treated wastewater. Fortunately, over the past ten years' technologies have been developed to achieve a variety of treatment objectives, including the production of ATW, which meets all applicable federal, state, and local potable reuse regulations and regulations to serve as a water supply source. Thus, the advanced treatment of wastewater is not an issue. The more serious question is what processes should be used for secondary treatment. In the 20th century the primary focus of wastewater treatment was on the removal and treatment of settleable and floatable solids, organic matter expressed as biochemical oxygen demand (BOD), total suspended solids (TSS), and pathogenic microorganisms. Late in the 20th century, nutrient removal and odors also became issues, and controlled non-potable use of reclaimed water became a common practice in many parts of the world. Also, as a result of numerous environmental issues and events, a paradigm shift has occurred in how wastewater is viewed. In the 21st century, wastewater is no longer viewed as a waste requiring disposal, but as a "*renewable recoverable source of potable water, resources, and energy.*" The challenge for the future is how to design or upgrade treatment plants so that the effluent produced will be suitable for the production of ATW. A key question is: what should the treatment plant of the future look like? What is needed is a complete rethinking of urban infrastructure to obtain the highest levels of performance and reliability. Integrated water management systems must be developed in which new wastewater treatment plants are planned and designed from the ground up to optimize treatment performance with respect to the production of potable water, along with the recovery of energy, and resources.

Public Outreach

A public outreach program focused on potable reuse is needed to build public confidence and support of the use of ATW as a water supply source. Ideally, the program should launch during the early stages of project planning and development and should be maintained throughout the lifetime of the project. Information is available from potable reuse research studies and existing AWTFs, to assist in the development of a comprehensive, community-specific public outreach program for potable reuse.

The Future

Ultimately, potable reuse (indirect and direct) is inevitable in urban and other areas and will represent an essential element of a sustainable water future. For potable reuse to become a reality; a paradigm shift must occur in the view of wastewater; it must be recognized that technology is not an issue; and that if properly educated, the public will be supportive. To prepare for the future, bold new planning must begin now!!

Adapted, in part, from: Tchobanoglous et al. (2015) *A Framework for Direct Potable Reuse*, WateReuse, AWWA, WEF, and NWRI, Washington, DC.



EXPERIENCIAS DE DEFICIENCIAS EN DISEÑO DE HUMEDALES DE TRATAMIENTO

Experiences about deficiencies on design of treatment wetlands

Rivas, H.A.

Instituto Mexicano de Tecnología del agua, México (E-mail: rivas.hz@gmail.com)

Palabras clave: Deficiencias de diseño, humedales de tratamiento, aguas residuales.

Introducción:

Existen numerosas experiencias de deficiencias en el dimensionamiento (cálculo del área) y en el diseño físico (geometría, arreglo estructural, tamaño de los estanques, etcétera), de los humedales de tratamiento, lo que genera impactos ambientales, de salud, económicos, políticos, sociales y tecnológicos. Primordialmente se obtienen bajas eficiencias de remoción de contaminantes, lo que provoca daños ambientales, se afecta a la biodiversidad, la sustentabilidad y la resiliencia de los ecosistemas, y en consecuencia se impacta negativamente a las actividades productivas. Así mismo se incrementan los costos, se dificulta la operación y mantenimiento, y se afecta la imagen de estos sistemas.

Previamente al dimensionamiento igualmente se pueden generar errores en el cálculo del área de tratamiento, por ejemplo durante la caracterización de la descarga deben tomarse en cuenta los siguientes aspectos: los muestreos no deben realizarse durante la temporada de lluvias (efecto de dilución), evitar días festivos (incremento de población y de cargas hidráulica y orgánica; si la ubicación del humedal de tratamiento estará bastante distante de la población debe contemplarse que la carga orgánica disminuirá durante la conducción en función del tiempo de transporte; una muestra puntual produce información poco confiable, debido a errores en la técnica de muestreo, en la preservación de la muestra, o durante los análisis de laboratorio, y a variaciones horarias de carga y caudal. Usualmente deben realizarse campañas de muestreo de cuando menos tres días, con muestras compuestas, una frecuencia de cada cuatro horas. Existen experiencias de dimensionamiento en que se utilizó la información de otra población cercana a la población objetivo, y al pretender realizar ahorros económicos y asumir que pueden utilizarse los mismos datos, se corre el riesgo de dimensionar incorrectamente, principalmente si en ambas poblaciones existen actividades productivas diferentes, con una evidente diferencia en la calidad del agua residual. Debe evitarse el tandeo (suministro de agua potable por algunas horas) ya que se incrementa la carga orgánica y se reduce el caudal, especialmente cuando se realizan acciones de reparación de equipos de bombeo. La proyección incorrecta de la población también conlleva a un dimensionamiento erróneo, por lo que además de la información estadística debe averiguarse si existen posibilidades de aumentar o disminuir la población, ya sea por la introducción o desaparición de actividades productivas (industrias, turismo), problemas de escasez de agua, migración poblacional, etcétera.

Respecto al dimensionamiento existen varios modelos, los cuales generan áreas que pueden ser considerablemente diferentes. Vymazal y Kröpfelová (2008), indica que el área per cápita puede variar entre 3 y 10 m²/habitante; Rivas (2011) obtiene eficiencias de remoción que cumplen con los límites establecidos en la norma mexicana para descarga de agua tratada, con fines de protección de cuerpos acuáticos, en una zona con clima templado, mediante humedales de tratamiento con áreas per cápita entre 2.8 y 3 m²/habitante. Existen diversos valores para las constantes de diseño, es decir, la constante es inconstante. En este sentido, Kadlec y Knight (1996) señalan cargas orgánicas de diseño de entre 8 y 12



gDBO_5/m^2 , García *et al* (2004) de 4 a 6 gDBO_5/m^2 para humedales con 50-60 cm de profundidad.

EPA (2000) presenta un ejercicio de diseño en el que se utilizan 5 métodos de diseño donde se obtienen cinco diferentes áreas que varían entre 1,420 m^2 y 9,430 m^2 . La dificultad radica en cuál método utilizar. En cada caso se requiere información específica de calidad y cantidad de agua, clima, relación largo – ancho, granulometría, especies vegetales, tiempos proyectados de vida útil y eficiente del sistema, etc. Rivas (2011) cita una experiencia de diseño y evaluación de un sistema a escala real, donde se obtiene una K de 0.167 d^{-1} , para una carga orgánica de 15 gDBO_5/m^2 y una profundidad de operación de 50 cm. Es aconsejable la determinación de constantes para diversos tipos de clima o en su defecto utilizar publicaciones, preferentemente con experiencias regionales. Usualmente se calcula un área menor para la reducción de DBO que para la reducción de nutrientes o de microorganismos patógenos, por lo que debe precisarse el objetivo de tratamiento.

Por otro lado, el área calculada mediante los diversos modelos de diseño no define la relación largo ancho (geometría), ni el comportamiento hidráulico, aspectos que impactan de manera importante la eficiencia de reducción de contaminantes. Peña et al (2003) cita estudios realizados mediante trazadores en diversos humedales con geometría cuadrada en donde el tiempo de retención hidráulico real no es mayor del 25% del tiempo teórico. García et al., (2003), concluyen que los humedales son más eficientes con una amplia relación ancho-largo, y con un menor tamaño de medio granular por reducir la dispersión externa.

Dentro del diseño físico existen diversos errores que debieran prevenirse: evitar ubicar los humedales en áreas inundables, no debe eliminarse el pretratamiento, es recomendable un tratamiento previo anaerobio (tanque séptico, RAFA, Tanque Imhoff), incluir estructuras de medición de caudal, evitar perforaciones con diámetros pequeños en los tubos de distribución, o en los de recolección de caudal, ya que se taponaran con relativa facilidad

Conclusiones:

Las deficiencias previas al dimensionamiento (caracterización defectuosa de la descarga de agua residual), la variabilidad de modelos matemáticos para el dimensionamiento teórico, y las omisiones que se realicen durante el diseño físico se traducen en bajas eficiencias de remoción de contaminantes, disminución de la vida útil del sistema, presencia de dificultades durante la operación y mantenimiento, aumento de costos de tratamiento y afectación del ambiente y la salud.

Bibliografía:

- Kadlec, R. & Knight, R. (1996). Treatment Wetlands. Lewis Publishers. Boca Ratón. pp. 896.
- Peña M., Restrepo I., Mara D. y Gijzen H. (2003). Evaluation of a Mexican wetland with the variants of subsurface horizontal flow and subsurface vertical flow. Aqua 2003 International Conference on Multiple Uses of Water for Life and Sustainable Development. WEMS No.11. Water and Environmental Management Series (WEMS), June 2006. pp. 204.
- Rivas, I. Barceló-Quintal and G. E. Moeller. (2011). Pollutant removal in a multi-stage municipal wastewater treatment system comprised of constructed wetlands and a maturation pond, in a temperate climate. Water Science & Technology. 64.4.
- Vymazal, J, & Kröpfelová, L. (2008). Environment pollution 14. Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. (Ed.) Springer pp. 566.



LOGROS Y RETOS EN LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EMERGENTES EN AGUAS RESIDUALES URBANAS MEDIANTE HUMEDALES CONSTRUIDOS

Achievements and challenges in the removal of emerging contaminants in urban wastewaters
by constructed wetlands

Bayona, J.M.

Departamento de Química Ambiental. Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA-CSIC).
Jordi Girona, 18, E-08034-Barcelona. España. E-mail: josep.bayona@idaea.csic.es

Palabras clave: Diseño humedales, Fármacos y productos de cuidado personal, Biodegradación, Macrófitas

Introducción:

Los contaminantes emergentes (CEs) constituyen una familia muy amplia de sustancias no reguladas presentes en el ciclo del agua a concentraciones bajas (ng/L hasta <100 µg/L) pero con efectos muy diversos en los ecosistemas acuáticos pudiendo afectar, en algunos casos, a la salud humana. En el presente estudio, se presentan los resultados de la evaluación de la eliminación de CEs (fármacos, productos de cuidado personal, fragancias, biocidas, antioxidantes, plastificantes y monómeros) durante más de 10 años de estudio en humedales construidos de diferente configuración y escala (mesocosmos, piloto y real). En este sentido, se han evaluado numerosos factores de diseño como la dirección del flujo (horizontal o vertical), lámina de agua con o sin contacto con el medio atmosférico (superficial o subsuperficial), medio granular (grava o hidropónico), tipo de macrófito (*Typha* o *Phragmites sp.*), aireación forzada (flujo vertical o horizontal). Además se ha evaluado el tipo de alimentación (continua o pulsante) y sistemas híbridos constituidos por un pre-tratamiento (digestión anaerobia o sedimentación) o pos-tratamiento (lagunaje, humedales de diferente configuración). Finalmente se ha evaluado el efecto de la temperatura ambiental en la eficiencia del tratamiento en climas templados (Latitud N: 21°- 41°).

Metodología:

La toma de muestra del afluente se realiza después del tratamiento primario (tanque Imhoff) y un muestreo intensivo de muestras puntuales (N=6). Generalmente se han realizado muestreos estacionales: invierno (enero-marzo) y verano (julio-septiembre). Las muestras acuosas (afluente: 0,25L; efluente: 0,5L) previa filtración y ajuste del pH, se realiza la extracción mediante fase sólida polimérica. La determinación se realiza mediante GC-MS o GC-MS/MS previa metilación en el inyector del GC a 280°C. Los antibióticos se han determinado mediante UPLC-ESI-MS/MS.

Resultados y discusión:

Los efectos de las diferentes variables operacionales y de diseño en la eliminación de CEs se resumen a continuación.

1. Operacionales

- 1.1. *Carga hidráulica (HLR)*. Se ha evaluado en humedales de flujo subsuperficial. La eficiencia disminuye desde valores típicos de 30 hasta 240 mm d⁻¹ dependiendo de si el flujo es horizontal o vertical.
- 1.2. *Tiempo de residencia hidráulico (HRT)*. Depende del flujo. Subsuperficial: horizontal 2-4 d; vertical: 0.1-0.4 d. Flujo superficial: 2-30 d. El incremento de HRT mejora la eficiencia de remoción para las sustancias biodegradables.



- 1.3. *Alimentación humedales*. Pulsante (saturado intermitentemente) proporciona una mayor eliminación en relación a la alimentación continua (saturado permanentemente) en humedales de flujo subsuperficial.
- 1.4. *Colmatación de humedales de flujo subsuperficial*. Reduce la eficiencia en función del área afectada. Depende de la carga aplicada y del tipo de efluente.
- 1.5. *Temperatura ambiente*. Mejora la eficiencia con la temperatura sólo para sustancias biodegradables.
- 1.6. *Aireación forzada*. Mejora la remoción en sistemas saturados.

2. *Diseño*

- 2.1. *Pretratamiento*. Digestión anaerobia (UASB o HUSB) proporciona eliminaciones superiores para algunos contaminantes recalcitrantes.
- 2.2. *Granulometría*. Fina (1-3 mm) preferible a la gruesa (4-8 mm).
- 2.2. *Profundidad columna de agua* en humedales de flujo subsuperficial. Los sistemas más someros (0.27 m) son más eficientes que los profundos (0.5 m).
- 2.3. *Potencial redox*. $Eh > 0$ preferible para la mayor parte de compuestos excepto halogenados que son eliminados con preferencia en sistemas anaerobios $Eh < 0$.
- 2.4. *Macrófitos*. Efecto positivo en humedales de flujo subsuperficial (12-40%) para sustancias biodegradables.
- 2.5. *Sistemas híbridos*. La combinación vertical–horizontal–flujo superficial son más eficientes en relación a los sistemas independientes ya que combinan procesos de remoción complementarios (biodegradación aerobia, anaerobia y fotooxidación). Del mismo modo, la combinación de humedales construidos y lagunajes de afino generan un efecto positivo en la eliminación de CEs.

3. *Eficacia de remoción de CEs mediante el tratamiento en varias etapas*

Se pueden clasificar por categorías según el grado de remoción.

- 3.1. Compuestos recalcitrantes (0-25%). Carbamazepina, ácido clofibrico, lincomicina, eritromicina, galaxolida
- 3.2. Compuestos parcialmente eliminables (25-75%). Etinilestradiol, sulfametoxazol, naproxeno.
- 3.3. Compuestos fácilmente eliminables (75-99%). Cafeína, ibuprofeno, enrofloxacin, bisfenol A, diclofenaco, acetaminofeno.

4. *Mecanismos de eliminación de contaminantes emergentes en humedales*

Se ha podido constatar la biodegradación como mecanismo predominante de eliminación debido: i) a la formación de intermedios de degradación fármacos, ii) cambios en la relación enantiomérica de fármacos quirales (ibuprofeno y naproxeno), iii) incremento en la relación isomérica de alquilbencenos lineales. Además, sustancias hidrofóbicas como las fragancias y algunos fármacos pueden ser incorporados por macrófitos a través de la raíz. La eliminación de algunos compuestos fotolábiles en humedales de flujo superficial sugiere que la fotooxidación puede contribuir en su eliminación.

Bibliografía:

- Ávila C., Reyes C., Bayona J.M., García J. 2013. Emerging organic contaminant removal depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow constructed wetlands: Influence of redox. *Water Res.* 47, 315-325.
- Hijosa-Valsero M., Reyes-Contreras C., Domínguez C., Bécares E., Bayona J.M. 2016. Behaviour of pharmaceuticals and personal care products in constructed wetland compartments: Influent, effluent, pore water, substrate and plant roots. *Chemosphere* 145, 508-517.
- Matamoros V., Bayona J.M. 2006. Elimination of pharmaceuticals and personal care products in subsurface constructed wetlands. *Environ. Sci. Technol.* 40, 5811-5816.



EXPERIENCIAS, DIFICULTADES Y VENTAJAS EN EL ESTABLECIMIENTO DE HUMEDALES CONSTRUIDOS EN PAÍSES EN VIAS DE DESARROLLO

Arias, C.A., Brix, H.

Department of Bioscience, Ole Worms Allé 1, Aarhus University, 8000 Aarhus C, Denmark
(carlos.arias@bios.au.dk – hans.brix@bios.au.dk)

La tecnología de humedales construidos es aceptada como solución al tratamiento de diferentes tipos de aguas contaminadas. De manera natural y espontánea los humedales naturales han demostrado la capacidad para depurar aguas y es así que en los últimos 50 años se ha emulado y optimizado el funcionamiento y hoy es una tecnología usada ampliamente para depurar aguas contaminadas y mitigar los efectos de descargas de aguas sin tratar al medio natural. Sin embargo, la mayoría de experiencias documentadas proviene de países desarrollados por lo general en zonas templadas. Por tanto la literatura disponible reporta sistemas donde los componentes están sometidos entre otros a cambios estacionales de temperatura, pluviometría, incidencia solar, etc. Estas variaciones afectan los componentes del humedal y según el factor pueden mejorar o inhibir la eficiencia del sistema de tratamiento de aguas y por tanto incide en el diseño, las actividades de operación y mantenimiento de los sistemas. Es claro que los humedales construidos, sin importar el tipo, se comportan de manera diferente dependiendo del sitio de establecimiento.

Desafortunadamente la mayoría de la literatura científica y textos técnicos disponible presentan resultados y experiencias en zonas templadas. Por tanto, se dispone de poca información de sistemas establecidos en países en desarrollo, que sirvan de base para realizar diseños adecuados que garanticen un tratamiento de aguas satisfactorio y simultáneamente mantengan costos de construcción y operación razonables para lograr que los sistemas sean competitivos económicamente. También es sabido que los países en desarrollo la implementación de sistemas de recogida transporte de aguas servidas y tratamiento de dichas aguas en muchos casos es limitado y por lo general deficiente. Otro factor a considerar son los altos costos de establecimiento de sistemas de tratamiento de aguas residuales, a pesar de que existen límites de descarga de aguas en el medio ambiente.

Por todo lo anterior, y por responsabilidad social y de salud es imperativo establecer sistemas apropiados y efectivos para tratar aguas residuales. Los humedales construidos son sistemas probados y de relativos bajos costos de instalación operación y mantenimiento. Como se basan en procesos naturales pueden tolerar variabilidad en cargas hidráulicas y en la calidad del agua afluente. Adicionalmente al tratamiento de aguas los humedales construidos pueden ser plantados con especies nativas con buena apariencia. Además de la capacidad ofrecen ventajas desde el punto de vista constructivo pues no demandan de tecnologías constructivas sofisticadas y su operación no requiere de equipos electrónicos de control y operación sofisticados y la posibilidad de usar proveedores y de materiales disponibles localmente. Como todo sistema de tratamiento de aguas naturales es posible que requieran superficies para tratamiento mayores, pero dependerá del tipo de humedales y de la calidad del agua a tratar. Para garantizar el éxito del sistema de tratamiento de aguas es indispensable que el cálculo y diseño lo realice una persona competente, que la construcción se haga siguiendo estrictamente el diseño y que haya control de obra. Posteriormente, durante la puesta en marcha del sistema, se deben seguir las recomendaciones hechas por el diseñador para asegurar el desarrollo de los procesos esperados.



En general y aunque hay experiencias en estos países están poco documentadas y generalmente están localizados en zonas sub y tropicales y el diseño exige de constantes cinéticas de eliminación de contaminantes para asegurar diseños adecuados. Por otro lado, la situación de manejo de aguas residuales en estos países brinda oportunidades de establecimiento de sistemas de tratamiento de aguas descentralizados que son más económicos y se ajustan a las necesidades locales. Por lo anterior los humedales construidos podrían ser una alternativa adecuada para suplir las necesidades de tratamiento de aguas en estos países.



EXPERIENCIAS DE DEFICIENCIAS CONSTRUCTIVAS EN HUMEDALES DE TRATAMIENTO

Experiences of constructive deficiencies on treatment wetlands

Rivas, H.A.

Instituto Mexicano de Tecnología del agua, México. (E-mail: rivas.hz@gmail.com)

Palabras clave: Deficiencias constructivas, humedales de tratamiento, aguas residuales.

Introducción:

Son múltiples las experiencias que evidencian fallas constructivas de los humedales de tratamiento, lo que afecta incrementando los costos de tratamiento, dificulta la operación y mantenimiento y reduce la eficiencia de reducción de contaminantes, que a su vez impacta al ambiente y a la salud. Se enumeran en este escrito algunos de estos errores constructivos, no sin antes citar que prácticamente siempre se cumple la expresión de que ahorros aparentes se transforman en costos graves e innecesarios. Al igual que cuando existen deficiencias en el dimensionamiento y en el diseño físico, todos los errores durante la construcción dificultarán las labores de operación y mantenimiento e incrementarán sus costos. Para muestra un botón, si hubiera fallas en la impermeabilización, conforme al diseño, se afectaría el balance hídrico del humedal, se alteraría la distribución de alimento para las plantas y microorganismos, se dañaría la calidad del agua subterránea (de haberla en un nivel somero); en un humedal de flujo subterráneo se requeriría remover el medio filtrante, vaciar los estanques y realizar las reparaciones necesarias para obtener la impermeabilización requerida. De aquí la importancia de realizar pruebas hidráulica antes y después de colocar el medio filtrante.

Ante la ausencia de estudios de mecánica de suelos no se toman las medidas necesarias para prevenir asentamientos, los cuales propician flujos preferenciales e inclusive que el agua fluya en sentido inverso al del diseño, lo que se traduce en costos de rehabilitación. Además, cuando se utilizan materiales no aptos para ser usados en la construcción de los bordos, por ejemplo suelos arenosos producto de la excavación, y con la idea de reducir costos no se consiguen los materiales que cubran las especificaciones requeridas, se provoca inestabilidad y fugas en los taludes, los que con relativa facilidad se dañan por erosión hídrica y eólica, oleaje en humedales de flujo superficial, e incluso por la presión del agua contenida dentro de los estanques se ha presentado el caso de su rotura y destrucción total, lo que a su vez produce daños colaterales, dependiendo de su ubicación con respecto a la población y a la cercanía con los cuerpos receptores.

La compactación de los suelos debe realizarse conforme a procedimientos ya establecidos, por ejemplo con la prueba Proctor al 95% y utilizar mezcla de materiales que aseguren la estabilidad de los bordos.

El ancho de los bordos, especialmente en sistemas grandes, debe ser poco más del suficiente para permitir el paso de vehículos de carga, tanto durante la construcción, como durante la operación, por ejemplo en el periodo de poda de la vegetación, donde se requiere extraerla, transportarla y disponerla adecuadamente. Es recomendable dejar esquinas redondeadas para facilitar el tráfico de vehículos.

Es relativamente frecuente el uso de materiales de mala calidad en la construcción de productos de herrería (compuertas, vertedores, estructuras de derivación de caudal, tapas de registros, etc.), en la impermeabilización (geomembranas, geotextiles, arcillas poco



impermeables, cementos, etc.) y en la construcción de registros y vertedores que utilicen cemento.

Son comunes las recomendaciones bibliográficas de utilizar una pendiente del fondo de hasta el 1%, con el objeto de facilitar el flujo del agua, sin embargo esto es totalmente impráctico en humedales grandes; por ejemplo, con un largo de 100 m, una profundidad inicial de 0.6 m, en la zona de salida se tendría una profundidad de 1.6 m, lo cual además de innecesario incrementaría de manera significativa los costos y las labores de construcción.

Otra falla frecuente es la ausencia de estructuras hidráulicas que prevengan la introducción de agua de lluvia (cunetas y canales), que además de afectar el balance hídrico, han propiciado azolves y destrucción de los bordos. También un mal diseño de estas estructuras ha producido daños en las instalaciones.

Uno de los principales problemas que se tienen en los humedales son los taponamientos y aunque pareciera que no debiera de ser, son muchos los casos en que el pretratamiento ha sido mal diseñado, usualmente el desarenador es subdimensionado lo que permite la introducción de grandes cantidades de sólidos (tierra y arenas) a los humedales produciendo azolves, taponamientos, flujos preferenciales, bajas eficiencias de tratamiento, malos olores y riesgo de generación de mosquitos cuando se presenta un flujo superficial. Igualmente si las rejillas presentan las barras muy cercanas, especialmente cuando los sólidos del agua residual son abundantes, de textura y tamaños variados. Es preferible poner una serie de rejillas de mayor a menor distancia entre las barras.

Cuando se utilizan vertedores, ya sea de forma triangular o rectangular, para la distribución de caudal es frecuente que se construyeron con desniveles, por lo que se provoca que fluya más agua en unos estanques que en otros, afectando el TRH, y todas sus consecuencias. De igual modo sucede con las tuberías de distribución y las de colección de caudal.

Existen ya en el mercado tuberías ranuradas que pueden utilizarse para la distribución y recolección de caudal. Las tuberías que son perforadas, particularmente con diámetros menores a una pulgada, se tapan con facilidad, afectando la distribución uniforme del agua y generando flujos preferenciales que afectan la eficiencia del humedal.

Cuando se instalan mamparas dentro del humedal, para reducir los flujos preferenciales debe de dejarse un bordo libre de entre 20 y 30 cm, para evitar que el agua fluya de un canal al otro sin haber recorrido el largo del mismo.

Para distribuir el medio filtrante dentro de los lechos, particularmente en humedales grandes, debe impedirse la introducción de maquinarias pesada para no dañar la impermeabilización, e incluso con maquinaria de menor tamaño debe protegerse a los bordos con tablas, triplay grueso, o capas adicionales de geomembrana sobre las áreas por donde se introducirán al humedal.

Conclusiones:

Son variadas las causas de errores que pueden provocar un mal funcionamiento de los humedales y del incremento de costos por reparaciones que pueden eludirse. La información previamente vertida corresponde a experiencias tenidas en campo, por lo que es recomendable tomarla en cuenta para evitar daños y costos innecesarios.



HUMEDALES CONSTRUIDOS: NUESTRA EXPERIENCIA EN ARGENTINA

Constructed wetlands: Our experience in Argentina

Maine, M.A.

Química Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) (E-mail: amaine@fiq.unl.edu.ar)

Los wetlands o humedales construidos han tenido un gran desarrollo a nivel mundial para la depuración de efluentes domiciliarios y sanitarios de pequeñas comunidades. En los últimos años, su aplicación se ha expandido para el tratamiento de diferentes tipos de efluentes. Sin embargo, el conocimiento de cómo funcionan no está todavía suficientemente comprendido. Particularmente, la eficiencia de depuración vinculada a diversos tipos de humedales, las especies de plantas y su tolerancia a los contaminantes y a las características químicas del efluente, los sustratos adecuados, los mecanismos de depuración, etc., es lo que limita su aplicación y la optimización de los que están en operación.

En Argentina, el uso de wetlands construidos para el tratamiento de efluentes es aún limitado, a pesar de que las condiciones para su implementación son ideales. Nuestro grupo de investigación ha transferido esta tecnología, diseñando dos humedales para el tratamiento final de efluentes de dos Industrias Metalúrgicas. Son empresas comprometidas con el medio ambiente, que requerían un pulido final de sus efluentes para asegurar que cumplan con la legislación vigente y actuar como pulmón ante cualquier descarga accidental, evitando que los metales lleguen al ambiente. Como los efluentes a tratar tienen diferente composición química y los volúmenes a tratar son diferentes, los humedales construidos (HC) tienen diferentes características de diseño y de operación. Uno de ellos (HC1) está en operación desde hace 15 años. El otro (HC2) está en operación desde hace 8 años. Desde que comenzaron a funcionar los estamos monitoreando para poder estudiar los procesos que llevan a cabo la depuración del agua y optimizarlos.

Nuestra primera experiencia de transferencia de los resultados de nuestra investigación fue en el año 2001, cuando una empresa metalúrgica nos contactó para evaluar la posibilidad de realizar el tratamiento final de sus efluentes con un HC. El efluente a tratar además de contener bajas concentraciones de metales presentaba alta salinidad y pH, y como todo efluente industrial presentaba alta variabilidad en su composición. Los contaminantes críticos a eliminar eran metales, por eso se planteó humedales de tipo de flujo libre. Propusimos un humedal a escala experimental de 3 x 6 m, y evaluar la tolerancia de las plantas al efluente y la eficiencia de retención de contaminantes.

Se transplantaron varias especies vegetales de la zona. Observamos que las especies de la zona toleraban las condiciones del efluente y que las flotantes alcanzan una rápida cobertura, por eso son buenas para las primeras etapas, pero las emergentes son más tolerantes y terminan dominando el sistema. Como el sistema fue eficiente en la retención de metales, la empresa decidió la construcción de un humedal a gran escala (HC1) que es de flujo superficial. Sus dimensiones son 50 m de largo por 40 m de ancho y 0,3-0,6 m de profundidad y se tratan 100 m³/día, con un tiempo de residencia de 7-12 días. Un tabique central obliga al efluente a recorrer el doble de distancia (relación largo:ancho de 5:1) para tratamiento final de efluentes industriales de alta salinidad y pH que contiene metales junto con efluente cloacal. Está impermeabilizado con bentonita, se transplantaron varias especies de macrófitas, de acuerdo a los resultados del humedal piloto. Durante los dos primeros años, *Eichhornia crassipes* fue la dominante y luego, *Typha domingensis* (Totorá). Actualmente, *T. domingensis* es la especie dominante manteniendo una cobertura de aproximadamente 80% durante los últimos 10 años.

El HC2 se encuentra en operación desde hace 5 años, es de flujo superficial sus dimensiones son de 7 m x 20 m y 0,5 m de profundidad (relación largo:ancho 3:1). Se impermeabilizó con una geomembrana de polietileno de alta densidad (PAD), de 1,5 mm de



espesor. Sobre la misma se colocó una capa de tierra de aproximadamente 1,50 m que sirve como sustrato de las plantas enraizadas. Se transplantaron ejemplares de *T. domingensis* que crecen en la laguna existente en el predio de la empresa, lo que garantizó que las plantas se encuentren adaptadas al lugar. Se construyeron taludes transversales al sentido de circulación del agua de 0,50 m de ancho sobre los cuales se plantaron los vegetales. El nivel de agua sobre ellos es de 0,30 - 0,40 m. En las otras zonas, la profundidad se encuentra entre 0,5 y 0,7 m. El volumen que ingresa al humedal es 10 m³/día. El tiempo de residencia mínimo es de 7 días; al cabo de ese período, el efluente ya depurado, abandona el humedal por un canal de salida en forma de cascada para volcar en una pileta de hormigón de 4 m x 2 m con una profundidad de 40 cm y de allí llega a través de un salto de agua a un canal que desemboca en una laguna adyacente en el mismo predio.

Los dos humedales construidos para tratamiento de efluente de industrias metalúrgicas; tratan en forma conjunta el efluente cloacal de la planta junto con el industrial, que contiene Cr, Ni, Fe y Zn; son de flujo libre pero tienen características constructivas diferentes. Ambos wetlands funcionaron eficientemente, presentando altos porcentajes de remoción de contaminantes, disminuyendo no sólo los valores medios sino la variabilidad de los mismos, a pesar de la alta heterogeneidad del efluente de entrada. Los metales fueron removidos eficientemente, quedando retenidos en la zona de entrada de ambos humedales, tanto en sedimento, como en tejido vegetal. Comprobamos que los mecanismos de retención dependieron de la vegetación dominante. Se presentaron diferentes mecanismos cuando dominaron especies flotantes que cuando las emergentes fueron las dominantes. Los procesos que se presentaron permitieron que el sistema mantenga su eficiencia en la retención de contaminantes. En otro evento, pudo comprobarse la importancia del sistema radicular de las macrófitas en la eficiencia del sistema. Es importante conocer en profundidad estos mecanismos y las razones por las cuales se fue dando la dominancia de las diferentes macrófitas. Es probable que los mecanismos de retención que se fueron dando hayan dependido también de la composición del efluente. Cuando la capacidad de un humedal para retener contaminantes depende fundamentalmente de su capacidad de sorción al sedimento, puede llegar a tener un tiempo de vida útil limitado. Sin embargo, como las condiciones para la precipitación están ampliamente provistas por la composición del efluente de entrada, es de esperar que el humedal continúe reteniendo contaminantes mientras haya sitios de adsorción disponibles en el sedimento y se mantengan dichas condiciones en el agua de entrada (alto pH y altas concentraciones de Ca, Fe y carbonato). En el sedimento de la zona de salida no se observaron variaciones significativas de las concentraciones de los contaminantes a lo largo del tiempo ni a las distintas profundidades, lo que indicaría que el humedal sólo ha utilizado la capacidad de sorción del sedimento de la zona de entrada. En los humedales estudiados se produjeron eventos inesperados que produjeron modificaciones, como depredaciones de animales y volcados de concentraciones de contaminantes superiores a las previstas, etc., que se estudiaron para evaluar la robustez y la perdurabilidad de estos sistemas.

Por otro lado, estamos trabajando con el tratamiento de otro tipo de efluentes: lixiviado de relleno sanitario, efluentes de una fábrica de fertilizantes nitrogenados, efluente de tambos y de industrias lácteas y la optimización del tratamiento del efluente del lavado de caniles en una planta modelo de degustación de alimento para mascotas. En todos estos casos, el contaminante crítico es el amonio y estos estudios están en diferentes etapas (escala microcosmos, mesocosmos y un humedal híbrido a escala piloto).

Para el tratamiento del efluente de tambos y de industrias lácteas, que presentan alta carga de materia orgánica, es más eficiente utilizar wetlands de tipo sub-superficiales horizontales, con los cuales estamos trabajando a escala experimental. Estos dos efluentes contienen: DQO, DBO, NT, amonio, fósforo, grasas, sólidos suspendidos. En el caso de tambos, el efluente ya tratado por el humedal podría usarse en la limpieza de corrales.

En el tratamiento de efluentes de industria de fabricación de fertilizantes nitrogenados, el amonio es un contaminante crítico junto con la DQO y DBO. Estamos evaluando la eficiencia



de distintas configuraciones de wetlands híbridos. Para el lixiviado de relleno sanitario, estamos estudiando diferentes sustratos y macrófitas a ser utilizadas en un humedal sub-superficial vertical debido a su alta capacidad de nitrificación-denitrificación. También se plantea la utilización de un sistema wetland híbrido, teniendo en cuenta la complejidad del lixiviado.

Sesiones orales



USO DE *Typha domingensis* EN FLOTACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE VIVIENDAS UNIFAMILIARES

Use of *Typha domingensis* in a floating system for sewage treatment of houses

Cardozo^a, C., Peralta^a, I., Benítez^b, G., Samudio^b, A., Ávalos^b, C.

^aDirección General de Investigación Científica y Tecnológica (DGICT), Universidad Nacional de Asunción (UNA), San Lorenzo 2169, Paraguay. ^bCentro Multidisciplinario de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CEMIT) (E-mail: cardozo@rec.una.py)

Palabras clave: *Typha domingensis*, Aguas residuales, Depuración, Viviendas unifamiliares

Introducción:

Las aguas residuales en la actualidad constituyen uno de los principales problemas ambientales en Paraguay que no solo afectan a las aguas superficiales, sino también a una de las principales reservas de aguas subterráneas denominada “Acuífero Guaraní”. Esto es debido a que el auge de las construcciones inmobiliarias ha dado lugar a un crecimiento desmedido de las ciudades que se traduce en mayor cantidad de viviendas y al no existir una planificación ni infraestructuras para el desagüe de las aguas residuales domésticas, se han utilizado por años como sistema de eliminación de desechos las conocidas fosas sépticas que se basan en la degradación parcial de los contaminantes y posterior filtración hacia el suelo llegando a la capa freática donde se encuentra el acuífero.

Esta situación ha impulsado a buscar alternativas tendientes a solucionar los efectos que la actividad antropogénica está ocasionando en su entorno a través de mecanismos de minimización de residuos como la biorremediación que se traduzcan en beneficios económicos y ambientales (Barrios San Martín, 2011). Un ejemplo es la “Fitorremediación” que consiste en utilizar plantas para la descontaminación de las aguas (Escutia-Lara et al., 2009; Gomes et al., 2014). Se han utilizado una gran variedad de plantas como fitorremediadoras y en el caso del género *Typha*, es una de las plantas más ampliamente usadas en humedales artificiales (Hegazy et al., 2011) y que se encuentra en los humedales naturales del Paraguay.

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo de investigación fue evaluar la capacidad de depuración de las aguas residuales domésticas mediante el sistema de humedal artificial en flotación con *Typha domingensis* en su implementación en viviendas unifamiliares.

Metodología:

Para este trabajo de investigación se ha seleccionado una casa tipo quinta ubicada en la ciudad de Itá a 42,5 km de la capital (Asunción). En el predio se construyeron una cámara séptica para el tratamiento anaerobio, luego una pileta de 5x5x4,5m para los plantines en una plataforma flotante, seguida de una pileta de 2x2x2,5m para aclaración y por último una pileta para descarga y toma de muestras para su análisis. Se tuvieron en cuenta 6 parámetros fisicoquímicos, tales como el pH, el nitrógeno total (NT), el fósforo total (PT), Grasas y aceites, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y 1 parámetro biológico que fue Coliformes Fecales (CF). En total se realizaron 5 muestreos a partir de julio (0, 14, 32, 60 y 90 días) y las mediciones se realizaron según lo establecido en los Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales (APHA, 1998) en los laboratorios del CEMIT, dependiente de la DGICT de la Universidad Nacional de Asunción. Todos los datos obtenidos del experimento fueron analizados con el programa Sigma Plot 11.0.

Resultados y Discusión:

Al realizar una evaluación de los valores de los parámetros fisicoquímicos, se pudo observar que el pH se mantuvo prácticamente sin variar. Al contrario de los demás parámetros



como el fósforo total que tuvo una reducción del 90% y nitrógeno total un 96 %, y que pudo deberse a que la planta los utiliza como nutrientes (López-Bucio et al., 2003).

Parámetros	Muestras	Promedio	Inicio	Final	SD ^a	CV ^b
pH	5	8,79	9,23	8,2	0,38	0,04
Fosforo Total (mg/L)	5	1,06	2,53	0,13	1,25	1,17
Nitrógeno Total (mg/L)	5	3,08	12,6	0,53	5,32	1,73
Grasas y aceites (mg/L)	5	1,57	3,25	0,15	1,25	0,80
DQO (mg/L)	5	709,80	1767	103	822,01	1,16
DBO (mg/L)	5	67,42	218	12,6	87,88	1,30
C.F. Ln (NMP/100mL)	5	8,79	11,70	0	0,38	0,04

Tabla 1. Valores de los parámetros fisicoquímicos y biológico durante el periodo de estudio.

^a Desviación estándar; ^b Coeficiente de variación

En el caso de las grasas y aceites también se observó una reducción del 95%, prácticamente igual a la que registró la DQO con una disminución del 94%. Esta misma situación pero con valores más bajos fue reportado por otros investigadores (Giacoman-Vallejos et al., 2015; Hadad et al., 2010). En cuanto a la DBO tuvo una reducción del 94%, similar al observado por Maine et al. (2009). Por último, se logró una importante reducción de los coliformes fecales a los 32 días del experimento, lo cual indica que la helófitas utilizada es excelente para la remoción de coliformes (Giacoman-Vallejos et al., 2015).

Como conclusión se puede decir que este sistema se puede implementar en viviendas domiciliarias favoreciendo la reutilización del agua regenerada (regadío de cultivos, jardines, etc.), evitando la contaminación de sustratos del suelo y del mismo acuífero guaraní.

Bibliografía:

- APHA (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20 edn (NY: Amer. Publ. Health Assoc).
- Barrios San Martín, Y. (2011). Biorremediación: una herramienta para el saneamiento de ecosistemas marinos contaminados con petróleo. *Biología Aplicada* 28, 60-68.
- Escutia-Lara, Y., Gómez-Romero, M., and Lindig-Cisneros, R. (2009). Nitrogen and phosphorus effect on *Typha domingensis* Presl. rhizome growth in a matrix of *Schoenoplectus americanus* (Pers.) Volkart ex Schinz and Keller. *Aquatic Botany* 90, 74-77.
- Giacoman-Vallejos, G., Ponce-Caballero, C., and Champagne, P. (2015). Pathogen removal from domestic and swine wastewater by experimental constructed wetlands. *Water Sci Technol* 71, 1263-1270.
- Gomes, M.V., de Souza, R.R., Teles, V.S., and Araujo Mendes, E. (2014). Phytoremediation of water contaminated with mercury using *Typha domingensis* in constructed wetland. *Chemosphere* 103, 228-233.
- Hadad, H.R., Mufarrege, M.M., Pinciroli, M., Di Luca, G.A., and Maine, M.A. (2010). Morphological response of *Typha domingensis* to an industrial effluent containing heavy metals in a constructed wetland. *Arch Environ Contam Toxicol* 58, 666-675.
- Hegazy, A.K., Abdel-Ghani, N.T., and El-Chaghaby, G.A. (2011). Phytoremediation of industrial wastewater potentiality by *Typha domingensis*. *Int J Environ Sci Tech* 8, 639-648.
- López-Bucio, J., Cruz-Ramírez, A., and Herrera-Estrella, L. (2003). The role of nutrient availability in regulating root architecture. *Current Opinion in Plant Biology* 6, 280-287.
- Maine, M.A., Sune, N., Hadad, H., Sanchez, G., and Bonetto, C. (2009). Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland. *J Environ Manage* 90, 355-363.



HUMEDALES CONSTRUIDOS DE FLUJO VERTICAL ASCENDENTE PARA LA DEPURACION DE AGUAS RESIDUALES DE UNA ESCUELA RURAL

Vertical upward flow constructed wetlands for wastewater treatment of a rural school

Mariñelarena^{ab}, A.J. y Di Giorgi^{ab}, H.D.

^aInstituto de Limnología "Dr. R. Ringuelet" CONICET – UNLP. ^bComisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, CICBA (E-mail: alemar@ilpla.edu.ar)

Palabras clave: Depuración, Humedales construidos, Flujo vertical ascendente, Conchilla, *Zizaniopsis bonariensis*

Introducción:

Los humedales construidos permiten alcanzar una solución descentralizada y sustentable para el tratamiento de aguas residuales domésticas en pequeñas poblaciones (<5000 EH, Oficina Internacional del Agua, 2001) aisladas de las redes cloacales.

Se diseñó y construyó un humedal para depurar las aguas residuales de una escuela rural (EGB N°11 de Hudson, Pcia de Bs. As). La escuela tiene una población de 70 alumnos y tiene un régimen de jornada extendida que contempla la provisión del almuerzo a docentes y alumnos.

Metodología:

La planta consta de una cámara séptica (CS) de 12 m³ que recibe todas las corrientes de aguas servidas (baños, cocina, lavado de pisos, etc). El efluente de la CS se reparte en dos biofiltros o humedales de 15 m² (22,5 m³), de flujo vertical ascendente (HFVA) que funcionan en paralelo, rellenos con conchilla lavada. El agua ingresa por el fondo, se distribuye por toda el área mediante un sistema de caños perforados, atraviesa el sustrato y sale por la superficie. En una cubeta el nivel de agua supera la superficie del sustrato y alcanza unos 40 cm de agua libre mientras que en la otra, el agua no aflora, y sale por una red de caños horizontales perforados, colocados debajo de la superficie del relleno. En ambas cubetas se plantó espadaña (*Zizaniopsis bonariensis*), una macrófita nativa.

El vuelco de las cubetas ingresa a una pequeña laguna de pulido de forma trapezoidal de 1 m de profundidad (20 m², 20 m³). La salida vuelca en un meandro del antiguo cauce del arroyo Baldovinos.

Se midió el caudal mediante un aforo de la bomba de provisión de agua y un contador electrónico de tiempo de funcionamiento de la misma. Se estableció un programa de muestreos mensuales relevando parámetros físico químicos como Temperatura, pH, Conductividad eléctrica, Sólidos Suspendidos Totales (SST), DBO₅, DQO, NH₄-N, Coliformes fecales (APHA, 1998), Fósforo y Nitrógeno Total (TP y TN, Valderrama, 1981).

Resultados y discusión:

El caudal medio estimado fue de 3,66 m³/día, con un caudal pico de 2,7 m³/h, lo que permitió estimar una carga hidráulica de 12,2 cm/d y un TRH de 12,2 d en las cubetas, y de 7,3 cm/d y 17,7 d en todo el sistema.

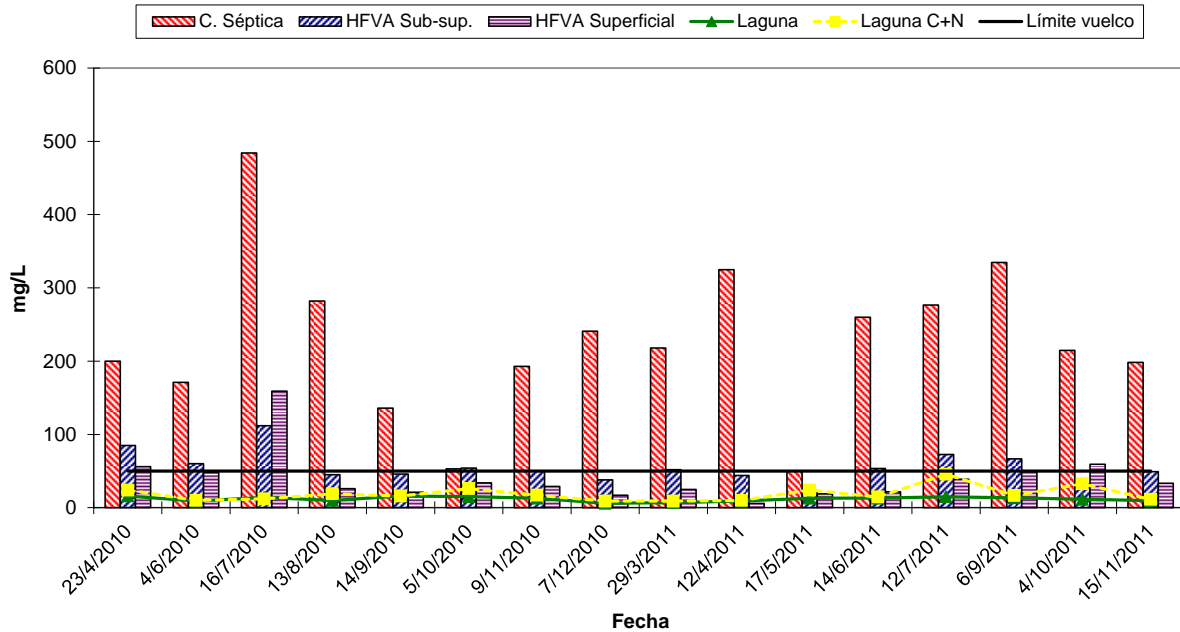
La temperatura varió entre 12 y 23,5 °C en la salida de la CS y siempre fue menor en el humedal con agua expuesta y en la laguna, especialmente en los meses fríos.

El pH fue ligeramente alcalino y su valor aumentó a través del tratamiento debido a la influencia del sustrato (conchilla) y a la fotosíntesis en el humedal de agua expuesta y en la laguna. Los valores de conductividad fueron elevados (2,0 – 2,4 mS.cm⁻¹) debido a la fuente de agua utilizada (subterránea) y no cambiaron demasiado a través del tratamiento. La concentración de Sólidos Suspendidos Totales (sedimentos) fue baja en el ingreso (< 90 mg/L), lo cual reflejó el buen funcionamiento de la cámara séptica, disminuyendo a través del tratamiento.



La concentración de DBO promedio fue de 261 mg DBO/L lo que permitió calcular una carga orgánica de 31,8 g DBO/m².d en los humedales y de 18,7 g DBO/m².d en todo el sistema. La Figura 1 muestra los valores de CDBO₅ en cada punto de muestreo a lo largo del tiempo. La concentración promedio de NT fue de 60,4 gN/L y las de amonio de 47,7 gN/L. Esos valores representan una carga de 7,4 gNT/m².d y 5,8 gN-NH₄/m².d.

Figura 1. Demanda Bioquímica de Oxígeno (CDBO₅) en Planta EGB11



Por último, la Tabla 1 muestra la variación de los parámetros medidos a través del tratamiento. Se obtuvieron remociones globales de 95 % de DBO₅, 87 % de DQO, 45 % de TN, 40 % de TP y 98 % de Coliformes Fecales.

Tabla 1: Concentraciones medidas en la salida de las distintas etapas del tratamiento (n=13)

	CDBO ₅		DQO		TN		N-NH ₃		TP		Colifecales
	media	sd	media	sd	media	sd	media	sd	media	sd	media geom
Cámara Septica	261	84	389	102	60.4	13.6	47.7	8.8	4.6	0.9	1.84E+06
Humedal sub-sup.	59	22	102	35	43.1	9.9	41.0	7.8	3.2	0.6	2.30E+05
Humedal superficial	44	38	79	33	35.4	11.0	36.3	8.9	3.0	0.6	1.14E+05
Laguna	11	3	49	11	32.8	6.4	32.2	7.7	2.7	0.4	1.45E+04
Límite de vuelco	50		250		35.0		25.0		1.0		2.00E+03

Bibliografía:

Oficina Internacional del Agua (2001) Procesos extensivos de depuración de las aguas residuales adaptadas a las pequeñas y medias colectividades (500-5.000 H.E), Oficina Internacional del Agua, Luxemburgo.
 APHA (1998) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc., NY, 1268 p.
 Valderrama, J. (1981) The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters.



PERFORMANCE OF A HYBRID CONSTRUCTED WETLAND EMPLOYED AS SANITARY WASTEWATER TREATMENT SOLUTION DURING ITS OPERATIONAL STARTING PERIOD

Desempeño de un humedal construido híbrido empleado en el tratamiento de aguas residuales
de alcantarillado durante el período inicial de operación

Rouso^a, B.Z., Santos^a, M.O., Freitas^a, M.N., Pelissari^a, C., Sanchez^a, G.C., Sezerino^a, P.H.

^aGrupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Trindade, Florianópolis/SC, Brasil. CEP: 88040-970.
(Email: benny.zuse.rousso@posgrad.ufsc.br)

Keywords: Sanitary Wastewater; Hybrid Constructed Wetland; Operational Starting Period.

Introduction:

Hybrid constructed wetlands systems (HCW) are a worldwide consolidated variation of constructed wetlands (CW) wastewater treatment technology. These systems combine different CW in series, in order to achieve higher pollutants removal efficiencies. The combination of vertical flow constructed wetlands (VFCW) followed by horizontal flow constructed wetlands (HFCW) allows excellent organic matter and suspended solids removal rates. Furthermore, it generates a fully nitrified and a partially denitrified effluent, due to aerobic and anoxic/anaerobic conditions in VFCW and HFCW, respectively. In that way, this CW variation is a promising alternative to improve Latin America poor sanitation coverage, remarkably in rural and peripheral zones where decentralized solutions are needed and in isolated protected areas where stricter disposal legislations are being implemented.

This paper presents monitoring results of a real scale HCW during its operational starting period. Besides concentration removal efficiencies for each treatment unit, this study also evaluated the water balance in the VFCW unit. This allowed to present VFCW performance in terms of applied loading rates and to estimate the unit's evapotranspiration.

Methodology:

The evaluated HCW is one of the two CW systems located at Federal University of Santa Catarina State (UFSC), Florianópolis, southern region of Brazil. Its construction ended in early May 2015, and the HCW began to be operated in mid June 2015.

The HCW is a real scale wastewater treatment plant that collects sanitary sewage from the municipal sewer system in order to study different CW variations. The daily volume treated in the HCW is equivalent to a single household Brazilian contribution, of around 600 L/day. The HCW, preceded by a modified Septic Tank, is composed by a VFCW with 7.6 m² of surface area followed by a HFCW with 16.0 m². Both units have coarse sand ($d_{10} = 0.21$, $U = 5.10$) as bed media, with gravel at the inlet and outlet. VFCW layers are, from the surface to the bottom: 0.05 m of gravel, 0.60 m of coarse sand, and 0.05 m of gravel. HFCW layers are, from the inlet to the outlet: 0.50 m of gravel, 4.20 m of sand, and 0.60 m of gravel. The HFCW unit has 0.60 m of height with 0.50 m of saturated media. Both units were planted with *Typha domingensis*, with a rate of 4.20 and 3.30 seedlings/m², to VFCW and HFCW.

The application regime on the HCW considered the following criteria: COD loading rate of 41g/m².d (SEZERINO, 2006); intermittent feeding with 3 to 4 pulses per day (PLATZER, 1999); and cycling of operational and resting periods of half a week each (SANTOS, 2015). HFCW hydraulic and loading rates are dependent to VFCW performance and were designed to treat the latter residuals; mainly, to denitrify VFCW nitrified effluent.

The HCW starting period monitoring lasted 215 days, from end June/2015 until end January/2016. Physical chemical analyses were done every week, exception being made to intense rainy periods, when efficiency analysis would be greatly disturbed by pluviometric precipitation. The parameters evaluated were: pH, alkalinity, SS, COD, BOD₅, NH₄⁺-N, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N, TN and PO₄³⁻-P. All laboratory analyses followed APHA (2005)



recommendations, except for the parameter $\text{NH}_4^+\text{-N}$, to which Vogel (1981) methodology was adopted. Water balance control was done using volumetric measurement devices at the inlet and outlet of VFCW, combined with data provided by UFSC weather station. Each control was taken considering a 24-hour period and by verifying the absence of flow at VFCW outlet.

Results and discussion:

The monitoring of the starting period of the HCW shows excellent removal rates for COD, BOD_5 , $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ (Table 1).

Table 1 – Average concentrations for influent and effluent for each treatment unit and global removal efficiency.

		pH	Alkalinity	COD (mg/L)	BOD_5 (mg/L)	SS (mg/L)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	TN (mg/L)	$\text{PO}_4^{3-}\text{-N}$ (mg/L)
		n = 19	n = 19	n = 19	n = 16	n = 18	n = 19	n = 9	n = 19
Influent to HCW	Average	7.2	293	586	264	43	67	79	30
	SD	0.1	37	168	66	16	15	15	5
Post-VFCW	Average	6.7	101	92	40	2	31	57	8
	SD	0.3	58	64	13	4	10	17	5
Post-HFCW	Average	6.9	86	17	23	1	12	21	1
	SD	0.3	28	21	5	3	10	13	1
Global Efficiency	(%)	-	-	97 ± 3%	90 ± 8%	99 ± 4%	82 ± 15%	73 ± 15%	95 ± 7%

VFCW organic matter removal efficiencies of 84% and 85% for COD and BOD_5 , respectively, were higher than HFCW, of 81 and 46%, also for COD and BOD_5 . This fact is due to higher influent concentrations at the VFCW and to the remains of non-easily biodegradable compounds in HFCW influent. On the other hand, HFCW TN removal efficiency of 63%, was higher than the VFCW, restricted to only 27%. This is explained by VFCW capacity to nitrify, *i.e.* to transform nitrogen and not to remove it. Additionally, HFCW capacity to denitrify combined with a nitrified influent, enhances its nitrogen removal power. However, the HFCW only partly denitrified the influent, discharging an average of $17 \pm 9 \text{ mgNO}_3^-\text{-N/L}$ in its effluent. Lastly, the high $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ removal rate in the HCW is related to its starting period, when the filtering media still have high sorption capacity.

The water balance control of VFCW indicates an average evapotranspiration ($n=10$) of $4.5 \pm 0.2 \text{ mm/d}$ or $6.5 \pm 0.6\%$ of the applied hydraulic rate. The average applied loading rate on the VFCW for the various parameters were: $38.5 \pm 11.7 \text{ gCOD/m}^2\text{.d}$, $18.5 \pm 4.3 \text{ gBOD}_5\text{/m}^2\text{.d}$, $2.5 \pm 0.9 \text{ g SS/m}^2\text{.d}$, $4.52 \pm 1.21 \text{ gNH}_4^+\text{-N/m}^2\text{.d}$, $5.25 \pm 0.94 \text{ gTN/m}^2\text{.d}$ and $2.06 \pm 0.43 \text{ gP-PO}_4^{3-}\text{/m}^2\text{.d}$. The unit generated $1.63 \pm 0.5 \text{ gNO}_3^-\text{-N/m}^2\text{.d}$ and $0.04 \pm 0.04 \text{ gNO}_2^-\text{-N/m}^2\text{.d}$, showing good nitrification conditions. In terms of loading rates, VFCW presented the following removal efficiencies: COD: $89.9 \pm 5.1\%$; BOD: $87.4 \pm 3.2\%$; SS: $99.1 \pm 2.1\%$; $\text{NH}_4^+\text{-N}$: $57.1 \pm 13.4\%$; TN: $33.9 \pm 11.6\%$; and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$: $71.2 \pm 4.3\%$.

References:

- APHA (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc., NY, 1368 p.
- Platzer, C. (1999). Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. Wat. Sci. and Tech. 40 (3): p. 257–264,
- Santos, M.O. (2015). Definição da profundidade de saturação do maciço filtrante em wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. (in portuguese).
- Sezerino, P.H. (2006). Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis (in portuguese).
- Vogel, A.I. (1981). Química analítica qualitativa. 5ed., Editora Mestre Jou: São Paulo, 665p. (in portuguese).



EVOLUCIÓN DE HUMEDALES DE TRATAMIENTO EN COMUNIDADES RIBEREÑAS DEL LAGO DE PÁTZCUARO (2006-2011).

Evolution of treatment wetlands in riverine communities of Lake Pátzcuaro (2006-2011)

Sánchez-Chávez^a.J., Bravo-Inclán^a.L., Tomasini-Ortiz^a.C., González-Villela^a.R., Rivas-Hedez^a.A.

^aInstituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), Paseo Cuauhnáhuac 8532 Colonia Progreso, Morelos
México (E-mail: jjsanche@tlaloc.imta.mx)

Palabras clave: agua residual, humedales de tratamiento, lago de Pátzcuaro, nutrientes, recuperación ambiental.

Introducción:

Desde el año 2003, la Fundación Gonzalo Río Arronte a través del IMTA, han coordinado actividades para la aplicación de medidas de rehabilitación en la cuenca del lago de Pátzcuaro (García-Villanueva, 2004); dichas actividades están orientadas con el *Programa de Recuperación Ambiental de la Cuenca del Lago de Pátzcuaro*, que contempla acciones técnicas, económicas, ambientales, sociales, como son: saneamiento, agua potable, recolección y disposición de la basura, reducción de la erosión y la reforestación, cultura del agua; así como el tratamiento de las aguas residuales, la construcción y operación de humedales de tratamiento, etc.

Metodología:

La cuenca del lago de Pátzcuaro (CLP), se localiza en la parte central del estado de Michoacán México, entre las coordenadas 19° 32' a 19° 42' de latitud norte y 101° 32' y de 101° 42' de longitud oeste; el espejo de agua se ubica a una altura de 2,035 msnm y es de tipo endorreico. Se reporta que el 85% de los suelos de la cuenca presentan algún grado de afectación; a pesar de la importancia de la zona a lo largo del tiempo, se ha presentado disminución continua en el volumen del agua del lago hasta del 42%, (580 a 336.5 Mm³), lo que ha provocado desde hace más de 30 años un proceso acelerado en la eutrofización. En el presente estudio se llevaron a cabo 35 monitoreos en efluentes de cuatro humedales de tratamiento, que vierten sus aguas tratadas al lago, denominados conforme a la localidad donde se ubican: Erongarícuaro, Cucuchucho, Santa Fe de la Laguna y San Jerónimo Purenchécuaro. Para evaluar de modo claro la calidad del efluente, se seleccionaron indicadores físicos, químicos y biológicos de la norma oficial NOM-001-SEMARNAT-1996, que permitirán conocer la evolución y eficiencia de remoción de los humedales de tratamiento en el periodo 2006-2011.

Resultados y discusión:

El análisis estadístico de caja para los humedales de tratamiento se presenta en la Figura 1. Las líneas verticales rojas indican los Límites Máximos Permisibles (LMP) para DBO₅ (30 mg/L); PT (5 mg/L); NT (15 mg/L) y CF (1000 NMP/100 mL); asimismo, se presentan los valores máximos, mínimos, mediana, cuartil alto y cuartil bajo. Como ejemplo, el humedal de Erongarícuaro inició su operación en 2008, por lo que en los resultados del 2006 y 2007 los valores de DBO corresponden a una descarga de agua residual, sin embargo a partir del 2008, la concentración reduce prácticamente cumpliendo con los límites de descarga, ya que la mediana más baja obtenida fue de 40 mg/L en el año 2008. En los humedales de Cucuchucho solo cumple para la DBO₅ el ciclo 2011; Santa Fe de la Laguna no cumple y San Jerónimo, si cumple con el LMP. Con relación a los nutrientes como el fósforo total (PT) ningún humedal cumple con la norma; asimismo para nitrógeno total (NT), excepto en el humedal de Cucuchucho que solo cumple con el LMP el ciclo anual 2011; por último, los coliformes fecales (CF) exceden el LMP en todos los humedales. Se convoca a las autoridades correspondientes y habitantes de las comunidades ribereñas a encontrar una estrategia continua para disminuir y controlar el proceso de contaminación del lago, para ello será



imprescindible diseñar, construir, operar y, sobre todo, mantener sistemas de tratamiento de aguas residuales, ya sean sistemas electromecánicos o humedales, para controlar las descargas municipales de los poblados ribereños del lago.

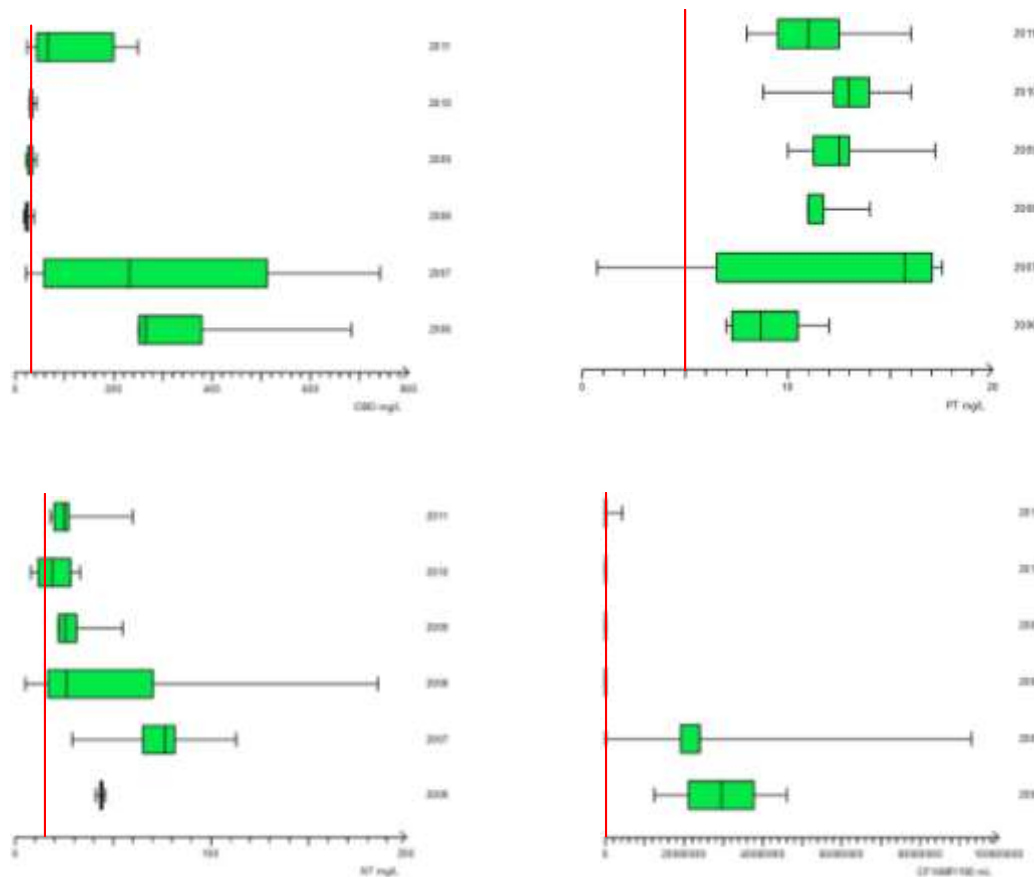


Fig. 1. Gráficas de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), fósforo total (PT), nitrógeno total (NT) y Coliformes fecales (CF) del humedal de Erongarícuaro durante el 2006-2011.

A pesar del uso de los humedales de tratamiento, no se ha logrado la remoción de DBO_5 , nutrientes (N y P), y coliformes fecales por debajo de los LMP, básicamente por deficiencias en la operación.

Conclusiones:

Se observan problemas en la operación y el mantenimiento de todos los humedales estudiados. En general, ninguno cumple con la NOM-001-SEMARNAT-1996. Se considera al lago de Pátzcuaro en condiciones de una fase crítica, donde algunos procesos sinérgicos que caracterizan a los sistemas biológicos pueden generar alteraciones del sistema hacia una mayor eutrofia. Por lo tanto, se sugiere continuar con un plan de monitoreo mínimo para evaluar las características limnológicas del lago; y un plan de manejo integral de la cuenca (reforestación, construcción de humedales en los litorales, control de malezas acuáticas, manejo de la actividad agropecuaria) para la conservación del sistema acuático.

Bibliografía:

- García-Villanueva, N. H., 2004. Memoria Ilustrada del Programa para la Recuperación Ambiental de la Cuenca del Lago de Pátzcuaro. (FGRA-IMTA). Editada por el IMTA. Jiutepec, Morelos. 75 pp.
- Norma Oficial Mexicana. NOM-001-SEMARNAT-1996. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación. México.



ELIMINACION DE NITROGENO DE AGUAS SERVIDAS MEDIANTE HUMEDALES CONSTRUIDOS DE FLUJO SUBSUPERFICIAL VERTICAL

Nitrogen removal contained in wastewater by vertical subsurface flow constructed wetlands

Leiva, A.M., Reyes-Contreras, C., Vidal, G.

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UDEC), Facultad de Ciencias Ambientales y Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, Barrio Universitario s/n, Casilla 160-C, Concepción, Chile (E-mail: glvidal@udec.cl)

Palabras claves: Humedales Construidos de Flujo Subsuperficial Vertical, Nitrificación, Aguas Servidas

Introducción:

El nitrógeno presente en las Aguas Servidas (AS) proviene principalmente de la descomposición de la materia orgánica nitrogenada (i.e., Proteínas, etc.), nutrientes y amonio libre, entre otros. Por otra parte, un exceso de componentes nitrogenados en los ecosistemas acuáticos generan, dando lugar a floraciones algales y produciendo una disminución en la concentración de oxígeno (Gao *et al.*, 2014).

Durante la última década, los Humedales Construidos (HC) han sido utilizados con éxito en el tratamiento de AS. Diversos estudios muestran que la eficiencia de eliminación de nitrógeno a través de estos sistemas, varía entre 40 y 80% (Saeed & Sun, 2012). Los Humedales Construidos de Flujo Subsuperficial Vertical (HC-FSSV), se caracterizan por ser alimentados de manera intermitente, mejorando así la transferencia de oxígeno desde la atmósfera al sistema. Estos sistemas, pueden alcanzar eficiencias de eliminación de nitrógeno superiores al 70%, cuando existe un sistema adaptado a la nitrificación (Saeed & Sun, 2012).

El objetivo de este estudio fue evaluar la eficiencia de eliminación de nitrógeno y materia orgánica contenido en las AS mediante un HCFSSV plantado con una especie vegetal ornamental *Agapanthus africanus*.

Metodología:

Se operó dos sistemas de HC-FSSV a escala de laboratorio en forma paralela. Uno de los sistemas (HC-Control) es operado sin vegetación, mientras que el segundo (HC-Aga) está plantado con *Agapanthus africanus*. El área superficial de cada humedal es 0,025 m² con un volumen útil de 4,85 L. En ambos sistemas, se utilizó como medio de soporte grava y arena, con un tamaño de partícula Ø: 19-25 y 0,063-2 mm, respectivamente. El agua que alimenta los humedales corresponde a agua servida urbana previamente tratada a través de un sistema de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal.

Con la finalidad de evaluar la eficiencia de eliminación de nitrógeno y materia orgánica, el sistema fue operado bajo tres velocidades de carga de nitrógeno (VCN: 7, 13 y 26 mg N-NH₄⁺/L·día). Se monitoreó semanalmente tanto en el influente como efluente los parámetros fisicoquímicos (temperatura, pH, conductividad, potencial óxido-reducción y oxígeno disuelto) y parámetros de calidad de agua (Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Biológica de Oxígeno al día 5 (DBO₅), Carbono Orgánico Total (COT), amonio (NH₄), Nitrógeno Total Kjeldhal (NTK), nitritos (NO₂⁻), nitratos (NO₃⁻) y Nitrógeno Total (NT)).

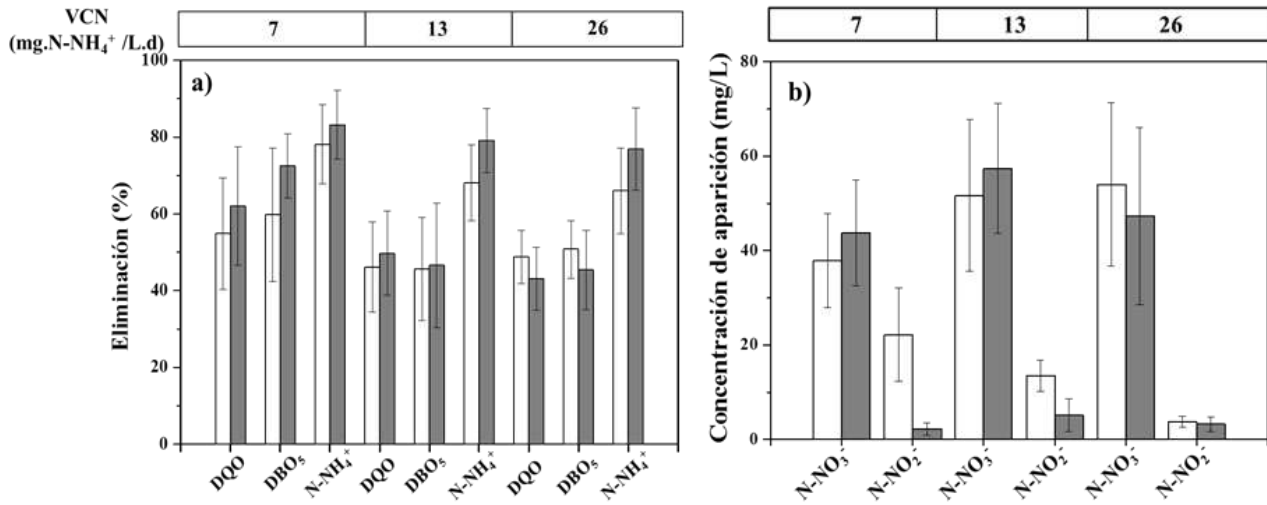
Resultados y discusión:

La Figura 1a) muestra la eficiencia de eliminación, tanto de materia orgánica como para nitrógeno amoniacal. Se pudo comprobar que bajo una VCN de 7 mg N-NH₄⁺/L·día la eliminación de DQO fue superior a 50% para HC-Control y 60% para HC-Aga. La disminución observada en la eficiencia de eliminación cuando el sistema operaba a VCN: 13 - 26 mg N-NH₄⁺/L·día, puede atribuirse al efecto tóxico del influente al aumentar la carga de nitrógeno sobre los microorganismos y *Agapanthus africanus* (Gao *et al.*, 2014). Al evaluar la eficiencia de eliminación de amonio para ambos sistemas, se puede indicar que para todas las VCN evaluadas las eficiencias fueron superiores al 60%. Por otra parte, la Figura 1a muestra



que para *HC-Aga* las eficiencias de eliminación fueron $82,56 \pm 9,41\%$; $79,05 \pm 8,41\%$ y $76,94 \pm 10,70\%$ para VCN: 7, 13 y 26 mg N-NH₄⁺/L·día, respectivamente, lo que indica que la presencia de *Agapanthus africanus* en el humedal favorece la eliminación de amonio.

Fig. 1. (a) Eficiencia de eliminación de materia orgánica (DQO, DBO₅) y nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺); **(b)** Concentración de nitrato (NO₃⁻) y nitrito (NO₂⁻) para cada sistema



en estudio *HC-Control* □ y *HC-Aga* ■ , considerando las diferentes velocidades de carga de nitrógeno evaluadas (7, 13, 26 mg N-NH₄⁺/L·día).

Al evaluar el proceso de nitrificación, como mecanismo principal de eliminación de amonio en HC-FSSV (Figura 1b), se puede comprobar la formación de nitrato en ambos sistemas. Además es posible comprobar que la actividad nitrificante es dependiente de la temperatura. De este modo, cuando el sistema operaba bajo una VCN: 7 mg N-NH₄⁺/L·día a una temperatura promedio de 13 °C (otoño-invierno) la transformación de amonio a nitrato fue de 21 % inferior a la obtenida cuando el sistema operaba a una temperatura promedio de 20 °C (primera-verano, VCN: 13 y 26 mg N-NH₄⁺/L·día). Estos resultados concuerdan con los reportados por Vymazal (2007), quien reporta que la temperatura óptima para la actividad de bacterias nitrificantes en el proceso es superior a 15 °C.

Agradecimientos:

Los autores agradecen a los siguientes proyectos: FONDECYT Postdoctorado N° 3140162; Proyecto INNOVA BIO BIO N° 13.3327-IN.IIP y CONICYT/FONDAP/15130015.

Bibliografía:

- Gao, J., Wang, W., Guo, X., Zhu, S., Chen, S., Zhang, R., 2014. Nutrient removal capability and growth characteristics of *Iris sibirica* in subsurface vertical flow constructed wetlands in winter. *Ecol. Eng.* 70, 351–361
- 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. *J. Environ. Manage.* 112, 429–48.
- Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.* 380, 48–65



ESTUDIO DEL USO DEL *Salix humboldtiana* PARA HUMEDALES CONSTRUIDOS DE CERO DESCARGA PARA TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN LA SABANA DE BOGOTÁ.

Study of the use of wetlands *Salix humboldtiana* built for zero discharge for sewage treatment in Savanna of Bogotá.

Moreno^a, M.F.A, Lara-Borrero^b, Jaime A.

^aIngeniero en Recursos Hídricos y Gestión Ambiental, Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá. fremonte2008@mail.com, fmoreno@cueducto.com.co

^bIngeniero civil, MSc, PhD. Profesor asociado, Director Maestría en Hidrosistemas, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá

Palabras clave: Humedales construidos, agua residual, evapotranspiración, cero descargas, *Salix humboldtiana*.

Introducción:

La presente investigación pretende establecer el potencial de utilización de la especie endémica de la sabana de Bogotá, *Salix humboldtiana*, en humedales construidos de cero descargas (HCD) o evapotranspirativos. En la tecnología de los (HCD), el principio de tratamiento es muy similar a un humedal construido de flujo subsuperficial (SFS) vertical, Gregersen y Brix (2001), se consideran que los procesos críticos que dominan el rendimiento en el tratamiento son: la dinámica microbiana y la hidrodinámica, añadiendo el proceso evapotranspirativo, que Allen et al. (2006), definen como la vaporización del agua líquida contenida en los tejidos de la planta y su posterior evacuación hacia la atmósfera.

Según Gregersen (2001), La vegetación que principalmente se utiliza en este tipo de sistemas, son los Sauces, por su capacidad de Evapotranspirar y reciclar nutrientes a través de la biomasa que se produce en el sistema, lo que facilita que se obtenga la cero descargas, este sistema se constituye en una herramienta novedosa desarrollada para el tratamiento de aguas residuales domésticas (Gregersen y Brix, 2001), el cual, si se diseña de la manera correcta, tiene la cualidad de tener cero descarga de efluente y reciclaje de nutrientes en la biomasa de la planta (Brix y Arias 2005).

La especie más representativa del Sauce en Colombia es la *Salix humboldtiana*, originaria de los Andes y que se distribuye desde Colombia hasta Bolivia, se desarrolla entre 300 y 2800 msnm, soporta precipitaciones entre 600 y 3000 mm anuales, la altura promedio de la planta es de 20 m y tiene un tiempo de vida aproximado de 60 años (Infante-Betancour y Jara-Muñoz, s. f.).

Estos sistemas no han encontrado un uso en Colombia y aún menos en la Sabana de Bogotá, debido a la falta de conocimiento y experiencia local en el desarrollo de la tecnología, el objetivo de este trabajo fue determinar la capacidad de evapotranspiración de la especie *Salix humboldtiana* con la técnica de los lisímetros y analizar si es viable un sistema cero descargas con sauces en la Sabana de Bogotá,

Metodología:

El sistema experimental fue operado bajo las condiciones climáticas de la sabana de Bogotá, en el parque Nacional Olaya Herrera en la ciudad de Bogotá (Colombia). Primero se construyeron los lisímetros de acuerdo con (Curneen y Gill, 2014) Ilustración 1, Primera capa (75 mm) de Grava, granulometría 20-30 mm, segunda capa (440 mm) de arena fina granulometría 0,30-0.50 mm, tercera capa (460 mm) de tierra negra de vivero, compuesta en más del 14% de materia orgánica, se ubicó una manguera transparente y un metro para medir el consumo de las plantas de acuerdo al área del lisímetro que es 0.28 m².

Se sembraron individuos de diferentes edades (6 y 12 meses) obtenidos en vivero pero que se pueden reproducir asexualmente por esquejes, se alimentaron cada jueves con dos tipos de agua, agua residual doméstica (con presencia de sales) y agua sin cloro dotada de los nutrientes necesarios para un crecimiento óptimo utilizando fertilizantes (sin sales), se realizó seguimiento durante 25 semanas, obtención de datos meteorológicos y análisis de laboratorio



de las aguas con que se alimentaron los lisímetros para hacer seguimiento a la concentración de sales.

Se halló la Evapotranspiración por individuo de *Salix humboldtiana*, información que permitió realizar una propuesta de aproximación de diseño de un humedal con la tecnología de cero descargas para la Sabana de Bogotá, con densidad de siembra de 4 individuos por m².



Ilustración 1 Lisímetros

Resultados y discusión:

La evapotranspiración promedio de la especie en la sabana de Bogotá si es alimentada con aguas residuales para un periodo de 6 meses (en su primera etapa de desarrollo) por individuo, es de 12 mm por semana (624 mm/año) (624 l/año), muy parecida a la reportada por Curneen y Gill (2014), de valores entre 600 y 1200 mm de ET año pero menor a la reportada por Gregersen y Brix (2001), quien reporta ET de 1000 mm en el primer año.

Esta información permitió realizar una propuesta de aproximación de diseño de un humedal con la tecnología de cero descargas para la Sabana de Bogotá, con densidad de siembra de 4 plantas por m², donde el espacio requerido para la construcción de un humedal de cero descargas es de 21 m² por persona, 105 para una unidad habitacional de 5 personas. Según Gregersen y Brix (2001) en Dinamarca las áreas de superficie de los sistemas varían entre 150 y 500 m², para una familia simple de 5 personas, Brix y Arias (2005) hablan de áreas entre 120 y 300 m² dependiendo del número de personas conectadas, lo que indica que en la sabana de Bogotá se requiere menor área que en Dinamarca o Irlanda, Se puede concluir que es viable la construcción de sistemas evapotranspirativos con sauces de la especie *Salix humboldtiana* en la sabana de Bogotá.

Adicionalmente según los análisis de laboratorio y la evolución física de las plantas se concluye que las sales presentes en las aguas residuales afectan el crecimiento de la especie *Salix humboldtiana*.

Bibliografía:

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. (2006) Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- Brix, H., Arias, C.A. (2005) Danish guidelines for small-scale constructed wetland systems for onsite treatment of domestic sewage. *Water Science and Technology* 51(9): 1–9.
- Curneen, S.J., Gill, L.W. (2014) A Comparison of the suitability of different willow varieties to treat on-site wastewater effluent in an irish climate. *Journal of Environmental Management* 133: 153–61.
- Gregersen, P, Brix, H. (2001) Zero-discharge of nutrients and water in a willow dominated constructed wetland. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 44 (11-12): 407–12.
- Infante-Betancour, J., Jara-Muñoz, A. s. f. *Árboles y arbustos más frecuentes de la Universidad Nacional de Colombia*. Universidad Nacional de Colombia.



MARISMAS DE LAS COSTAS BONAERENSE Y PATAGÓNICA: SU ROL AMBIENTAL Y PARTICIPACIÓN EN LOS CICLOS BIOGEOQUÍMICOS DE NUTRIENTES Y DE METALES PESADOS

Salt-marshes of Buenos Aires and Patagonia coasts: their environmental role
and participation in biogeochemical cycles of nutrients and heavy metals

Marcovecchio^{a, b, c, d}, J.E., De Marco^{d, e}, S.G., Botté^{a, b, f}, S.E., Negrin^{a, b, f}, V.L., González Trilla^{b, g}, G.L.,
Idaszkin^{b, h}, Y.L., Ríos^{b, h}, I., Bouza^{b, h}, P.J.

^aInstituto Argentino de Oceanografía (IADO-CONICET/UNS), Florida 7000, Ed. E-1, 8000 Bahía Blanca, Argentina. ^bConsejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). ^cUTN - Fac. Reg. Bahía Blanca, Bahía Blanca. ^dFac. Ingeniería, Univ. FASTA, Mar del Plata. ^eFac. Cs. Exactas y Naturales, Univ. Nac. Mar del Plata, Mar del Plata. ^fDepto. Biología, Bioquímica y Farmacia, Univ. Nac. del Sur, Bahía Blanca. ^g3iA, Univ. de San Martín, San Martín, Buenos Aires. ^hInstituto Patagónico para el Estudio de los Ecosistemas Continentales (IPEEC - CENPAT - CONICET). Puerto Madryn. Chubut, Argentina
(E-mail: jorgemar@iado-conicet.gob.ar)

Palabras clave: Marismas, Nutrientes, Metales Pesados, Sedimento/Suelo, Halófitas

Introducción:

Entre los humedales asociados a sistemas marino-costeros se destacan las marismas como ambientes de amplia distribución en latitudes medias y altas. Estos ecosistemas brindan numerosos bienes y servicios ecosistémicos (Spencer y Harvey, 2012), entre los que pueden destacarse su capacidad para combatir y aún revertir la erosión a través de la captura y fijación de sedimentos, su facilidad para generar detrito (tanto orgánico como inorgánico) y así realimentar los ciclos biogeoquímicos, y su potencialidad para acumular químicamente sustancias (por ej., nutrientes inorgánicos y metales pesados). De esta manera pueden modificar el ambiente que las rodea, crear condiciones propias y exclusivas como un microambiente dentro de otro mayor, abastecer a consumidores de diferentes niveles tróficos y retener sustancias potencialmente tóxicas por períodos variables.

Las marismas se caracterizan por la presencia y dominancia de vegetación halófitas, adaptada a inundaciones recurrentes de agua de mar (o de alto contenido salino) con frecuencias variables. En nuestro país las marismas abarcan un porcentaje significativo de la costa atlántica, incluyendo varias provincias desde Buenos Aires hasta Tierra del Fuego, y están dominadas por especies halófitas entre las que se destacan *Spartina alterniflora*, *Spartina densiflora* y *Sarcocornia perennis* entre otras (Isacch et al., 2006). La dominancia de una u otra especie dependen de las condiciones hidrográficas, ecológicas y ambientales de cada marisma (Idaszkin et al., 2011).

En el presente trabajo se revisan la estructura, la funcionalidad y el rol biogeoquímico de algunas marismas del litoral atlántico bonaerense y de la costa norte y central de Patagonia, procurando identificar propiedades comunes y diferencias funcionales entre ellas.

Metodología:

Se tomaron en cuenta 2 marismas bonaerenses (las de la laguna costera Mar Chiquita, y las del estuario de Bahía Blanca), y 4 marismas patagónicas (las de la Bahía San Antonio, en la Pcia. de Río Negro; la marisma Rawson, lindera al Río Chubut, y las marismas Riacho y Fracasso, en el Golfo San José, Pcia. de Chubut). Presentan regímenes de marea diferentes: micromareal en Mar Chiquita (amplitud de marea < 2 m), mesomareal en Bahía Blanca y Rawson (amplitud entre 2 y 4 m) y macromareal en las otras marismas patagónicas (amplitud > 4 m). También varían las especies de halófitas dominantes en cada una: *Spartina densiflora* es dominante en Mar Chiquita y Rawson, *Spartina alterniflora* en Bahía Blanca, ambas (*S.*



alterniflora y *S. densiflora*) co-dominan en San Antonio y Riacho, y *Sarcocornia perennis* en Fracasso.

En cada marisma se midieron parámetros ambientales (por ej., pH, potencial redox, temperatura, salinidad), y se determinaron las concentraciones de algunos metales pesados (por ej., Fe, Zn, Cu, Pb, Cd) y de nutrientes inorgánicos (por ej., NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , SiO_x) o composición elemental (por ej., C, N, P) de las plantas estudiadas, así como características complementarias (por ej., tipo de sedimento y granulometría, tipo de suelo, condiciones climáticas, exposición a actividades antrópicas).

Resultados y discusión:

Los resultados muestran que en todos los casos la vegetación halófila de las marismas estudiadas actúa como un sistema químico de retención de sustancias, independientemente de la especie que domine en ellas. De esta manera cumplen una función importante sustrayendo temporalmente compuestos potencialmente tóxicos (como los metales) de la circulación biogeoquímica. Sin embargo, cuando la vegetación entra en senescencia genera detrito (tanto orgánico como inorgánico), que significa un ingreso extra de los mencionados compuestos a la circulación del ambiente. La cuantificación de esta dinámica es muy importante teniendo en cuenta no sólo la magnitud de materiales retenidos y/o liberados alternativamente, sino también la significativa extensión que ocupan en el litoral marino de Argentina.

En todos los casos incluidos en este estudio se verificó esta capacidad de acumulación / liberación, relacionándose además con propiedades inherentes de cada marisma, como la redistribución producida por cada marea (Bahía Blanca), las condiciones de los suelos asociados (Riacho y Fracasso), las respuestas frente a un gradiente de exposición a actividades antrópicas que va desde escaso (Mar Chiquita, Rawson) hasta muy significativo (Bahía Blanca, San Antonio). También se confrontaron los procesos evaluados entre planicies de marea vegetadas (marismas) y no vegetadas (planicies desnudas).

Los resultados obtenidos permiten destacar el rol de las marismas en el ciclo biogeoquímico de los sistemas costeros estudiados.

Bibliografía:

- Idaszkin, Y.L., A. Bortolus, P.J.Bouza (2011) Ecological processes shaping Central Patagonian salt marsh landscapes. *Austral Ecol.* 36, 59–67.
- Isacch, J.P., C.S.B.Costa, L.Rodríguez-Gallego, D.Conde, M.Escapa, D.A.Gagliardini, O.O Iribarne (2006) Distribution of saltmarsh plant communities associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the south-west Atlantic coast. *J. Biogeogr.* 33, 888–900.
- Spencer, K.L., G.L. Harvey (2012) Understanding system disturbance and ecosystem services in restored saltmarshes: Integrating physical and biogeochemical processes. *Est. Coast. Shelf Sci.* 106, 23-32.



PRIMERA EVIDENCIA DE TOLERANCIA A METALES A TRAVÉS DE FITOQUELATINAS Y MONOTIOLES EN PLANTAS DE MARISMAS

First evidence of metal tolerance involving phytochelatins and monothiols in salt marsh plants

Negrin^a, V.L., Teixeira^b, B., Mendes Godinhob, R.^b, Mendes, R.^b, Vale, C.^b

^aÁrea Oceanografía Química, IADO-CONICET, Camino La Carrindanga km 7,5, (8000) Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina, ^bIPMA (Instituto Português del Mar y la Atmósfera), Av. Brasília 1449 (006) Lisboa, Portugal (E-mail: vlnegrin@criba.edu.ar)

Keywords: salt marshes, metals, phytochelatins, monothiols.

Introduction

Most salt marsh plants accumulate large amounts of metals in their aerial and belowground organs (e.g., Duarte et al., 2010), which implies the existence of mechanisms of tolerance to metal toxicity. Synthesis of thiol-containing molecules is one of the main responses of plants to cope with this (Schant et al., 2002). These molecules consist of monothiols, including cysteine (Cys), γ -glutamylcystein (γ -EC) and glutathione (GSH), and phytochelatins (PCs), which are polymers of glutathione of different length. The sulfhydryl groups of these molecules bind metals inactivating them inside the cells. PCs are more efficient in sequestering metal ions than monothiols, and GSH is also a documented defense against oxidative stress (Alscher, 1989).

PCs and monothiols are synthesized by several algae and plant species, but to the best of our knowledge, they were never reported for salt marsh species. Here we report the synthesis of these compounds in two Portuguese salt marshes with different level of metal contamination: Rosário, in the Tagus estuary, receives urban effluents from nearby Lisbon and is colonised by *Spartina maritima*, *Halimione portulacoides*, *Sarcocornia perennis* and *Salicornia fruticosa*, and Óbidos, located in Óbidos lagoon, is vegetated with *H. portulacoides* and *S. perennis*. The objective of this work is to document the presence of thiol-containing molecules in plant parts.

Methodology

Plants were sampled in October 2014 at low tide in Rosário (*H. portulacoides*, *S. perennis* and *S. maritima*) and Óbidos (*H. portulacoides* and *S. perennis*) marshes. Each plant was separated in above and belowground parts, which were washed separately. *S. maritima* roots were separated in two sizes, small (<1mm) and large roots (>1mm). Thiol-containing compounds were extracted following the method described in Akhter et al. (2012). Preparation of standards and solutions, derivatization and HPLC conditions were made following Minocha et al (2008). Metal determination was done following Duarte et al. (2010). Reported values are mean \pm SD.

Results and discussion:

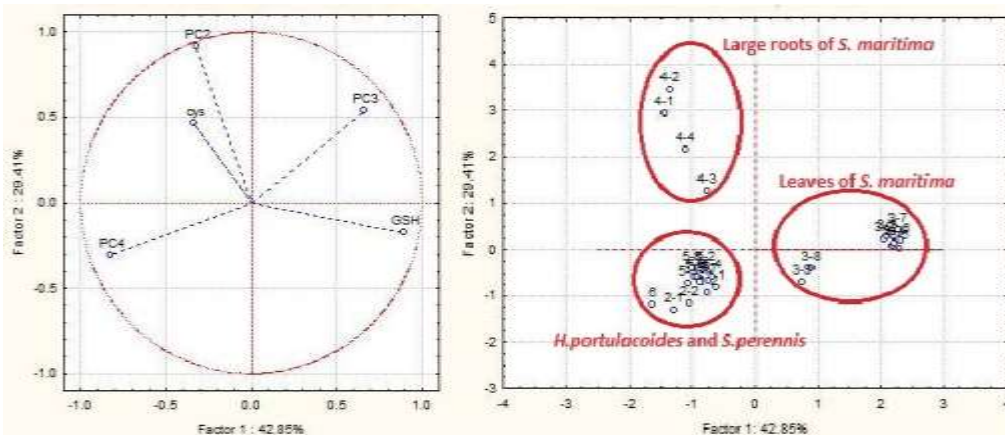
Both monothiols and PCs were detected in salt marsh plants. The content of total monothiols exceeded or were not significantly different from the concentration of total PCs (see table), as observed by Machado-Estrada et al. (2013) in a mining area. Regarding each monothiol, GSH concentrations were usually an order of magnitude higher than those of γ -EC and Cys. GSH was significantly higher in aboveground tissues than in roots for all species, which might be related with higher environmental stress in aerial parts (Alscher, 1989). Values of GSH were significantly higher in leaves of *S. maritima* (1886 ± 236 nmol/g) than in the rest of the types of tissues, species and sites. The highest Cys concentration was also found in *S. maritima*, in large roots. γ -EC was produced only by above and belowground tissues of *S. maritima* and *H. portulacoides* from Rosário, being the concentration in *S. maritima* significantly higher.



Salt marsh	Species	Tissues	Monothiois (nmol/g dw)	PCs (nmol/g dw)
Obidos	<i>H.portulacoides</i>	Leaves*	859.3±47.4	184.3±83.6
		Roots*	150.9±6.13	83.41±7.46
	<i>S.perennis</i>	Stems ns	524.10±101	306.0±11.4
		Roots **	54.79 ±9.02	28.19±2.57
Rosário	<i>S.maritima</i>	Leaves **	2246±259.7	382.3±81.1
		Large roots*	782.8±98.4	619.3±47.2
		Small roots**	680.4±155	346.4±72.1
	<i>H.portulacoides</i>	Leaves**	1461±134	212.2±33.8
		Roots ns	315.9±276	131.7±44.0
	<i>S.perennis</i>	Stems ns	183.7±60.9	189.6±98.3
		Roots ns	93.83±19.8	78.92±23.3

Production of PCs occurred in roots and in above parts of all analyzed plants. PC₂ and PC₃ were synthesized by all the studied tissues, except PC₃ in roots of *S.perennis* in Óbidos. The concentration of PC₂ in large roots of *S. maritima* (147 ± 55 nmol/g dw) was significantly higher than in the rest of the types of tissues, species and sites. PC₄ and PC₅ were not detected in roots, except in large roots of *S. maritima*. PC₅, when present, reached concentrations higher than the rest of the PCs. The highest concentration of PC₅ (~159 nmol/g dw) was found in stems of *S.perennis* in either salt marsh, followed by small roots of *S. maritima*.

In spite of the variability in the production of the different PCs and monothiois it was possible to discern a distribution pattern. High content of PC₂ in large roots and PC₃ and GSH in leaves of *S. maritima* is in line with the pioneer ability of this species in contaminated sediments (like in Rosário). In addition, PC₄ and PC₅ were both found in large roots of *S. maritima*. The content of PCs in roots of *S. maritima* is consistent with the values of metals in roots of this species in the area (Duarte et al., 2010). PCA illustrates the specificity of *S. maritima*.



References:

- Akhter, M.F., McGarvey, B., Macfie, S.M. 2012. Reduced translocation of cadmium from roots is associated with increased production of phytochelatins and their precursors. *J. Plant Physiol.* 169(18), 1821-1829.
- Alscher, R.G. 1989. Biosynthesis and antioxidant function of glutathione in plants. *Physiol. Plant.* 77, 457-464.
- Duarte, B., Caetano, M., Almeida, P.R., Vale, C., Caçador, I. 2010. Accumulation and biological cycling of heavy metal in four salt marsh species, from Tagus estuary (Portugal). *Environ.Poll.* 158(5), 1661-1668.
- Machado-Estrada, B., Calderón, J., Moreno-Sánchez, R., Rodríguez-Zavala, J.S. 2013. Accumulation of arsenic, lead, copper, and zinc, and synthesis of phytochelatins by indigenous plants of a mining impacted area. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20(6), 3946-3955.
- Minocha, R., Thangavel, P., Dhankher, O.P., Long, S. 2008. Separation and quantification of monothiois and phytochelatins from a wide variety of cell cultures and tissues of trees and other plants using high performance liquid chromatography. *J. Chromatogr.* 1207, 72-83.
- Schat, H., Llugany, M.A., Vooijs, R., Hartley-Whitaker, J., Bleeker, P.M. 2002. The role of phytochelatins in constitutive and adaptive heavy metal tolerances in hyperaccumulator and nonhyperaccumulator metallophytes. *J. Exp. Bot.* 53(379), 2381-2392.



EVALUACIÓN DE HUMEDALES HÍBRIDOS PARA LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO TOTAL

Evaluation of hybrid wetlands for total nitrogen removal from wastewater

Torres-Bojorges, A.X., Zurita, F.

Centro Universitario de la Ciénega, Universidad de Guadalajara. Av. Universidad 1115, Ocotlán, Jalisco.
México. (E-mail: xitlalli.torres@cuci.udg.mx)

Palabras clave: Humedales híbridos, nitrógeno amoniacal, nitrato, nitrógeno orgánico, HSSFH, HSSFV

Introducción:

Los sistemas convencionales para el tratamiento de aguas residuales, generalmente, presentan bajas tasas de remoción para compuestos nitrogenados, lo que hace necesaria la implementación de un reactor adicional que permita su eliminación. Los humedales construidos son una alternativa viable y de menor costo para la remoción de nitrógeno de aguas residuales. En estos, la remoción de nitrógeno inicia con la transformación del nitrógeno orgánico (N_{Org}) a nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$) (amonificación). El $N-NH_4^+$ puede ser asimilado por las raíces de las plantas o los microorganismos, volatilizarse si el sistema presenta un pH superior a 8 o bien, oxidarse a nitrato (NO_3^-) (nitrificación) por acción de las bacterias amonio-oxidantes y nitrito-oxidantes. El último paso es la reducción del NO_3^- a nitrógeno molecular (N_2) bajo condiciones anóxicas/anaerobias (desnitrificación). Las transformaciones que sufre el nitrógeno en los humedales dependen de su estructura, es decir, si son de flujo horizontal o vertical. Los humedales de flujo horizontal se caracterizan por mantener condiciones anóxicas/anaerobias debido a la saturación permanente del medio, por lo que proporcionan condiciones adecuadas para la desnitrificación, si hay presencia de materia orgánica (Vymazal, 2013). En cambio, los humedales de flujo vertical mantienen condiciones aerobias, favorables para la nitrificación, debido a que la alimentación intermitente facilita la difusión del oxígeno en el lecho (Vymazal, 2007). Por lo tanto, la combinación de diferentes tipos de humedales construidos en serie, conocidos como humedales híbridos, promueve la remoción de nitrógeno total (N_{total}) (Vymazal y Kröpfelová, 2011). En este estudio, se evaluaron tres sistemas híbridos (SHI) a escala piloto con los objetivos de evaluar y comparar sus eficiencias de remoción de nitrógeno durante dos periodos de experimentación de un año.

Metodología:

La descripción detallada de los sistemas estudiados se encuentra en Zurita y White (2014). El sistema I consistió de humedal subsuperficial de flujo horizontal (HSSFH) seguido de laguna de estabilización (LE). El sistema II consistió de HSSFH seguido de humedal subsuperficial de flujo vertical (HSSFV). El sistema III se conformó con HSSFV seguido de HSSFH. En conjunto, los tres sistemas híbridos trataron un caudal de ~200 L/d de agua residual que se distribuyó equitativamente en los tres sistemas. Al inicio, en cada HSSFH se plantaron 6 individuos de *Zantedeschia aethiopica*, mientras que, en los HSSFV, solamente se plantó un individuo adulto de *Strelitzia reginae*. Durante el segundo año, en los HSSFH los individuos de *Z. aethiopica* fueron reemplazados por *Canna indica*. El medio filtrante empleado fue tezontle con un d_{10} de 0.645 mm, d_{60} de 2.3 mm y un coeficiente de uniformidad de 3.6. Los sistemas se alimentaron con agua residual generada en el campus universitario. El primer año el monitoreo fue semanal y durante el segundo año, el monitoreo fue quincenal. Se determinó N_{Org} , $N-NH_4^+$ y NO_3^- . De manera complementaria se midieron, la demanda química de oxígeno (DQO), fósforo total, sólidos suspendidos totales, oxígeno disuelto, pH y conductividad en el influente y el efluente de cada unidad de tratamiento. El análisis estadístico se realizó con un Diseño de Bloques Completos Aleatorizados. Se realizó análisis de varianza (ANOVA) multifactorial utilizando el software Statgraphics Centurion XVI. Cuando se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos al realizar el ANOVA, se realizaron pruebas de rangos múltiples utilizando el método de la Diferencia Mínima Significativa (LSD)

Resultados y discusión:

Durante los dos periodos de experimentación, el sistema híbrido I (SHI 1) fue el más efectivo ($p < 0.05$) para la remoción de N_{total} , alcanzando eficiencias de 59.4% y 57.7%, el primer y segundo año, respectivamente, tales resultados son moderadamente elevados y son comparables con lo reportado en la literatura para sistemas similares (Vymazal, 2013). En contraste, los sistemas híbridos II (SHI 2) y III (SHI 3) fueron menos efectivos y sin diferencia significativa entre ellos, con eficiencias de 22.7% y 26.8%, respectivamente en el primer año y 34.4% y 38.1%, respectivamente, durante el segundo año (Fig. 1).

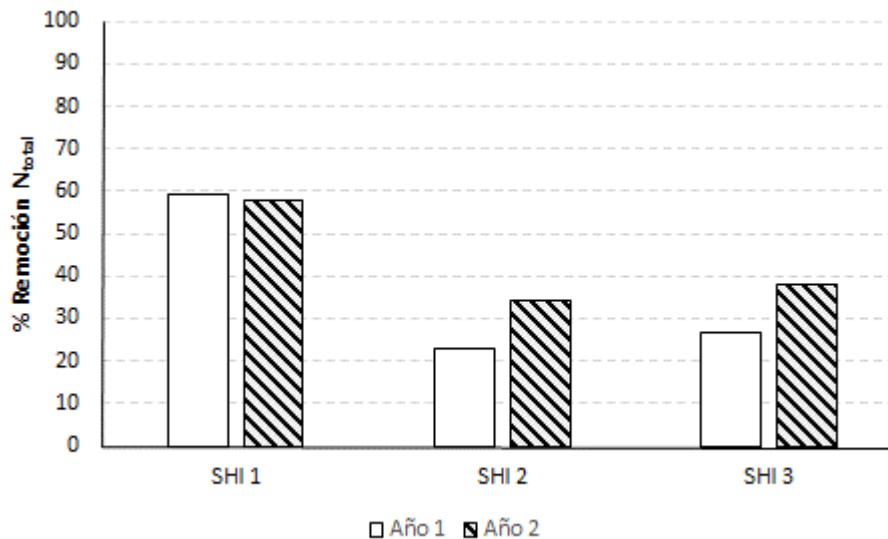


Figura 1. Porcentaje de remoción global de nitrógeno total en cada sistema híbrido estudiado.

Vymazal (2013) encontró que los humedales híbridos que incluían humedales superficiales son los más efectivos debido a la volatilización del $N-NH_4^+$ ante la elevación de pH ocasionada por la actividad fotosintética de las algas y la vegetación sumergida. Este incremento en el pH se observó, en nuestro caso, en la laguna de estabilización del sistema híbrido I, por lo que se sugiere que el nitrógeno fue removido por volatilización en este sistema. En general, los tres sistemas híbridos fueron bastante efectivos para la nitrificación, sin embargo, el proceso nitrificante por sí solo no remueve el nitrógeno de las aguas residuales, para ello es necesario que el proceso desnitrificante se lleve a cabo. Este proceso requiere potenciales redox entre +50 mV y -50 mV y presencia de materia orgánica (Gerardi, 2002). Por lo tanto, en el sistema híbrido II, la desnitrificación sólo tuvo lugar en la primera etapa y de manera parcial, probablemente ante la poca profundidad del HSSFH; otros procesos que pudieron coadyuvar en la remoción de N_{total} fueron la captación por las plantas y la adsorción de $N-NH_4^+$ en el sustrato y raíces (Sun et al., 2005; Gutiérrez-Moquera y Peña-Varón, 2011; Tee et al., 2012). En el sistema híbrido III, la desnitrificación esperada en el HSSFH no fue posible, debido a su poca profundidad, al agotamiento de la materia orgánica durante el paso previo del agua residual en el HSSFV, así como a la prevalencia de condiciones oxidadas y potenciales redox positivos por la descarga directa del efluente procedente de los HSSFV (Tejeda et al., 2015).

Bibliografía:

- Gerardi, M.H. (2002). Nitrification and Denitrification in the Activated Sludge Process. John Wiley and Sons, Inc., New York, EUA. 193 p.
- Gutiérrez-Mosquera, H. y Peña-Varón, M.R. 2011. Eliminación de nitrógeno en un humedal construido subsuperficial, plantado con *Heliconia psittacorum*. *Tecnología y Ciencias del Agua*, II(3), 49-60.
- Sun, G., Zhao, Y., Allen, S. 2005. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experimental of tidal flow constructed wetland system. *J. Biotechnol.* 115, 189-197.
- Tee, H.C., Lim, P.E., Seng, C.E. y Nawi, M. 2012. Newly developed baffled subsurface-flow constructed wetland for the enhancement of nitrogen removal. *Biores. Technol.* 104, 235-242.
- Tejeda A., López, Z., Rojas, D., Reyna, M., Barrera, A. y Zurita, F. 2015. Eficiencia de tres sistemas de humedales híbridos para la remoción de carbamazepina. Aceptado en: *Tecnología y Ciencias del Agua*, VI (6), Noviembre-Diciembre.
- Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Tot. Environ.* 380, 48-65.
- Vymazal, J. 2013. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. *Water Res.* 47, 4795-4811.
- Vymazal, J. y Kropfelová, L. 2011. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation. *Ecol. Eng.* 37, 90-98.
- Zurita, F. y White, J.R. 2014. Comparative Study of Three Two-Stage Hybrid Ecological Wastewater Treatment Systems for Producing High Nutrient, Reclaimed Water for Irrigation Reuse in Developing Countries. *Water*, 6, 213-228.



REMOCION DE CARBONO Y NITROGENO EN UN HUMEDAL CONSTRUIDO DE FLUJO VERTICAL CON FONDO SATURADO APLICADO EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE ALCANTARILLADO

Carbon and nitrogen removal in partially saturated vertical flow constructed wetland applied to wastewater treatment

Santos^a, M.O., Freitas^a, M.N., Pelissari^a, C., Sánchez^a, G., Rouso^a, B.Z., Sezerino^a, P.H.

^aGrupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Trindade, Florianópolis/SC, Brasil. CEP: 88040-970.
(E-mail: mayara.oliveira@posgrad.ufsc.br)

Palabras clave: Efluentes Sanitarios; Humedal Construido Vertical con Fondo Saturado; Remoción de carbono; Nitrificación.

Introducción:

Los humedales construidos de flujo vertical (HCV) son sistemas mundialmente empleados para el tratamiento de diversos tipos de aguas residuales. Estas unidades presentan buena remoción de materia carbonada y nitrificación; sin embargo, presentan limitaciones para la remoción de nitrógeno debido a la ausencia de ambientes reductores. De esta forma, nuevas configuraciones de HCV vienen siendo estudiadas para maximizar la remoción de nitrógeno, entre estas, se destacan los humedales construidos verticales con fondo saturado (HCV-FS); los cuales poseen ambientes oxidativos y reductores en un mismo módulo, capaces de promover, además de la remoción de carbono, condiciones para nitrificación y desnitrificación de nitrógeno.

Dentro de este contexto, el objetivo del presente trabajo fue estudiar un HCV-FS, a partir de la definición de altura de saturación del material filtrante, a fin de promover la remoción de materia carbonada y nitrogenada presentes en aguas residuales de alcantarillado.

Metodología:

Este trabajo fue desarrollado tanto en escala de laboratorio como en escala piloto de campo (Figura 1). El experimento en escala de laboratorio consistió en la utilización de 4 columnas de vidrio (diámetro de 96 mm; altura útil de 0.55m), llenadas con arena gruesa ($d_{10}= 0.25$ mm; $d_{60}= 1.63$ mm), simulando el perfil vertical del material filtrante de HCV. Cada columna fue operada con una altura de saturación de fondo específica: C_1 – drenaje libre; C_2 – 0.20 m; C_3 – 0.30 m y C_4 – 0.40 m de saturación de fondo, respectivamente.



Figura 1(a) Columnas de vidrio en escala de laboratorio. (b) HCV-FS en escala piloto de campo.



La alimentación de las columnas fue realizada durante 182 días, con aplicación de agua residual 3 veces por día; 3 días seguidos con alimentación y 4 días de reposo. La carga de DQO aplicada fue fijada en $41 \text{ gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$ durante todo el periodo de estudio, conforme criterios de Sezerino (2006).

Una vez definida la altura de saturación de fondo, fue construido un HCV-FS con 7.3 m^2 de área superficial y altura útil de 0.75 m (0.10 m de grava en la zona de drenaje; 0.60 m de arena gruesa como material filtrante; 0.05 m de grava en la superficie). La especie de macrófita utilizada fue *Typha domingensis* (4 plantas/ m^2). El HCV-FS fue alimentado con agua residual 4 veces por día, siendo 3.5 días seguidos con alimentación y 3.5 días en reposo. Se monitoreo el *start-up* del HCV-FS por 182 días, de junio de 2015 a diciembre de 2015.

Los parámetros físico-químicos evaluados en el afluente y efluente de las columnas y en el HCV-FS piloto fueron: pH, Alcalinidad, SS, DQO, N-NH_4^+ , N-NO_2^- y N-NO_3^- . Todos los parámetros fueron analizados siguiendo recomendaciones de APHA (2005), con excepción de N-NH_4^+ , que fue realizado siguiendo la metodología de Vogel (1981).

Resultados y discusión:

De modo general, las 4 columnas de arena presentaron remociones de materia orgánica y sólidos suspensos. Se observó mayor nitrificación en la columna de drenaje libre (C_1), y potencial nitrificación seguida de desnitrificación en las columnas con fondo saturado.

La columna C_4 con 0.40 m de profundidad saturada, presentó buen potencial de aplicación en HCV, ya que alcanzó remociones promedio de 89% en términos de DQO, 92% de SS y 67% de N-NH_4^+ , además de presentar las menores concentraciones promedio de N-NO_2^- , N-NO_3^- en el efluente final.

De acuerdo con los resultados de la columna C_4 , se ajustó a la salida del HCV-FS un controlador de nivel, a fin de mantener la saturación del material filtrante en una profundidad de 0.40 m. Así pues, sobre 0.40 m de saturación de fondo y con cargas promedio de $47 \text{ gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, $3,7 \text{ gSS}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ y $5,3 \text{ gN-NH}_4^+\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, se observó una mejora progresiva de calidad del efluente tratado, presentando remociones promedio de 87% de DQO, 91% de SS y 48% de N-NH_4^+ .

El HCV-FS presentó eficiencias similares a las obtenidas en el experimento de escala de laboratorio en términos de DQO y SS, destacándose 48% de remoción de N-NH_4^+ , de los cuales 39,7% fue debido a la nitrificación. En la Tabla 1 se presentan las concentraciones promedio afluentes y efluentes, representativas de 18 muestreos en los primeros 6 meses de operación del HCV-FS piloto.

Tabla 1. Concentraciones promedio afluentes y efluentes representativos de 18 muestreos en los primeros 6 meses de operación en el HCV-FS.

		pH	Alcalinidad	SS (mg/L)	DQO (mg/L)	N-NH_4^+ (mg/L)	N-NO_2^- (mg/L)	N-NO_3^- (mg/L)
Afluente	Promedio	7,2	296	45,8	582	65,5	0,13	2
	Desviación estándar	0,10	38,7	15,5	176	14,9	0,07	3,7
Efluente	Promedio	7	161,5	4,3	75,7	33,8	0,5	12,6
	Desviación estándar	0,35	75	7	62,8	14,6	1,2	7,6

Bibliografía:

- APHA (2005) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc., NY, 1368 p.
- Sezerino, P.H. (2006). Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. (in portuguese).
- Vogel, A.I. (1981). Química analítica qualitativa. 5ed, Editora Mestre Jou: São Paulo, 665p. (in portuguese).



REMOCIÓN DE FOSFORO EN MESOCOSMOS DE HUMEDALES DE TRATAMIENTO CON DIFERENTES SUSTRATOS Y HELÓFITAS

Phosphorus removal in treatment wetlands mesocosms with different filling media and plant species

Di Giorgi ^{ab}, H.D., Mariñelarena ^{ab}, A.J.

^aInstituto de Limnología "Dr. R. Ringuelet" CONICET - UNLP. ^bComisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, CICBA (E-mail: digio@ilpla.edu.ar)

Palabras clave: Fósforo, Mesocosmos, Sustratos, Flujo vertical ascendente, Helófitas

Introducción:

Las propiedades del sustrato utilizado en humedales de tratamiento determinan en gran medida su capacidad de retención de fósforo mediante procesos de adsorción y precipitación química. También las plantas influyen sobre los procesos de retención al determinar las condiciones redox y el pH entre otros factores. La eficacia de los humedales de tratamiento ha resultado muy variable, en particular, en lo que a remoción de nutrientes se refiere. El objetivo de este trabajo fue determinar el efecto dos sustratos distintos y cinco especies nativas de macrófitas emergentes sobre el potencial de remoción de fósforo en mesocosmos de humedales con baja carga orgánica y flujo vertical ascendente.

Metodología:

Se construyeron 36 mesocosmos de humedales con secciones de 70 cm de caño de PVC Ø 20 cm tapadas en su base. La mitad de los recipientes se llenaron hasta 0,5 m de altura con conchilla ($\text{CaCO}_3 > 96\%$) lavada y molida (d_{10} 1,5, d_{60} 2,4 CU 1,6). La otra mitad se relleno con LECA (3-10 mm). En cada grupo se plantaron de manera monoespecífica por triplicado *Phragmites australis*, *Scirpus californicus*, *S. giganteus*, *Typha* sp. y *Zizaniopsis bonariensis*. Tres mesocosmos por grupo se dejaron sin plantas como control. Se alimentó a cada mesocosmos con un flujo homogéneo de 0,2 L/h mediante un sistema automatizado de distribución de agua proveniente de un reservorio anaeróbico. Se realizaron perforaciones laterales tapadas en todos los mesocosmos para el muestreo de relleno y agua intersticial a 10, 20 y 35 cm de profundidad, además de otra de salida a 10 cm por encima del sustrato. Luego de dos años de alimentación con agua potable (periodo de maduración), el sistema comenzó a recibir agua residual artificial de un reservorio alimentado con agua potable, una dosis de leche y otra de una solución concentrada de nutrientes. Cuatro meses después se realizó el primer muestreo. Se colectaron muestras de salida del reservorio y de cada mesocosmos, y muestras de agua intersticial. Se midió temperatura (T), pH, oxígeno disuelto (DO), potencial redox (ORP) y fósforo reactivo soluble (SRP) y se realizaron ensayos de DBO_5 (APHA, 1998). Se determinó también fósforo total (TP; Valderrama, 1981).

Resultados y discusión:

La temperatura medida durante el período de muestreo fue de $15,6 \pm 0,6$ °C en los mesocosmos con conchilla y $15,2 \pm 0,3$ °C en aquellos rellenos con LECA.

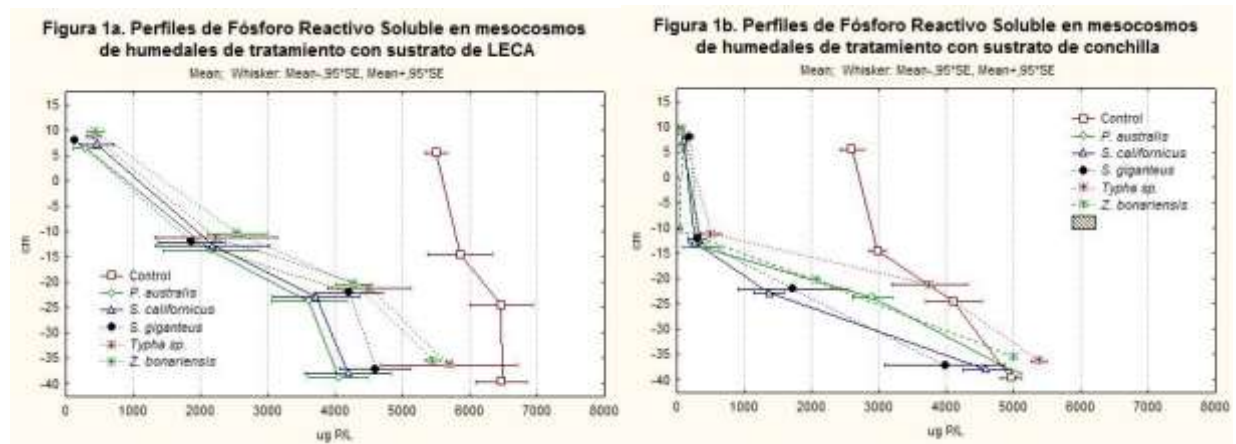
Las mediciones de potencial redox mostraron condiciones altamente reducidas a 35 cm de profundidad (aprox. -250 mV), aumentando gradualmente hacia la superficie en ambos rellenos, con y sin plantas. El oxígeno disuelto por su parte, mostró una tendencia similar en todos los mesocosmos, con valores próximos a cero dentro del sustrato y un incremento variable en el agua libre sobrenadante. Se midió una DBO_5 de ingreso de 46 ± 8 mg/L y se registró una elevada remoción en todos los mesocosmos a excepción de los vegetados con *Typha* sp. (< 70 %) y los controles (< 35 %).

En los controles sin plantas el pH aumentó desde el fondo hasta la superficie. En los mesocosmos con plantas, en cambio, se observó un descenso del pH desde el fondo hasta los



10 cm de profundidad, más marcado en LECA que en conchilla, neutralizándose luego en el agua libre.

Los perfiles de concentración de SRP muestran una disminución desde el fondo hacia la superficie en todos los mesocosmos, siendo más marcada en los de conchilla vegetados, alcanzando ya a 10 cm de profundidad valores muy bajos.



En todos los mesocosmos vegetados con relleno de conchilla, y en los de LECA con *S. giganteus*, se midieron remociones de TP ≥ 98 %, con concentraciones finales $< 0,15$ mg P/L (Tabla 1). El resto de los mesocosmos vegetados con relleno de LECA mostraron remociones ≥ 79 % y aún el control con conchilla sin vegetación mostró una remoción del 45 %. Considerando que más del 60 % del TP del agua de ingreso a los mesocosmos es SPR (no se muestran datos), los perfiles de concentración de SRP reflejan de manera congruente las remociones observadas.

Tabla 1. Fósforo Total ($\mu\text{g P/L}$) en muestras de ingreso y egreso de mesocosmos de humedales de tratamiento

	LECA			Conchilla		
	Media	Error estándar	Remoción %	Media	Error estándar	Remoción %
Ingreso	6308	404		6308	404	
Control	7359	121	-17	3460	185	45
<i>P. australis</i>	374	306	94	82	60	99
<i>S. californicus</i>	725	498	89	42	5	99
<i>S. giganteus</i>	146	43	98	120	34	98
<i>Typha</i> sp.	998	375	84	68	27	99
<i>Z. bonariensis</i>	1351	774	79	105	n/d	98

Bibliografía:

APHA (1998) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc., NY, 1268 p.
Doane, T.A., Horwath, W.R. (2003) Spectrophotometric determination of nitrate with a single reagent. Analytical Letters. 36: 2713-2722.
Valderrama, J. (1981) The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters.



EFFECTO DEL MODO DE OPERACIÓN HIDRÁULICO EN LA EFICIENCIA DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES EN HUMEDALES CONSTRUIDOS PLANTADOS CON *Cyperus ligularis* Y *Echinochloa colonum*

Effect of hydraulic operation mode on removal efficiency of constructed wetlands planted
with *Cyperus ligularis* y *Echinochloa colonum*

Charris, J. C.^b, Caselles-Osorio, A.^{ab} & Casierra H. A.^{ab}

^aCentro de Estudios del Agua, Universidad del Atlántico

^bGrupo Humedales Caribe colombiano. Universidad del Atlántico, Km 7 Viejo Puerto Colombia, Barranquilla,
COLOMBIA

aracellycaselles@mail.uniatlantico.edu.co

Palabras clave: modo de operación, *Cyperus ligularis*, *Echinochloa colonum*, humedales de flujo subsuperficial horizontal, eficiencia de eliminación.

Introducción:

Los humedales construidos de flujo sub superficial horizontal son eficientes en la eliminación de materia orgánica, nutrientes, sólidos suspendidos y microorganismos del agua residual (Kadlec y Wallace, 2009). Esta eficiencia, es el resultado del efecto combinado de las plantas, los microorganismos y el modo de operación hidráulico. Mientras que las plantas absorben los nutrientes del agua residual, transportar oxígeno a la rizósfera, y facilitan el crecimiento de biopelículas, el funcionamiento en *batch*, intermitente o continuo, puede propiciar diferentes condiciones de oxidación-reducción y transferencia de oxígeno que determinan un mayor o menor porcentaje de tratamiento del agua residual (Caselles-Osorio y García, 2007; Jia *et al.*, 2010). Para evaluar el efecto de especies de plantas nativas para la región Caribe colombiana y el modo de operación del flujo de agua sobre la eficiencia de eliminación de contaminantes, se realizó un experimento con humedales construidos de flujo sub superficial horizontal a nivel de mesocosmos. Los humedales fueron sembrados con *Cyperus ligularis* y *Echinochloa colonum* y funcionaron en dos fases hidráulicas, una intermitente y otra continua.

Metodología:

El sistema consistió de cuatro (4) humedales de 1 m² de área con flujo sub superficial horizontal. Se cuantificó la eliminación de materia orgánica (DQO y DBO₅), nitrógeno (N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ y NO₃⁻), ortofosfatos (PO₄⁻³), sulfatos (SO₄⁻²) y coliformes (totales y fecales), siguiendo métodos estándar. Dos humedales fueron plantados con *Cyperus ligularis* y los otros dos con *Echinochloa colonum*. Cada humedal se llenó con grava de 8 mm de diámetro y porosidad de 0.4. En un primer experimento, por cuatro meses, el flujo fue intermitente, adicionando una vez al día, manualmente, 42 litros durante 13 minutos. En un segundo experimento, también por cuatro meses, el mismo caudal fue adicionado en forma continua usando una bomba peristáltica. Antes de adicionar, el agua residual doméstica fue decantada en un tanque de sedimentación primaria de 0.76 m³ desde donde fue distribuida a los humedales. El agua residual alcanzó una altura de 0.4 metros para mantener un tiempo de residencia hidráulico de 3 días. Las muestras del afluente y los efluentes se recogieron tres veces por semana para determinar las concentraciones de contaminantes. pH, conductividad eléctrica, redox, oxígeno disuelto y temperatura fueron medidos *in situ* usando un equipo multiparamétrico WTW. Para determinar las diferencias significativas en la eficiencia de eliminación de contaminantes entre las plantas y los modos de operación hidráulico, se realizó un análisis de modelos lineales usando el programa Statgraphics versión Centurión XV-2. En todos los casos, el nivel de significancia fue de 5% (P = 0,05).



Resultados y discusión:

Los resultados mostraron que los sistemas plantados con *C. ligularis* fueron más eficientes en la eliminación de contaminantes, alcanzando promedios superiores al 60%, mientras que los plantados con *E. colonum* lograron reducciones promedio del 50% (Fig. 1).

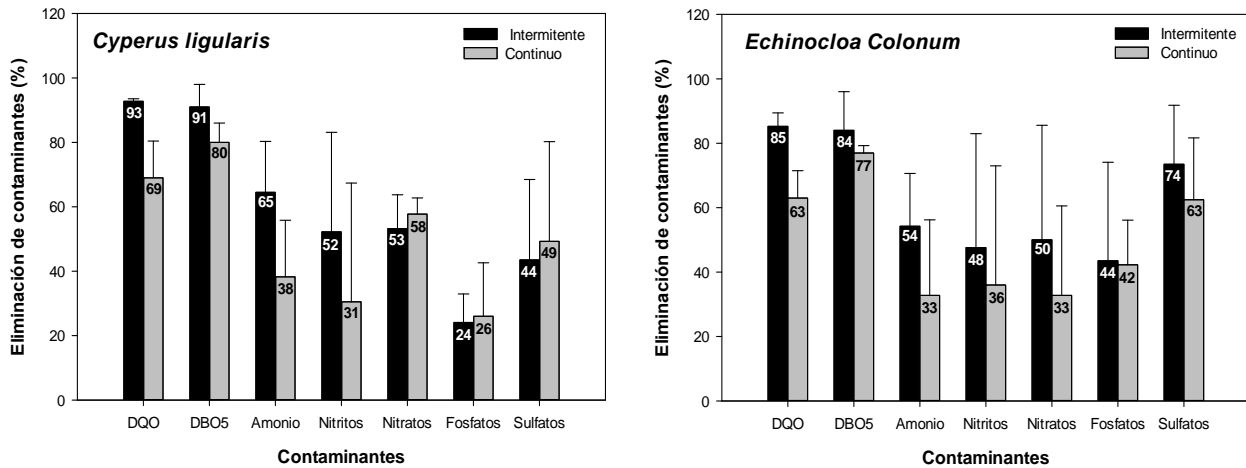


Fig. 1. Eficiencia de eliminación (%) de contaminantes en los humedales construidos experimentales sembrados con *C. ligularis* y *E. colonum* y operando en modo hidráulico intermitente y continuo

Tanto el tipo de planta como el modo de operación tuvieron un efecto significativo en la reducción de contaminantes (ANOVA multifactorial, $P < 0,05$). Sin embargo, su efecto combinado solo fue aditivo y no multiplicativo (interacción no significativa, $P > 0,05$) para la mayoría de los contaminantes.

Conclusiones:

La siembra de *C. ligularis* y la adición del caudal en forma intermitente alcanzaron las mayores eficiencias de eliminación en este tipo de humedal, por lo que se puede recomendar su utilización.

Referencias:

- Caselles-Osorio, A., García, J. (2007). Impact of different feeding strategies and plant presence on the performance of shallow horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 378(3), 253-262.
- Jia, W., Zhang, J., Wu, J., Xie, H., Zhang, B. (2010). Effect of intermittent operation on contaminant removal and plant growth in vertical flow constructed wetlands: a microcosm experiment. *Desalination*, 262(1), 202-208.
- Kadlec, R., Wallace, S.D. (2009) Treatment wetlands. 2nd. Edition. Taylor and Francis Group, CRC Press. Boca Ratón, Fl. USA. 1016 p.



TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PRETRATADAS, EN HUMEDALES VERTICALES DE UNA SOLA ETAPA CON SATURACIÓN PARCIAL

Treatment of pretreated wastewater in single-stage vertical wetlands with partial saturation

Martínez, N.B.^a, Sánchez, M.P.^a; Del Toro, A.^a; Tejeda, A., Zurita, F.^a,

^aLaboratorio de Calidad Ambiental, Centro Universitario de la Ciénega, Universidad de Guadalajara.
Av. Universidad 1115, Ocotlán, Jalisco (47820), México (fzurita2001@yahoo.com)

Palabras clave: zona aerobia, zona de saturación, fuente de carbono, *Strelitzia reginae*

Introducción:

Con la intención de mejorar la eficiencia de remoción de nitrógeno total (NT) en humedales de tratamiento de flujo vertical (HV), en el Centro Universitario de la Ciénega de la Universidad de Guadalajara, se está trabajando en la modificación de HV, proporcionándoles una saturación parcial con y sin presencia de una fuente de carbono. Sin embargo, en las aguas residuales, no sólo se encuentra presente el nitrógeno, sino también otros contaminantes; cuya remoción debe evaluarse para conocer en general la eficiencia de HV con saturación parcial, para el tratamiento de aguas residuales (Silveira et al., 2015). Los HV han demostrado su efectividad para la remoción de DBO, DQO y SST, lográndose remociones de más del 90% (Herrera-Melián et al., 2010); sin embargo, la adición de una fuente de carbono, puede afectar su capacidad debido a que se incrementa el contenido de materia orgánica y probablemente, de sólidos en suspensión. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue estudiar el comportamiento de los HV parcialmente inundados con y sin una fuente de carbono (olote) para la remoción de contaminantes como la DBO, DQO, SST, color y fósforo total (PT).

Metodología:

Se trabajó con 4 HV (SI, SII, SIII y SIV) de dimensiones 0.40m x 0.40m x 1.0m, contruidos de fibra de vidrio. Los HV se alimentaron con agua residual generada en el campus, sometida a una etapa de sedimentación previa. La alimentación intermitente fue de 2.8 L cada 2 h mediante un dosificador automático. La zona aerobia se mantuvo en 40 cm en todos los HV, mientras que las alturas de la zona de saturación en el fondo, fueron de 30 cm en los SI y SII, y de 40 cm en los SIII y SIV. Además, en los sistemas II y IV, en la zona de saturación se proporcionó un lecho de olote (fragmentado a ~10 cm) de 25 cm con un peso de ~8000 g. Como medio filtrante se utilizó tezontle molido con d_{10} de 0.5 mm y una d_{60} de 2.0 mm. En cada HV se plantó un individuo adulto de *Strelitzia reginae*. A los sistemas se les proporcionó un periodo de estabilización de 6 semanas y se continuó con un periodo de monitoreo de 7 meses durante los cuales se tomaron muestras semanales del influente y efluentes de los sistemas para la medición de DBO, DQO, SST, color y PT; además se midieron el pH, temperatura, ORP, OD y Conductividad en el influente, efluentes y en 3 puntos de la zona saturada de los sistemas (*in situ*). Los parámetros de calidad del agua se determinaron de acuerdo con las técnicas descritas en los Métodos Estándar para el análisis de aguas y aguas residuales (APHA, 2005). Se utilizó un medidor portátil Hach modelo HQ40d con sensores IntelliCAL para medir los parámetros *in situ*.

Resultados y discusión:

Acorde a lo esperado, se encontró una reducción significativa de la DQO en los SI y SIII (sin diferencia entre ellos); en tanto que en el SII se registró un incremento significativo y todavía más, en el SIV ($p < 0.05$). La concentración en el influente fue de 141 mg/L; en los SI y SIII, de 40.9 y 44.8 mg/L, respectivamente; y en los SII y SIV, de 229 y 302 mg/L, respectivamente. La DBO, mientras tanto, se redujo desde 62.2 mg/L en el influente, a 5.8 mg/L y 9.7 mg/L en los SI y SIII, respectivamente ($p < 0.05$), y se mantuvo sin cambio con



respecto al influente, en 54.2 y 49.9 mg/L en los SII y SIV, respectivamente. De igual manera, el color se redujo significativamente desde 209 unidades de Pt-Co a 67 y 66 unidades de Pt-Co en los SI y SIII, respectivamente; mientras que en el sistema II, permaneció sin cambio con respecto al influente, manteniéndose en un valor de 227 unidades Pt-Co y se incrementó significativamente a 288 unidades Pt-Co en el SIV ($p < 0.05$). Por otra parte y en general, durante el periodo de evaluación, los tres parámetros registraron una paulatina disminución través del tiempo en los SII y SIV (al inicio los valores fueron muy elevados en comparación con los valores finales alcanzados), resultado de la biodegradación del olote como fuente de carbono; así al final del estudio se alcanzaron valores cercanos a los registrados en los HVs sin fuente de carbono. Por su parte, los SST, se redujeron en los 4 HVs ($p < 0.05$) con respecto al influente (29 mg/L). Con respecto al PT, éste se redujo de manera significativa en los SII, SIII y SIV desde una concentración de 7.8 mg/L en el influente a 5.4, 5.7 y 5.4 mg/L ($p < 0.05$) (remoción de ~ 30%), respectivamente; en contraste, se mantuvo sin cambio en el SI. El comportamiento de las condiciones internas de los HVs se muestra en la figura 1; tanto el pH, el ORP, y el OD registraron valores inferiores en los HVs con presencia de olote (Fig. 1.).

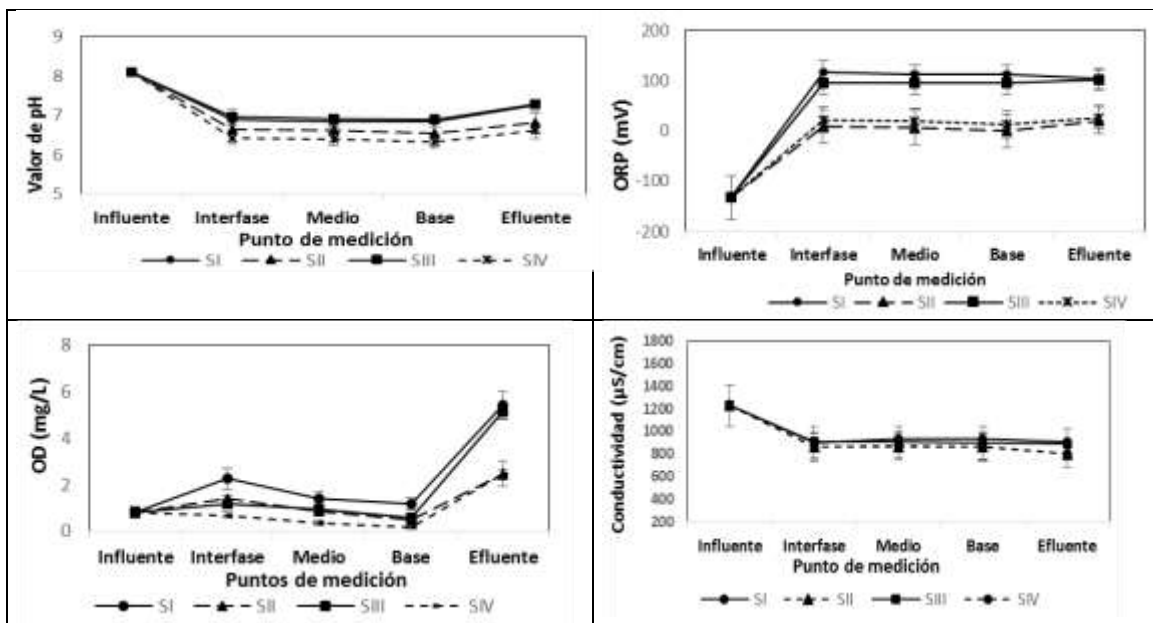


Fig. 1. Comportamiento de parámetros medidos in situ, en el influente y a lo largo de la zona inundada del HV.

En general, la diferencia entre los HVs con y sin fuente de carbono fue significativa para los parámetros evaluados, excepto para el PT. Se concluye que la fuente de carbono (olote) para favorecer la nitrificación, implicó un incremento o evitó la reducción de la DQO, DBO y color debido a la liberación de carbono soluble. Es necesario continuar la investigación para optimizar el uso del olote como fuente de carbono para promover la desnitrificación en HVs.

Bibliografía:

- APHA (2005) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc., NY, 1268 p. Brix, H., 1997.
- Herrera-Melián, J.A., Martín-Rodríguez, A.J., Araña, J., Gonzalez-Díaz, O., González-Enríquez, J.J. (2010) Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in the Canary Islands. Ecol. Eng. 36, 891-899.
- Silveira, D.D., Filho, P.B., Philippi, L.S., Kim, B., Molle, P. (2015) Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treatin raw domestic wastewater. Ecol. Eng. 77, 257-264.



REMOCIÓN DE NITRÓGENO TOTAL EN HUMEDALES DE TRATAMIENTO VERTICALES DE DOS FASES (AEROBIA-ANAEROBIA)

Total nitrogen removal in treatment vertical wetlands with two phases (aerobic-anaerobic)

Martínez, N.B., Tejeda, A., Zurita, F.

Centro Universitario de la Ciénega, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 1115, Ocotlán, Jalisco
(47820), México. (e-mail: nancymartinezvalles@gmail.com/fzurita2001@yahoo.com)

Palabras clave: nitrificación, desnitrificación, nitrógeno total, fase aerobia, fase anaerobia.

Introducción:

Los humedales verticales (HV) son reconocidos por su capacidad para nitrificar efluentes, debido a su condición aerobia; así como por su baja eficiencia para llevar a cabo la desnitrificación. Este último proceso sucede, generalmente en ambientes con bajos niveles de oxígeno, condiciones propias de humedales horizontales (HH) (Vymazal y Kröpfeplová, 2008). En la última década, se han propuesto diversas combinaciones de los distintos tipos de humedales construidos, conocidos como sistemas híbridos, a fin de proporcionar las condiciones necesarias para que ocurran el mayor número de transformaciones, derivando en la remoción de nitrógeno total (NT).

La remoción de NT sucede al transformar el nitrógeno de las aguas residuales, a nitrógeno gas, pasando por diversas transformaciones, mediadas por microorganismos. A pesar de los esfuerzos, los porcentajes de remoción de NT se han reportado en un rango bajo (20-26%), aun en sistemas híbridos (Olukanni, 2013; Zurita y White, 2014). Específicamente en el trabajo de Zurita y White (2014), en el que se evaluaron HVs seguidos de HHs, se observó el agotamiento de la fuente de carbono en la etapa aerobia, limitando la desnitrificación que es realizado por bacterias heterótrofas. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar HVs de dos fases (aerobia-anaerobia) en una sola etapa, para promover la remoción de NT.

Metodología:

La planta piloto donde se llevó a cabo este estudio, se encuentra en el Centro Universitario de la Ciénega que pertenece a la Universidad de Guadalajara. El periodo de evaluación fue de 7 meses, correspondientes a los meses de mayo a diciembre del 2015. La unidad se conformó de 4 humedales verticales (sistemas del I al IV) que se alimentaron con agua residual proveniente del campus universitario, por medio de un sistema automatizado de bombeo; se alimentó un caudal de 2.8 L/2 horas. En los sistemas I y II la zona anaerobia (permanentemente inundada) fue de 30 cm y en los sistemas III y IV de 40 cm. A los humedales II y IV se les proporcionó una fuente de carbono en la parte basal de la celda que constó de ~8000 g de olote. El medio filtrante empleado fue “tezontle”, con una d_{10} 0.5 mm y una d_{60} 2.0 mm. Cada celda se plantó con un individuo adulto de *Strelitzia reginae* una especie ornamental, conocida como Ave de paraíso.

Se realizaron análisis semanalmente, para determinar las concentraciones de nitrógeno orgánico, amoniacal, nitrito y nitrato. Con estos resultados se calculó el nitrógeno total (NT). Además, se tomaron mediciones *in situ*, para conocer las condiciones de potencial óxido reducción (ROP) y oxígeno disuelto (OD) de los sistemas.

Resultados y discusión:

En general, los resultados obtenidos en la remoción de NT en los 4 humedales verticales, fueron superiores a los reportados en la literatura. La concentración de NT en el influente fue 66.1 mgL^{-1} . Con el análisis de varianza, se obtuvieron dos grupos homogéneos, donde los sistemas I y III fueron estadísticamente iguales, pero diferentes de los sistemas II y IV ($p < 0.05$). Los porcentajes de remoción másica de NT para el sistema I y III fueron de 47.2% y 44.5%, respectivamente; con concentraciones finales de $45.1 \pm 5.5 \text{ mgL}^{-1}$ y $50.1 \pm 5.5 \text{ mgL}^{-1}$



respectivamente. En tanto que en los sistemas II y IV, las eficiencias fueron de 69.0% y de 75.0%, con concentraciones de $23.3 \pm 5.5 \text{ mgL}^{-1}$ y $22.0 \pm 5.5 \text{ mgL}^{-1}$, respectivamente. La diferencia entre los dos grupos, se atribuye a la presencia de la fuente de carbono. Además, se encontró que la altura de la zona anaerobia no fue un factor determinante.

Las eficiencias alcanzadas para la remoción de NT, se deben a la disminución del nitrato producido en la fase aerobia, presumiblemente mediante el proceso de desnitrificación en la fase anaerobia. En el influente (EG) la concentración de nitrato fue de 6.0 mgL^{-1} (Fig. 1). En los sistemas I y III, se alcanzaron concentraciones de nitrato finales de $30.1 \pm 5.0 \text{ mgL}^{-1}$ y $34.1 \pm 5.0 \text{ mgL}^{-1}$ respectivamente; mientras que en los sistemas II y IV, las concentraciones fueron de 9.2 ± 5.0 y $6.7 \pm 5.0 \text{ mgL}^{-1}$ respectivamente.

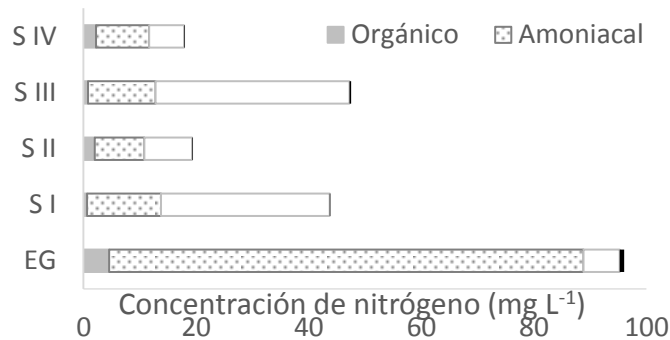


Fig. 1. Concentraciones de NT en los HVs evaluados, así como en el influente (EG).

La presencia de condiciones anóxicas/anaerobias en los sistemas, se corroboró con los resultados de oxígeno disuelto y potencial redox, los cuales fueron inferiores en los sistemas II y IV (Fig. 2).

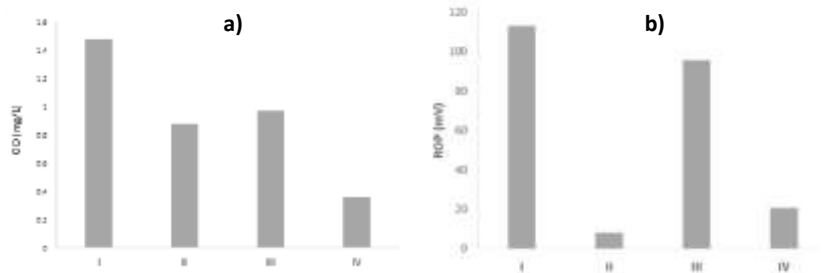


Fig. 2. Valores promedio del OD (a) y ORP (b) en la zona anaerobia de los sistemas, a lo largo del estudio.

Los resultados obtenidos, confirman que los humedales de tratamiento verticales que contienen las fases aerobia y anaerobia en una misma etapa, son superiores para la remoción del NT, con respecto a los humedales verticales convencionales de una sola etapa y humedales híbridos. Además, al proporcionar una fuente de carbono en la zona anaerobia, se favorece el proceso de desnitrificación, marcando así una diferencia significativa con respecto de aquellos que carecen de la misma.

Bibliografía:

- Vymazal, J., Kröpfelová, L. 2008. Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. Springer, Environmental Pollution. 14, 566 pp.
- Olukanni, D.O., Kokumo, K.O. 2013. Efficiency Assessment of a Constructed Wetland Using *Eichhornia crassipes* for Wastewater Treatment. American Journal of Engineering Research (AJER) Volume-02, Issue-12, 450-454.
- Zurita, F., White, J.R. 2014. Comparative Study of Three Two-Stage Hybrid Ecological Wastewater Treatment Systems for Producing High Nutrient, Reclaimed Water for Irrigation Reuse in Developing Countries. Water, 6, 213-228.



REMOCIÓN DE NITROGENO EN MESOCOSMOS DE HUMEDALES DE TRATAMIENTO CON DIFERENTES SUSTRATOS Y HELÓFITAS

Nitrogen removal in treatment wetlands mesocosms with different filling media and plant species

Di Giorgi^{ab}, H. D. y Mariñelarena^{ab}, A. J.

^aInstituto de Limnología "Dr. R. Ringuelet" CONICET – UNLP. ^bComisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, CICBA (E-mail: digio@ilpla.edu.ar)

Palabras clave: Nitrógeno, Mesocosmos, Sustrato, Flujo vertical ascendente, Macrófitas

Introducción:

La disponibilidad de oxígeno constituye el factor limitante principal en la remoción de nitrógeno en humedales de tratamiento, siendo determinantes en tal sentido el patrón de flujo de agua y la capacidad de las macrófitas de liberar oxígeno en sus raíces. El sustrato también puede ejercer un efecto dado que la oxidación de nitrógeno consume alcalinidad y su tasa puede disminuir si el pH del medio se vuelve ácido. La eficacia de los humedales de tratamiento ha resultado muy variable, en particular, en lo que a remoción de nutrientes se refiere. El objetivo de este trabajo fue determinar el efecto de dos sustratos distintos y cinco especies nativas de macrófitas emergentes sobre el potencial de remoción de nitrógeno en mesocosmos de humedales con baja carga orgánica y flujo vertical ascendente.

Metodología:

Se construyeron 36 mesocosmos de humedales con secciones de 70 cm de caño de PVC Ø 20 cm tapadas en su base. La mitad de los recipientes se llenaron hasta 0,5 m de altura con conchilla ($\text{CaCO}_3 > 96\%$) lavada y molida (d_{10} 1,5, d_{60} 2,4 CU 1,6). La otra mitad se relleno con LECA (3-10 mm). En cada grupo se plantaron de manera monoespecífica por triplicado *Phragmites australis*, *Scirpus californicus*, *S. giganteus*, *Typha sp.* y *Zizaniopsis bonariensis*. Tres mesocosmos por grupo se dejaron sin plantas como control. Se alimentó a cada mesocosmos con un flujo homogéneo de 0,2 L/h mediante un sistema automatizado de distribución de agua proveniente de un reservorio anaeróbico. Se realizaron perforaciones laterales tapadas en todos los mesocosmos para el muestreo de relleno y agua intersticial de 10, 20 y 35 cm de profundidad, además de otra de salida a 10 cm por encima del sustrato. Luego de dos años de alimentación con agua potable (periodo de maduración), el sistema comenzó a recibir agua residual artificial de un reservorio alimentado con agua potable, una dosis de leche y otra de una solución concentrada de nutrientes. Cuatro meses después se realizó el primer muestreo. Se colectaron muestras de salida del reservorio y de cada mesocosmos, y muestras de agua intersticial. Se midió temperatura (T), pH, oxígeno disuelto (DO), potencial redox (ORP) y nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+) y se realizaron ensayos de DBO_5 (APHA, 1998). Se determinó también nitritos + nitratos ($\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^-$; Doane y Horwarth, 2003) y nitrógeno total (TN; Valderrama, 1981).

Resultados y discusión:

La temperatura medida durante el período de muestreo fue de $15,6 \pm 0,6$ °C en los mesocosmos con conchilla y $15,2 \pm 0,3$ °C en aquellos rellenos con LECA.

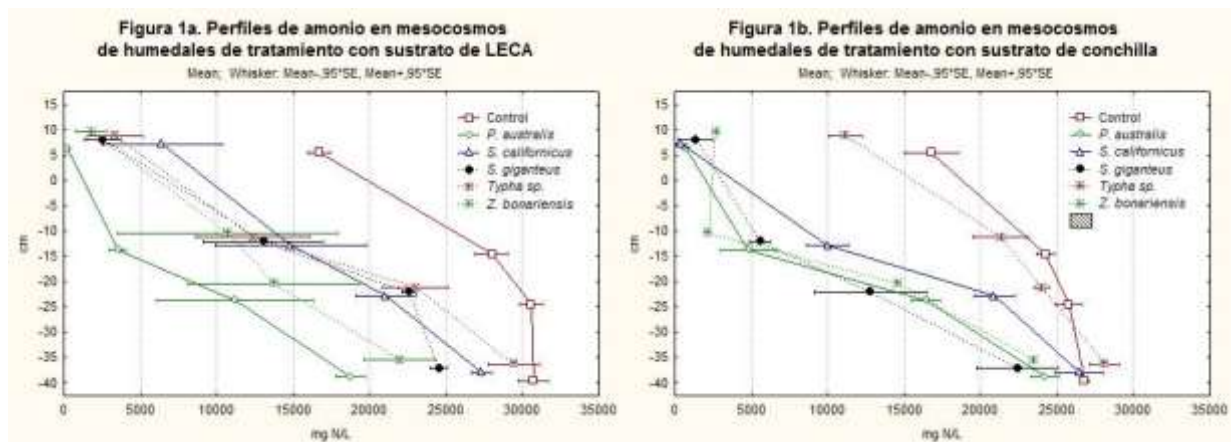
Las mediciones de potencial redox mostraron condiciones altamente reducidas a 35 cm de profundidad (aprox -250 mV), aumentando gradualmente hacia la superficie en ambos rellenos, con y sin plantas. El oxígeno disuelto por su parte, mostró una tendencia similar en todos los mesocosmos, con valores próximos a cero dentro del sustrato y un incremento



variable en el agua libre sobrenadante. Se midió una DBO₅ de ingreso de 46 ± 8 mg/L y se registró una elevada remoción en todos los mesocosmos a excepción de los vegetados con *Typha sp.* (< 70 %) y los controles (< 35 %)

En los controles sin plantas el pH aumentó desde el fondo hasta la superficie. En los mesocosmos con plantas, en cambio, se observó un descenso del pH desde el fondo hasta los 10 cm de profundidad, más marcado en LECA que en conchilla, neutralizándose luego en el agua libre.

Los perfiles de concentración de amonio muestran una disminución progresiva desde el fondo hacia la superficie (Figura 1a y 1b). Los valores más bajos se observan a partir de los 10 cm de profundidad en mesocosmos de conchilla vegetados (excepto *Typha sp.*) y en LECA con *P. australis*. Es interesante destacar que en los perfiles de nitritos + nitratos las concentraciones se mantuvieron bajas, a excepción de un pico a -10 cm en conchilla con *S. californicus* (5737 ± 1985 ug N/L) y en el agua libre de los controles (5001 ± 471 y 3103 ± 478 ug N/L, en LECA y conchilla respectivamente).



La remoción de TN fue ≥ 90 % en todos los mesocosmos de conchilla con plantas (excepto *Typha sp.*) y en LECA con *P. australis* y *Z. bonariensis* (Tabla 1). El resto de los mesocosmos vegetados mostraron remociones desde 57 % (conchilla con *Typha sp.*) hasta 87 % (LECA con *S. giganteus*). Los controles, en cambio, no superaron el 20%.

Tabla 1. NitrógenoTotal (ug NL) en muestras de ingreso y egreso de mesocosmos de humedales de tratamiento

	LECA			Conchilla		
	Media	Error estándar	Remoción %	Media	Error estándar	Remoción %
Ingreso	35775	1678		35775	1678	
Control	29198	1517	18	28767	1519	20
<i>P. australis</i>	527	265	99	797	458	98
<i>S. californicus</i>	10315	5410	71	989	425	97
<i>S. giganteus</i>	4539	2206	87	1802	8301	95
<i>Typha sp.</i>	5978	2765	83	15246	2571	57
<i>Z. Bonariensis</i>	2325	928	94	3752	n/d	90

Bibliografía:

APHA (1998) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc., NY, 1268 p.
Doane TA, Horwath WR (2003) Spectrophotometric determination of nitrate with a single reagent. Analytical Letters 36: 2713-2722.
Valderrama, J (1981) The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters.



USO DE MACRÓFITAS ACUÁTICAS NATIVAS EN HUMEDALES CONSTRUIDOS BAJO CONDICIONES TROPICALES

Use of native aquatic plants in constructed wetlands under tropical conditions

Charris, J.C.^b, Casierra, H.A.^{ab}, Caselles-Osorio, A.^{ab}

^aCentro de Estudios del Agua, Universidad del Atlántico

^bGrupo Humedales Caribe colombiano. Universidad del Atlántico, Km 7 Viejo Puerto Colombia, Barranquilla,
COLOMBIA

aracellycaselles@mail.uniatlantico.edu.co

Palabras clave: plantas nativas, eficiencia de eliminación, DQO, amonio

Introducción:

El tratamiento de aguas residuales con humedales construidos implica el uso de macrófitas acuáticas como un componente importante en procesos de eliminación que los hace diferentes respecto a sistemas como lagunas de oxidación o filtros de arena sin plantas. Las plantas interactúan con los microorganismos, el suelo y los contaminantes del agua residual favoreciendo diversos procesos como filtración, sedimentación, moderación de temperatura y viento, modificación de las condiciones de óxido-reducción en la zona radicular y creación de canales hidráulicos en el sustrato donde crecen, entre otras. Existe un buen número de especies de plantas usadas en sistemas de humedales construidos siendo las más comunes *Pragmites australis*, *Typha sp.*, *Cyperus papyrus* y *Juncus spp*, entre otras. Sin embargo, hay un gran número de especies de las cuales no se conoce su potencial en procesos de fitodepuración con humedales (Guittonny-Philippe et al., 2015). Esta falta de conocimiento, es mucho más acentuado en zonas tropicales con alta diversidad de ecosistemas acuáticos, donde numerosas plantas aprovechan las condiciones del agua para crecer convirtiéndose en malezas o invasoras (Rial, 2013). Para conocer sobre el comportamiento de estas especies tropicales y su papel en el tratamiento de agua residual con humedales construidos, se presenta información sobre el efecto de cinco (5) especies de plantas acuáticas nativas en la eliminación de materia orgánica (DQO, DBO₅), nitrógeno, ortofosfatos y coliformes del agua residual doméstica en Barranquilla (Colombia).

Metodología:

Desde el año 2010 y hasta la fecha, en la Universidad del Atlántico, se viene evaluando el papel de macrófitas nativas como *Eleocharis mutata*, *Eriochloa aristata*, *Cyperus articulatus*, *Cyperus ligularis* y *Echinocloa colonum* en procesos de eliminación de contaminantes del agua residual, mediante experimentos separados. Los humedales construidos de flujo sub superficial horizontal a escala de mesocosmos, consistieron de tanques de concreto de 1 m² de área superficial, rellenos con grava granítica de 8 mm de diámetro y 0.4 de porosidad. Cada uno de estos sistemas fue alimentado con agua residual doméstica proveniente de un tanque de sedimentación de 760 L de capacidad. El flujo de agua, en la mayoría de los experimentos, fue aplicado intermitentemente con valores entre 28 y 42 L.d⁻¹ para conservar un tiempo de residencia hidráulico teórico de 3 días. Las plantas fueron colectadas en zonas cercanas a la ciudad de Barranquilla y aclimatadas en la Universidad del Atlántico antes de su siembra. El análisis de la calidad del agua afluente y efluente consideró variables como DQO, DBO₅, amonio, nitrato, nitrito, ortofosfatos, sulfatos y coliformes siguiendo métodos estándar. pH, Oxígeno disuelto, Redox y conductividad eléctrica, fueron medidos *in situ* usando una sonda multiparamétrica WTW Multi 3420. Las muestras de agua se tomaron con una intensidad de dos a tres veces por semana, durante cuatro meses aproximados para cada período de estudio.



Resultados y discusión:

Las macrófitas acuáticas evaluadas crecieron en agua residual doméstica con temperatura promedio de 29 °C y una evapotranspiración observada entre 3.5 y 22.6 mm.d⁻¹. En la Tabla 1 se presentan los resultados de las eficiencias de eliminación para cada una de las variables y especies de plantas evaluadas.

Tabla 1. Eficiencia de eliminación (%) de contaminantes de agua residual doméstica en humedales construidos de flujos sub superficial plantados con macrófitas nativas durante tres periodos de estudio.

Contaminantes	Especies de macrófitas nativas estudiadas. Periodo de estudio				
	Febrero-Mayo/2010		Agosto- Noviembre/2012	Agosto/2013 –Abril/2014	
	<i>E. mutata</i>	<i>E. aristata</i>	<i>C. articulatus</i>	<i>C. ligularis</i>	<i>E. colonum</i>
DQO, mg.L ⁻¹	76	78	91	72-93	67-85
DBO ₅ , mg.L ⁻¹	-	-	-	75-91	76-84
NH ₄ ⁺ -N, mg.L ⁻¹	62	77	90	42-65	44-54
NO ₃ ⁻ -N, mg.L ⁻¹	33	75	-	28-52	33-48
NO ₂ ⁻ -N, mg.L ⁻¹	-	-	-	52-53	27-50
PO ₄ ⁺ -P mg.L ⁻¹	85	85	-	24-39	44-45
SO ₄ ⁻ -S mg.L ⁻¹	32	86	-	38-44	61-74
Coliformes totales, UFC/100mL	-	98	-	99.99	99.99
Coliformes fecales, UFC/100 mL	-	96	-	99.99	99.99
Biomasa seca, Kg.m ⁻²	0.87	2.84	8.6	2.3	0.195

El porcentaje de eliminación de DQO en las distintas especies superó el 65%, siendo similar al reportado para otras especies en humedales construidos (Guittonny-Philippe et al., 2015). Sin embargo, la eliminación de amonio para *E. aristata* y *C. articulatus* superó el 75%, lo cual indica que estas dos especies podrían recomendarse como promisorias en la eliminación de amonio en humedales construidos de flujo sub superficial horizontal y como alternativa de saneamiento en la región Caribe colombiana.

Bibliografía:

- Guittonny-Philippe, A., Peti, M.E., Masotti, V., Monnier, Y., Malleret, L., Coulomb, B., Combroux, I., Baumberger, T., Viglione, J., Laffont-Schwob, I. (2015) Selection of wild macrophytes for use in constructed wetlands for phytoremediation of contaminant mixtures. *Journal of Environmental Management*. 147, 108 -12.3
- Rial, A. (2013) Plantas acuáticas: aspectos sobre su distribución geográfica, condición de maleza y usos. *Ensayo. Biota Colombiana*. 14(2), 79-91.



EFFECTO DE PLANTAS INVASORAS EN CUERPOS DE AGUA DE RESERVAS NATURALES URBANAS DE BARILOCHE (Pcia. Río Negro)

Effect of invasive plants in wetlands of urban natural reserves of bariloche (Rio Negro province)

Cuassolo^{ab}, F., Díaz Villanueva^{ab}, V.

^aLaboratorio de Limnología, Universidad Nacional del Comahue, Quintral 1250, Río Negro (8400), Argentina.

^bConsejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

(E-mail: cuassolof@comahue-conicet.gob.ar)

Palabras clave: macrófitas, nutrientes, sedimento, biomasa, relaciones elementales

Introducción:

Los humedales son ambientes especialmente vulnerables a las diversas actividades antrópicas, siendo la urbanización la principal causa de pérdida de estos ambientes. La fragmentación del hábitat en general genera cambios hidrológicos, reduce la riqueza y abundancia de especies de plantas nativas e incrementa el número de especies exóticas invasoras. Estos cambios pueden aumentar las tasas de sedimentación, alterar la integridad del hábitat, y los procesos naturales (Faulkner, 2004; Lee et al., 2006). Además, debido a la urbanización se incrementa la cantidad de áreas impermeables en la cuenca y las aguas de escorrentía de lluvia modifican su calidad, aumentando la carga de sedimentos, los nutrientes y los contaminantes que ingresan a los cuerpos de agua (Lee et al., 2006). Nuestra principal hipótesis de trabajo es que el crecimiento por parte de especies invasoras en humedales se verá afectada por el grado de urbanización de los humedales producto de la antropización, siendo mayor en los humedales más urbanizados debido al aporte de nutrientes.

Metodología:

Se tomaron tres ambientes con distinto grado de urbanización (alto, medio y bajo). Considerando alto grado de urbanización:

Mallín del Km 12 (41°06'33''S – 77°26'10''O), es un humedal con alto grado de modificación, con altas concentraciones de nutrientes y de materia orgánica, producto de emprendimientos turísticos y gastronómicos emplazados próximo al humedal, que implicarían mayores volcados de materia orgánica con consecuencia serias sobre la calidad del agua (informe ambiental, 2009). Su superficie es de 21 Ha. con una cantidad de viviendas mayor a 50, tomando 100 mts desde la costa. Con mediano grado de urbanización: **Laguna Fantasma** (41°05'41''S – 71°26'45''O), es un humedal temporario declarado como Reserva Intangible de 1 Ha. de superficie y con una densidad de casas, tomando en cuenta 100 mts desde la costa, de 15 viviendas. Por último con bajo o nulo grado de urbanización: **Humedal de Llao-Llao** (41°03'00''S – 71°33'54''O), es un humedal temporario emplazado en un área de bosque húmedo con 1.12 ha de superficie sin ningún tipo de urbanización.

En cada ambiente se colectó suelo, el cual se seco a temperatura ambiente por una semana y luego fue tamizado por tamiz de 4000 µm con el propósito de homogeneizar el suelo. De este suelo homogeneizado se tomaron muestras para los análisis de nutrientes. Se recolectaron plantas de una especie invasora *Potentilla anserina* de humedales y de una macrófita emergente nativa *Eleocharis pachycarpa*. Las plantas fueron lavadas y se separó la parte aérea de la raíz, luego fueron pesadas (peso fresco). En macetas de 1 kg se sembraron las raíces de cada especie en los tres tipos de suelo, con 5 réplicas por cada tratamiento, totalizando 15 macetas por especie. Las macetas fueron coladas outdoor, al azar y con riego controlado durante dos meses.



Al finalizar el experimento, se calculó la biomasa producida por cada especie en cada tratamiento y se analizaron las relaciones elementales (Carbono: Nitrógeno: Fosforo o C:N:P) al inicio y al final del experimento, con el propósito de conocer la dinámica de los nutrientes, en relación a los nutrientes disponibles en cada suelo.

Resultados y discusión:

Los primeros resultados muestran que la especie invasora creció significativamente más rápido, logrando alcanzar mayor biomasa que la especie nativa en los tres tipos de suelo (One-Way ANOVA, $P < 0.05$). En particular, en el suelo con alto grado de urbanización la especie invasora *P. anserina* alcanzó significativamente mayor biomasa que en el suelo con mediana y bajo grado de urbanización (One-Way ANOVA, $P < 0.05$). En cuanto a los nutrientes, medidos antes de iniciar el experimento, la especie invasora *P. anserina* mostró valores más bajos de C:P (más concentración de P) que la especie nativa.

La invasión por parte de especies invasoras como *Potentilla anserina* en humedales con distintos grados de alteración por parte del hombre, en términos de las relaciones elementales podrían modificar la estequiometría del humedal debido al ingreso de MO proveniente de estas plantas debido a una mayor producción en términos de biomasa en los ambientes con mayor carga de nutrientes producto de la urbanización.

Bibliografía:

- Faulkner, S. (2004) Urbanization impacts on the structure and function of forested wetlands. *Urban Ecosystems*, 7, 89–106.
- Lee, S., Dunn, K., Young, R., Connolly, R., Dale, P., et al. (2006) Impact of urbanization on coastal wetland structure and function. *Austral Ecology*. 31, 149–163.
- Centro Regional Universitario Bariloche (2009) Caracterización de la situación ambiental del humedal de Bahía Serena, Mallín del Km 12, San Carlos de Bariloche. 139 pp.



PHRAGMITES AUSTRALIS Y SCHOENOPLECTUS CALIFORNICUS EN HUMEDALES CONSTRUIDOS: DESARROLLO Y ASIMILACION DE NUTRIENTES

Phragmites australis and *Schoenoplectus californicus* in constructed wetlands: Development and nutrient uptake

López, D., Sepúlveda, M., Vidal, G.

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Ambientales & Centro EULA-Chile,
Universidad de Concepción, Concepción, Chile (glvidal@udec.cl)

Palabras clave: Humedales construidos, aguas servidas, *Phragmites australis*, *Schoenoplectus californicus*

Introducción:

Los humedales construidos (HC) son alternativas tecnológicas implementadas para la eliminación de los constituyentes de las aguas servidas (Vymazal, 2005). Específicamente, Humedales de Flujo Horizontal Subsuperficial (HSSF) logran una eliminación de DQO de 67-84%, 85-91% de sólidos, 30-75% de nitrógeno y 15-65 % de fósforo (López *et al.*, 2015). A su vez, parte importante del tratamiento en HSSF es atribuible a la presencia de las macrófitas. En particular, la selección de macrófitas se considera un papel importante en la eliminación de nutrientes (Vymazal, 2005). El objetivo de esta investigación fue evaluar el desarrollo y la asimilación de nutrientes por *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus* en HFSS diseñados para el tratamiento de aguas servidas.

Metodología:

El sistema de humedales correspondió a 4 unidades de HFSS plantados con *Phragmites australis* (HSSF-Phr) y *Schoenoplectus californicus* (HSSF-Sch). Cada HSSF tiene una superficie de 4,5 m², altura de HSSF (0,57 m) y profundidad lámina de agua de 0,4 m. Se utilizó grava de 19-25 mm de diámetro (0,4 porosidad). Se realizó un muestreo simple de influente y efluentes de los HSSF desde la puesta en marcha (1163 días), en Primavera (P), Verano (V), Otoño (O) e Invierno (I). Los parámetros físico-químicos del influente y efluente se midieron de acuerdo a Standard Methods (APHA, 1998), donde se evaluó DQO, SST, NT y PT, cada 15 días. Las macrófitas fueron evaluadas con medidas biomasa foliar y análisis proximal, durante P (2012), I(2013) y V (2014), considerando tres zonas (cada zona de 1,5 m²): Zona A (inicial); Zona B (central) y zona C (salida) (López *et al.*, 2015).

Resultados y discusión:

La Tabla 1 muestra la caracterización fisicoquímica del influente, efluente y eficiencias de eliminación de los HSSF. Se evidencia que las concentraciones de DBO₅, NT y PT concuerdan a lo determinado por Henze *et al.* (2002). Los sólidos (270 mg SST/L), son 50% mayor a lo encontrado por García *et al.* (2004), debido a la procedencia rural del influente. Las eficiencias de eliminación por parte de los HSSF para DQO, SST, NT y PT, no presentan diferencias estacionales entre las temporadas frías (10°C) y cálidas (14°C). Lo anterior, coincide con Vymazal (2011), quien analiza la estacionalidad y determina que la actividad bacteriana a bajas temperaturas no presenta cambios. Más bien, el suministro de fuente de carbono y nutrientes es lo que influye principalmente en las eficiencias de los HSSF (Vymazal, 2011). El nitrógeno presentó eficiencias de 22-25%, la baja eficiencia se podría explicar debido a que la carga de NT aumentó entre 2,6 a 3,1 gN/m²·d. La eliminación de P en los HSSF presentó una disminución continua durante el tiempo de monitoreo. Esta baja en la eficiencia pudo ser causado por un lavado del contenido de Fe del sustrato o por la saturación del material de soporte (Vohla *et al.*, 2005).

La Fig. 1 muestra la producción de biomasa foliar estacional para los HSSF. Se evidencia que la biomasa de HSSF-Phr en una etapa inicial es superior a HSSF-Sch. Sin embargo, a largo plazo (3 años) se estableció la biomasa (1782 g PS/m²) y cobertura (85%) para HSSF-



Sch respecto a (385 gPS/m² y 64 %). No obstante, la disminución en el desarrollo de HSSF-Phr, se debió al efecto de una plaga de áfidos que la atacó.

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica del influente, efluente y eficiencias de eliminación de HSSF.

Estación	Parámetro	Concentración (mg/L)			Eliminación (%)	
		Influente	Efluente		HSSF-Phr	HSSF-Sch
			HSSF-Phr	HSSF-Sch		
O/I	DBO ₅	205	71	69	64	67
	SST	273	14	14	89	88
	NT	92	70	69	25	25
	PT	14	14	13	4	8
P/V	DBO ₅	164	76	74	53	54
	SST	262	26	41	88	84
	NT	95	75	75	22	22
	PT	15	14	13	3	11

A su vez, el contenido de nutrientes en las macrófitas evidencia que HSSF-Phr presentó mayor asimilación de nitrógeno (14-37 gN/m²) en comparación con HSSF-Sch (10-15 gN/m²). Por el contrario, el fósforo fue mayor en HSSF-Sch (0,4-1,3 gP/m²), respecto a HSSF-Phr (0,2-0,4 gP/m²).

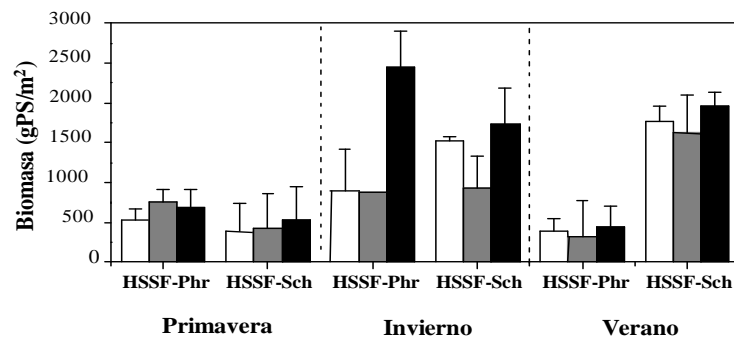


Fig. 1. Producción estacional de biomasa foliar para HSSF-Phr y HSSF-Sch. Zona A (□); Zona B (■) y Zona C (■). PS: Peso Seco

Además, los nutrientes contenidos en los tejidos de HSSF-Phr y HSSF-Sch presentaron una tendencia marcadamente estacional, evidenciando las mayores concentraciones de nitrógeno (7,52 y 11,39 gN/m² para Sch y Phr) y fósforo (0,23 y 0,83 gP/m² para HSSF-Phr y HSSF-Sch) durante las temporadas de crecimiento (primavera y verano). Así, a escala piloto HSSF-Phr y HSSF-Sch, son solo capaces de eliminar un máximo de 6% de la carga de N y P aplicada al HSSF.

Bibliografía:

- García, J., Aguirre, P., Mujeriego, R., Huang, Y., Ortiz, L., Bayona, J.M. 2004. Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. *Water Res.* 38: 1669-1678.
- Henze, M. Harremoës, P., LaCour-Jansen, J., Arvin, E. 2002. Wastewater treatment: biological and chemical processes. Springer Science, Heidelberg, Germany. 430 pp.
- López, D., Fuenzalida, D., Vera, I., Rojas, K., Vidal, G. 2015. Relationship between the removal of organic matter and the production of methane in subsurface flow constructed wetlands designed for wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 83:296-304.
- Vymazal, J. 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 25: 478-490.
- Vohla, C., Poldvere, E., Noorvee, A., Kuusemets, V., Mander, Ü. 2005. Alternative filter media for phosphorous removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *J. Environ. Sci. Heal.* 40: 1251-1264.



CÓMO INFLUENCIA LA DIVERSIDAD DE PLANTAS LA EFICIENCIA DE HUMEDALES DE TRATAMIENTO? – APROXIMACIÓN POR META-ANÁLISIS

How does plant diversity influences pollutant removal in treatment wetlands? – A meta-analysis

Rodriguez M.¹, Brisson J.², Martin C.¹, Proulx R.¹

¹Canada Research Chair in Ecological Integrity, Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières Quebec, Canada. G9A 5H7

²Institut de Recherche en Biologie Végétale, Département de sciences biologiques, Université de Montréal, Montreal, Quebec, Canada, H1X 2B2 (E-mail: Mariana.Rodriguez@uqtr.ca)

Palabras clave: Biodiversidad, monocultivos, servicios ambientales, eficiencia de remoción.

Introducción:

Con base en experimentos en ecología, principalmente en ecosistemas de praderas se argumenta que la diversidad de plantas incrementa la productividad y tiene un efecto positivo en la calidad de los servicios ambientales que provee un ecosistema (Loreau et al., 2001, Balvanera et al., 2006). En los últimos 20 años numerosos estudios han evaluado esta hipótesis bajo el contexto de humedales de tratamiento, comparando la eficiencia de remoción de diversos contaminantes en humedales plantados una mezcla de diferentes especies y humedales con una sola especie (monocultivos). Sin embargo, los resultados de estudios previos son contradictorios o inconclusos y la respuesta a la hipótesis aún no es clara, o puede estar sesgada al comparar las contribución de la diversidad de plantas sin tener en cuenta la identidad de las mismas (Engelhardt y Ritchie, 2001). El objetivo de este meta-análisis es evaluar la influencia de la diversidad y la identidad de plantas en la eficiencia de remoción de humedales de tratamiento, teniendo en cuenta variables experimentales tales como la duración del estudio, el tamaño de las unidades experimentales y la carga de contaminantes.

Metodología:

Mediante la base de datos “Web of Sciences”, el mes de Septiembre de 2015, buscamos artículos (sin restricción por año de publicación) con la siguiente combinación de términos: (pollutant removal OR nutrient* removal) AND (plant* species OR macrophyte*) AND (monoculture* OR mixed culture OR polycultures). De un total de 118 resultados, 38 estudios fueron seleccionados con base en los siguientes criterios: i) el diseño experimental compara, bajo condiciones controladas, la eficiencia de humedales en monocultivo versus una combinación de especies de plantas ii) el estudio presenta el promedio de eficiencia de remoción (o concentración del afluente y efluente) y la desviación estándar por tratamiento para calcular en el meta-análisis la magnitud del efecto estandarizado (standardized effect size).

Resultados y discusión:

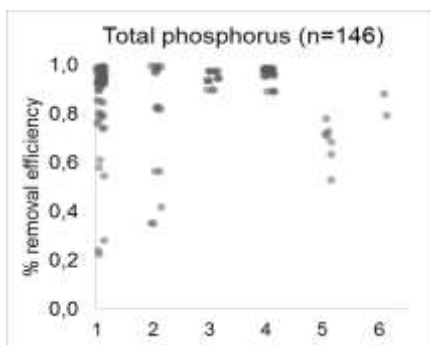
Los primeros 26 estudios analizados reportan una influencia positiva, negativa o neutra de la diversidad de plantas (Tabla 1) evaluando la siguientes variables: nutrientes (nitrógeno y fósforo), sólidos, materia orgánica, hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), metales pesados (Cr) y biomasa.

Resultados preliminares del meta-análisis sugieren que el efecto de la diversidad de plantas en la eficiencia de remoción de humedales de tratamiento es el resultado de un efecto de selección (“sampling effect”), en el cual se aumenta la probabilidad de incluir la especie más eficiente al aumentar el número de especies presentes en un sistema (Fig. 1). El efecto positivo de la diversidad y complementariedad entre especies, podría manifestarse en otros aspectos aún no reportados en la literatura como la resiliencia y estabilidad de humedales de tratamiento.



Tabla 1. Año de publicación, diversidad e identidad de plantas y efecto reportado por cada estudio sobre los parametros evaluados.

Year	Species richness	Plants Species Pool	Effect of species richness on:							
			Biomass production	TN removal	TP removal	COD removal	TSS removal	HM (Cd) removal	PCP removal	PAHs removal
2015	2	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha latifolia</i>							Positive	
2015	8	<i>Campylopus macrocarpa</i> , <i>Cassia tora</i> , <i>Lespedeza bicolor</i> , <i>Indigofera pseudotinctoria</i> , <i>Arundo donax</i> , <i>Phragmites australis</i>		Positive						
2014	2	<i>Trifolium repens</i> , <i>L. perenne</i> , <i>M. sativa</i> , <i>B. napus</i>								Positive
2014	3	<i>Juncus effusus</i> , <i>Carex lurida</i> , <i>Dichanthelium acuminatu</i>			Positive					
2014	2	<i>Lemna minor</i> , <i>Landoltia punctata</i>	Positive	Positive	Positive					
2014	2	<i>Arundo donax</i> , <i>Cyperus alternifolius</i> , <i>Coix lacryma-jobi</i> , <i>Iris tectorum</i> , <i>Lythrum salicaria</i> , <i>Thalia dealbata</i> .	Positive	Positive	Positive					
2014	2	<i>Eichhornia crassipes</i> , <i>Salvinia natans</i>		Positive	Positive	No effect				
2014	2	<i>Ceratophyllum demersum</i> , <i>Myriophyllum verticillatum</i>	No effect	No effect	No effect					
2013	3	<i>Eichhornia crassipes</i> , <i>Pistia stratiotes</i> , <i>Hydrilla verticillata</i>				Positive	Positive			
2012	16	<i>Imperata cylindrical</i> , <i>Miscanthus sinensis</i> , <i>Neyraudia montana</i> , <i>Saccharum, arundinaceum</i> , <i>Triarrhena sacchariflora</i> , <i>Canna indica</i> , <i>Cyperus alternifolius</i> , <i>Lythrum salicaria</i> , <i>Thalia dealbata</i>	Positive	Positive						
2011	2	<i>Medicago sativa</i> , <i>Festuca arundinacea</i> Schreb.								Positive
2011	5	<i>Canna indica</i> , <i>Cyperus flabelliformi</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Pennisetum purpureum</i> , <i>Hymenocallis littoralis</i>	Positive	Positive	No effect	No effect				
2011	5	<i>Acorus calamus</i> Linn., <i>Canna indica</i> , <i>Cyperus flabelliformis</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Hymenocallis littoralis</i>	No effect	No effect		No effect				
2011	16	Functional groups: C3 grasses, C4 grasses, legume species, forbs.	Positive	Positive	Negative					
2010	2	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha angustata</i> , <i>Scirpus validus</i> , <i>Zizania latifolia</i>	Positive	Positive	Positive	Positive				
2010	2	<i>Scirpus holoschoenus</i> , <i>Alocasia macrorrhiza</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Musa velutin</i>	No effect	No effect	No effect					
2008	2	<i>Eichhornia crassipes</i> , <i>Lemna minor</i>							Positive	
2007	4	<i>A. avicennae</i> , <i>Ae. Indica</i> , <i>H. annuus</i> , <i>E. crusgalli</i>							Negative	
2007	2	<i>Schoenoplectus validus</i> , <i>Canna indic</i>	No effect	No effect	No effect					
2005	3	<i>Carex lacustris</i> , <i>Scirpus validus</i> , <i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Typha latifolia</i>	No effect	No effect	No effect					
2005	2	<i>Brachiaria serrata</i> , <i>Eleusine corocana</i>								Positive
2004	3	<i>Carex lacustris</i> , <i>Scirpus validus</i> , <i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Typha latifolia</i>	No effect	No effect	No effect					
2004	3	<i>Eichhornia crassipes</i> , <i>Pistia stratiotes</i> , <i>Hydrocotyle umbellata</i>	No effect	No effect	Negative	No effect	No effect			
2002	3	<i>Eichhornia crassipes</i> , <i>Lemna minor</i> , <i>Azolla pinnata</i>		Positive	Positive					
2002	3	<i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Potamogeton nodosus</i> , <i>Potamogeton crispus</i> , <i>Zannichellia palustris</i>	No effect		Positive					
2001	3	<i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Potamogeton nodosus</i> , <i>Potamogeton crispus</i> , <i>Zannichellia palustris</i> , <i>Ruppia maritima</i> L.	No effect							
2001	3	<i>Typha</i> spp., <i>Scirpus</i> spp., <i>Juncus effusus</i>	No effect	No effect						



Bibliografía:

- Engelhardt, K. A. M., Ritchie M. E. 2001. Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services. *Nature*. 411, 687-689.
- Loreau M., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime, J., Hector A., Hooper. 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science*. 294, 804-808
- Balvanera P., Pfisterer A., Buchmann N., He, J., Nakashizuka T., Raffaelli, D., et al. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*. 9, 1146-1156.



RESPUESTA DE *TYPHA DOMINGENSIS* EXPUESTA A DIFERENTES CONCENTRACIONES DE Cr(VI). EFECTO DE LA MATERIA ORGÁNICA

Response *Typha domingensis* exposed to different concentrations of Cr (VI) in presence of organic matter

Mufarregé^{ab}, M.M., Sanchez^a, G.C., Maine^{ab}, M.A., Di Luca^{ab}, G.A., Hadad^{ab}, H.R., Pedro^a, M.C., Caffaratti^a, S.E.

^aQuímica Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina. ^bConsejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) (E-mail: mmufarregé@fiq.unl.edu.ar)

Palabras clave: Macrófita, materia orgánica, humedal, retención, metal.

Introducción:

En mayo de 2009 se construyó un humedal en el predio de una industria metalúrgica ubicado en la ciudad de Santo tomé (Santa Fe, Argentina), para el tratamiento de sus efluentes (previo tratamiento primario) provenientes del proceso industrial y cloacal. El humedal es de tipo superficial con una cobertura del 80% de la macrófita enraizada *Typha domingensis*. El efluente industrial contiene Cr (VI) que se reduce a Cr(III) y se precipita como hidróxido, en el tratamiento primario antes de volcarlo al wetland. El humedal presentó una alta eficiencia en la depuración del efluente. A fin de evaluar la tolerancia *T. domingensis* y la repuesta del wetland ante una descarga accidental de Cr(VI), se diseñó esta experiencia hipotetizando que la presencia de materia orgánica favorecería la reducción de Cr(VI) a Cr(III). Por ello, el objetivo del estudio fue evaluar a escala microcosmos la tolerancia y los cambios morfo-estructurales en tejidos de plantas de *T. domingensis* expuestas a diferentes concentraciones de Cr(VI) con y sin el agregado de materia orgánica al sistema. Comprender la capacidad adaptativa y la tolerancia de las plantas permite mitigar cualquier evento que pueda poner en riesgo el funcionamiento y eficiencia de un humedal construido.

Metodología:

Se recolectaron plantas de *T. domingensis* en ambientes naturales no contaminados de la llanura de inundación del Río Paraná Medio, Argentina. Se las podó, plantó y aclimató durante un mes en reactores plásticos conteniendo 7 kg de sedimento. Se adicionaron 4 l de solución de diferentes concentraciones de Cr(VI) con y sin el agregado de materia orgánica. Los tratamientos se dispusieron por triplicado de acuerdo al siguiente esquema:

Tratamientos		
Concentraciones	Planta+Sedimento+M.O	Planta+Sedimento
15 mg L ⁻¹ Cr(VI)	X	X
30 mg L ⁻¹ Cr(VI)	X	X
100 mg L ⁻¹ Cr(VI)	X	X
Control	X	X

La experiencia tuvo una duración de 55 días. Se determinó Cr(VI) y Cr total en agua. Al principio y al final de la experiencia se determinó Cr total en las muestras en los tejidos de las plantas (parte aérea de hojas, parte sumergida de hojas, rizomas y raíces) y sedimento. Además, se midió la tasa de crecimiento y la concentración de clorofila *a*. Los tejidos vegetales se analizaron con microscopía óptica y electrónica de barrido (MEB).



Resultados y Discusión:

El Cr(VI) y Cr total fueron removidos eficientemente del agua al finalizar la experiencia. En los tratamientos con la adición de materia orgánica, la remoción de Cr(VI) del agua fue significativamente superior que en los tratamientos sin materia orgánica. La tasa de crecimiento y la concentración de clorofila de los tratamientos con materia orgánica presentaron tasas de crecimiento significativamente mayores a los tratamientos sin agregado de materia orgánica para cada concentración estudiadas. A pesar de que las macrófitas tuvieron tasas positivas de crecimiento y de producción de clorofila, se puede observar una inhibición en estos parámetros en el tratamiento de 100 mg L⁻¹ Cr sin adición de materia orgánica comparado con el control. La materia orgánica adicionada favoreció la reducción a Cr(III), que es menos tóxico para las plantas y que precipita como oxi-hidróxidos, quedando retenido en sedimento. Las plantas acumularon Cr en sus tejidos, especialmente en parte sumergida de las hojas y raíces, y en menor proporción en rizomas y parte aérea de las hojas, debido a esto, los tejidos analizados con el MEB, se observaron cambios morfo-estructurales principalmente en aquellos tejidos que acumularon más metal. Las macrófitas pueden modificar la morfología interna de sus raíces con el fin de crecer en los cuerpos de agua contaminados (Kapitonova, 2002; Nilratnisakorn, et al., 2007). Se observó que las raíces acumulan Cr en la epidermis y en menor medida en el parénquima evitando que pase a la médula y posteriormente a los vasos de conducción por lo que no hubo translocación de Cr a las partes aéreas de las hojas. En el tratamiento de 100 mg L⁻¹Cr sin adición de materia orgánica, se observaron daños en los tejidos en comparación con el tratamiento con agregado de materia orgánica. En cuanto la parte sumergida de las hojas, ocurre lo mismo que las raíces quedando retenido el Cr en la epidermis y en menor medida en el parénquima del mesófilo de las hojas viejas que envuelven y protegen a las hojas jóvenes encargadas de la producción de la fotosíntesis y de la floración. Se puede concluir no solo que *T. domingensis* toleró altas concentraciones de Cr (VI) sino también que la presencia de materia orgánica favoreció la eliminación del Cr(VI) del agua y preservó a *T. domingensis* del efecto toxico del Cr(VI). De acuerdo a los resultados, se espera que frente a un volcado eventual, el humedal construido actúe mitigando los efectos tóxicos preservando la integridad del medioambiente.

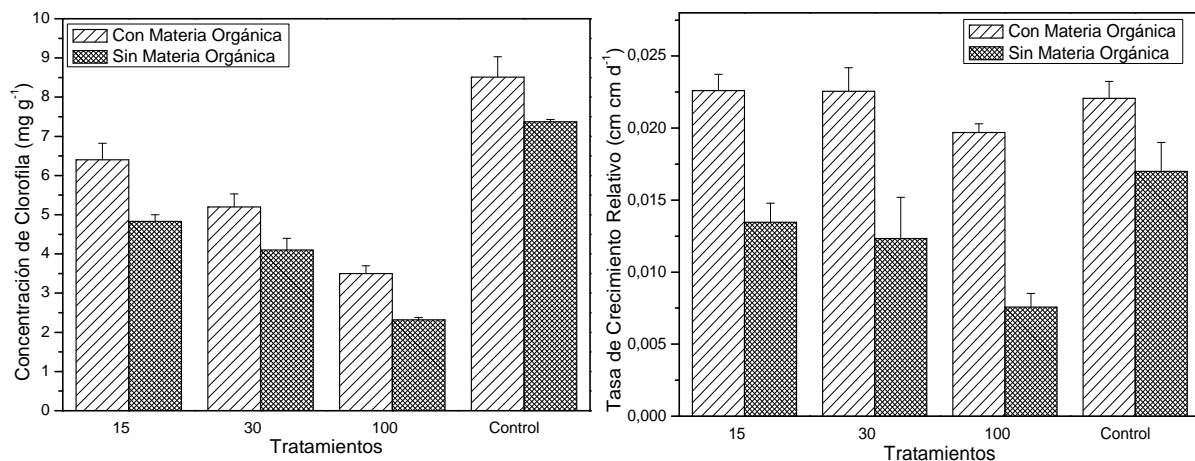


Fig. 1. Concentraciones de clorofila y tasas de crecimiento obtenidas al finalizar el experimento.

Bibliografía:

- Kapitonova, O.A. 2002. Specific anatomical features of vegetative organs in some macrophyte species under conditions of industrial pollution. Russ. J. Ecol. 33(1), 59-61.
- Nilratnisakorn, S., Thiravetyan, P., Nakbanpote, W. 2007. Synthetic reactive dye wastewater treatment by narrow-leaved cattails (*Typha angustifolia* Linn.): Effects of dye, salinity and metals. Sci. Tot. Environ. 384, 67-76.



HUMEDALES NATURALES Y CONSTRUIDOS: ESTUDIO DE LA ACUMULACIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE Cr, Ni Y Zn EN EL TIEMPO

Natural and constructed wetlands: Cr, Ni and Zn accumulation and distribution along time

Di Luca G.A.^{a,b}, Mufarrege M.M.^{a,b}, Hadad H.R.^{a,b}, Pedro M.C.^a, Sánchez G.C.^a, Caffaratti S.E.^a,
Maine M.A.^{a,b}

^a Química Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829,
Santa Fe (3000), Argentina.

^b Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
E-mail: gdiluca@fiq.unl.edu.ar

Palabras clave: Contaminantes, Extracción secuencial, Acumulación, sostenibilidad

Introducción:

En humedales, la sorción por el sedimento es considerada uno de los principales mecanismos de acumulación de metales a largo plazo. Sin embargo, el sedimento puede liberarlos si las condiciones ambientales cambian. Para evaluar este intercambio es esencial conocer no solo la cantidad sino también la forma química en la que estos contaminantes se acumulan en el sedimento. El objetivo de este trabajo fue estudiar la acumulación y distribución en el tiempo de Cr, Ni y Zn en el sedimento de 4 humedales diferentes y evaluar qué porcentaje de éstos en el sedimento está involucrado en los procesos de intercambio.

Materiales y Métodos:

Se estudiaron dos humedales naturales, HN1: en la llanura aluvial del río Paraná Medio y HN2: en la laguna Mar Chiquita (Córdoba) y dos humedales construidos (HC1 y HC2) (Santa Fe) en los que se tratan en forma conjunta efluentes cloacales y de planta de industrias metalúrgicas. Se tomaron muestras de agua y sedimento estacionalmente en los HNs y bimensualmente en las zonas de entrada y de salida de los HCs. Las muestras fueron tomadas desde 2008 hasta 2015. Cada muestra de sedimento superficial (0-3 cm) fue analizada siguiendo el método de extracción secuencial propuesto por Tessier et al. (1979). La concentración de metales se determinó por espectroscopía de absorción atómica (Perkin Elmer A-Analyst 200).

Resultados y Discusión:

La concentración de los tres metales estudiados en la zona de entrada de los HCs fue significativamente superior a la de la zona de salida (excepto el Ni en HC2, debido a que éste metal no se encuentra presente en el efluente de entrada), mostrando la eficiencia de retención de los mismos en esta zona de los humedales (Fig. 1). En el sedimento del HC2 se determinaron concentraciones muy altas de Cr en un muestreo debido a un volcado accidental. El humedal fue cerrado para evitar que el contaminante al ambiente. La concentración de Cr, Ni y Zn en agua en los HN fue menor al límite de detección, aún así se produjo la acumulación en el sedimento de ambos humedales. Se determinó alta concentración de Zn en el sedimento, probablemente debido a la contaminación antropogénica, mientras que la concentración de Cr y Ni fueron significativamente menores que la de los HCs.

En todos los casos el Cr se acumuló en forma significativamente superior en la fracción de materia orgánica, excepto en el HC1, donde se acumuló mayoritariamente unido a óxidos (Fig. 2). La concentración de Cr unido a óxidos de Fe-Mn fue alta en todos los sitios. El Ni se acumuló en forma significativamente superior unido a la fracción residual en el HC2 y en el HN2, unido a óxidos de Fe-Mn en el HC1 y a materia orgánica en el HN1 (Fig. 2). El Zn se acumuló en forma significativamente superior unido a carbonatos en la zona de entrada del HC1 y en el HN2, unido a óxidos de Fe-Mn en la zona de entrada del HC2 y en la fracción residual en los demás sitios (Fig. 2).

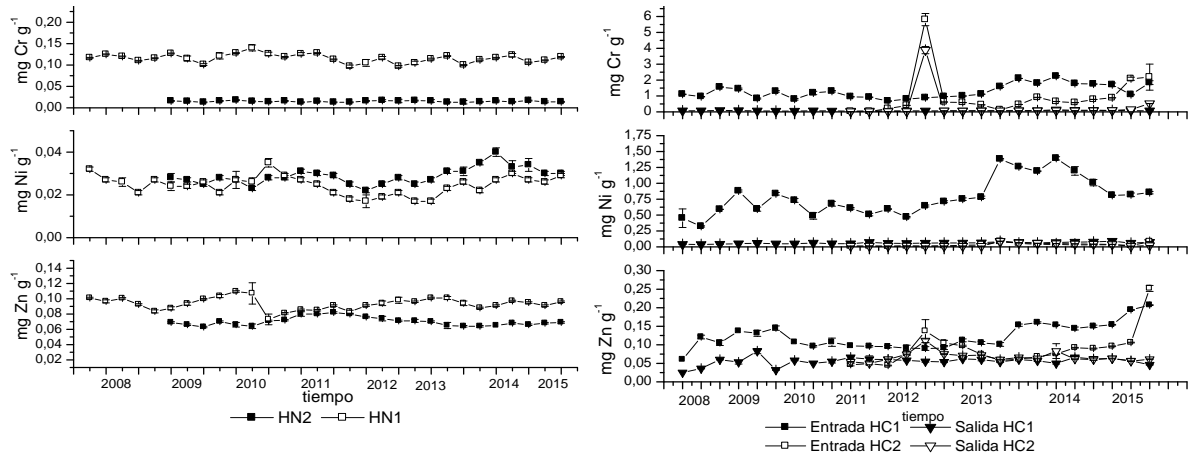


Fig. 1. Cr, Ni y Zn en el sedimento los distintos sitios de muestreo.

La concentración de los tres metales estudiados no se ha incrementado en el sedimento de la zona de salida de los HCs estudiados, por lo que la capacidad de retención de los mismos no ha sido saturada aún. Encontramos que la fracción intercambiable y la unida a carbonatos acumulan entre 5 y 45% de los tres metales en los humedales estudiados, por lo que podría suponerse que los metales estarían disponibles. Sin embargo, debemos notar que, si las condiciones de los efluentes se mantienen en los HC (alto pH, Fe, Ca²⁺ y concentraciones iónicas), se espera que estas fracciones continúen reteniendo y acumulando Cr, Ni y Zn y no los liberen al agua. En el HN2 las condiciones están dadas por la hidrología de la laguna. Las concentraciones determinadas en el HN1 no representan riesgos para el medio ambiente. Así, los humedales estudiados son altamente eficientes y sostenibles en cuanto a la retención de los tres metales.

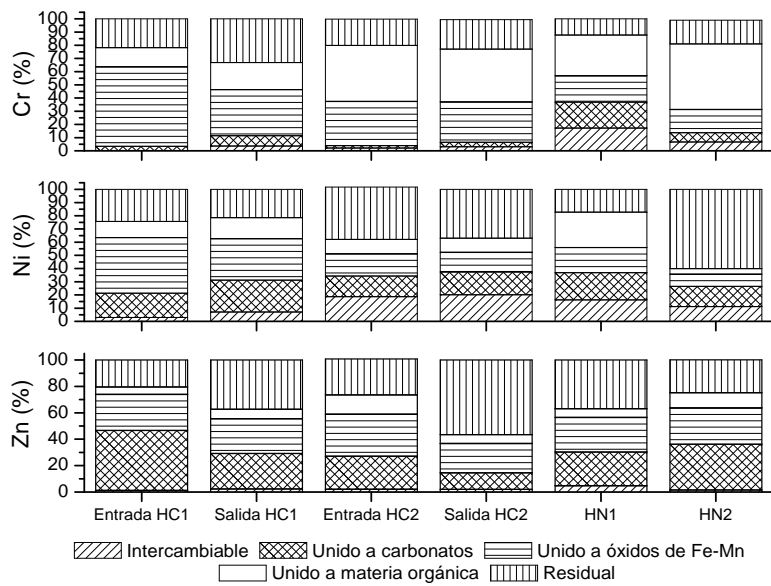


Fig. 2. Fraccionamiento de Cr, Ni y Zn en el sedimento los distintos sitios de muestreo.

Referencias:

Tessier, A., Campbell, P., Bisson, M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Anal. Chem. 51(7), 844-851.



ELIMINACIÓN DE PRODUCTOS FARMACÉUTICOS MEDIANTE HUMEDALES CONSTRUIDOS: CASO DE ESTUDIO EJE CAFETERO COLOMBIANO.

Pharmaceuticals compounds elimination by constructed wetlands: study case Eje Cafetero
Colombiano

Arredondo,^a J.A., Cubillos,^a J.A., Arrubla,^a J.P., Morales,^b T., Paredes,^a D.

^a Grupo de Investigación en Agua y saneamiento, Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia (joalarredondo@utp.edu.co)

^b Grupo de Investigación Gestión Ambiental Territorial, Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia

Palabras clave: Contaminantes emergentes, Fármacos, Aguas residuales domésticas, Tasas de remoción, Humedales construidos.

Introducción:

La presencia de productos farmacéuticos y de cuidado personal (PFCP) en el medio ambiente plantea un escenario de preocupación por el potencial daño que estos pueden causar en diversos ecosistemas y en la salud humana (Ortiz *et al.*, 2013; Lin Liu y Wong, 2013; Li *et al.*, 2014). En aguas superficiales esta situación se agudiza, debido a que algunos fármacos no se remueven eficientemente en las plantas de tratamiento de aguas residuales (Dordio *et al.*, 2010), y aunque sistemas de tratamiento más avanzados pueden lograr altas tasas de remoción, su operación suele ser muy costosa y poco viable en países en vías de desarrollo. Para contrarrestar esta situación, a nivel mundial se ha optado por investigar con humedales construidos con el fin de evaluar y reducir la presencia de PFCP's presentes en aguas residuales, ya que las interacciones establecidas por macrófitas y la presencia de microorganismos en estos sistemas, permiten eliminar eficazmente este tipo de compuestos (Dordio *et al.*, 2010; Matamoros y Salvadó, 2012; Li *et al.*, 2014). El objetivo principal de este estudio fue evaluar diferentes configuraciones de humedales para la eliminación de PFCP's presentes en aguas residuales de origen doméstico.

Metodología:

Se adecuó un complejo de ocho (8) humedales construidos a escala real con el fin de evaluar la incidencia del tipo de flujo (Vertical, Subsuperficial horizontal, libre) y la presencia de plantas (*Heliconia psittacorum*, *Cyperus haspan*, *Gynerium sagittatum*) en la eliminación de los compuestos Ácido acetilsalicílico (ASS), Ibuprofeno (IBU), Methyl Hidrojasmonato (MDJM), Galaxolida (GLX), Tonalida (TNL), Cafeína (CAFE), Naproxeno (NPX), Ketoprofeno (KTP) y Diclofenaco (DCL), presentes en aguas residuales de origen doméstico de un centro poblado de 395 personas y una población flotante de 1000 personas. El caudal afluente a los humedales fue fortificado con una solución de 25 µg/L de cada compuesto, y para evaluar la eficiencia de remoción en las unidades se tomaron 2 muestras por semana durante cuatro meses. La metodología usada para los análisis de las muestras fue GC-MS, mediante un Cromatógrafo de Gases AT 6890 Series Plus. Los resultados fueron analizados con la prueba Mann Whitney a un nivel de confiabilidad de *Pvalor* < 0,05 con el paquete estadístico SPSS versión 20.0.

Resultados y discusión:

Las tasas de eliminación de PFCP's obtenidas, se agruparon en tres bloques de remoción: I. superiores al 75% (TNL y ASS); II. entre 50 y 75% (IBU, NPX, GLX, KTP y CAFÉ); y III. inferiores al 50% (MDJM y DCL). Respecto al tipo de flujo evaluado, las remociones encontradas permiten indicar que el humedal de flujo libre plantado con *Gynerium sagittatum* (HFL-P) presentan mejores rendimientos para la eliminación de PFCP's, en comparación a las configuraciones de flujo vertical (HFV) y flujo subsuperficial (HFSS). El rol que desempeñaron las plantas no fue tan evidente debido al corto tiempo de maduración de los



sistemas (HFV-P1, HFV-P1, HFSS-P1) aunque el HFSS sembrado con *Cyperus haspan* (HFSS -P2) presentó altos porcentajes de remoción. Las unidades sin plantar (HFV-B y HFSS-B) demostraron mejores rendimientos en la eliminación de los contaminantes evaluados; durante el periodo de evaluación la configuración de Humedal de flujo libre sin plantar (HFL -B) no presentó efluente, razón por la cual no se suministran los resultados para esta unidad. La Fig. 1 muestra la remoción de PFCP's en relación a cada compuesto y configuración de humedal evaluado.

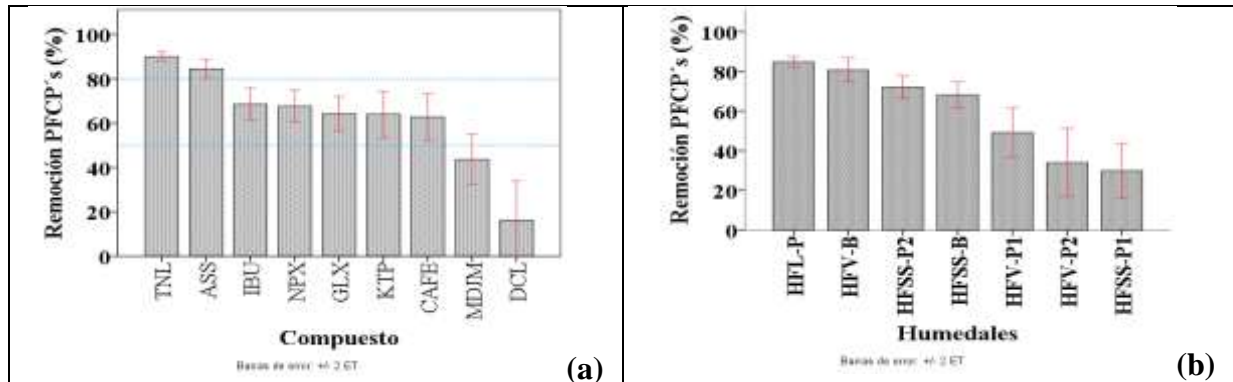


Fig. 1. Rendimiento en la eliminación de PFCP's (a) en cada configuración de humedales evaluada (b).

Las tasas de remoción de cada compuesto evaluado se agrupan de acuerdo a la ruta de eliminación que incide en cada contaminante. Compuestos altamente biodegradables, donde las interacciones entre plantas-microorganismos facilitan la biodegradación, como el Ácido acetilsalicílico, Ibuprofeno, Cafeína y Cis-MDJM (Dordio *et al.*, 2010); compuestos fotodegradables como Naproxeno, Ketoprofeno y Diclofenaco (Zhang *et al.*, 2013), y compuestos que por sus características de hidrofobicidad presentan sorción al sustrato, como la Galaxolida y Tonalida (Carranza *et al.*, 2014). Estos resultados permiten identificar a los humedales de flujo libre como la configuración más eficiente para la remoción de PFCP's, sin embargo es necesario seguir investigando estos sistemas en estadios de maduración avanzados, ya que se trata de plantas en fase de desarrollo, donde los procesos como sorción, degradación por microorganismos y fotólisis eclipsan la contribución de las plantas.

Bibliografía:

- Carranza-Díaz, O.I, Schultze-Nobre, L., Moeder, M., Nivala, J., Kuschik, P., Koeser, H., 2014. Removal of selected organic micropollutants in planted and unplanted pilot-scale horizontal flow constructed wetlands under conditions of high organic load, *Ecological Engineering*. 71, 234-245.
- Dordio, A., Palace, A.J., Martins, D., Barrocas, C., Pinto, A., 2010. Removal of pharmaceuticals in microcosm constructed wetlands using *Typha* spp. and LECA, *Bioresource Technology*. 101(3), 886-892.
- Li, Y., Zhu, G., Jern, W., Keat, S., 2014. A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism, *Science of The Total Environment*. 468, 908-932.
- Liu, L., Wong, H., 2013. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs): A review on environmental contamination in China, *Environment International*. 59, 208-224.
- Matamoros, V., Salvadó, V., 2012. Evaluation of the seasonal performance of a water reclamation pond-constructed wetland system for removing emerging contaminants, *Chemosphere*. 86(2), 111-117.
- Ortiz, S., Pinto, G., García, P., Irusta, R., 2013. Consumption and occurrence of pharmaceutical and personal care products in the aquatic environment in Spain, *Science of The Total Environment*. 444, 451-465.
- Zhang, D., Tao, H., Gersberg, R., Zhu, J., Wun, J., Soon, K., 2013. Fate of caffeine in mesocosms wetland planted with *Scirpus validus*, *Chemosphere*. 90(4), 1568-1572.



EVALUACION DE MACRÓFITAS Y SUSTRATOS PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE TAMBO UTILIZANDO WETLANDS DE FLUJO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL

Macrophytes and substrates for dairy farm wastewater treatment using horizontal subsurface flow constructed wetland

Schierano, M.C.^{a,b}, Maine, M.A.^{b,c}, Panigatti, M.C.^a, Griffa, C.^a, Ercole, P.^a y Gaggiotti, M.^d

^aGEM (Grupo de Estudios de Medio Ambiente). UTN Fac. Reg. Rafaela, Acuña 45, Rafaela (2300), Argentina

^bConsejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

^cQuímica Analítica, Facultad de Ingeniería Química, UNL, Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina
(E-mail: amaine@fiq.unl.edu.ar)

^dInstituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Ruta 34-Km 227. Rafaela (2300), Argentina.

Palabras clave: Efluentes de tambo, Remoción, Contaminantes, Sustratos, Macrófitas

Introducción:

En las cuencas lecheras de la Región Pampeana (Argentina), la fuente de provisión de agua es subterránea y en muchos casos existen problemas de contaminación asociados a fuentes cercanas a los pozos de extracción (corrales y lagunas de estabilización) y a su vez desconocimiento de los productores acerca de cómo manejar el agua y los efluentes que se producen. En los últimos 10 años, se ha intensificado la investigación científica en cuanto a la efectividad de los wetlands construidos para tratar efluentes de instalaciones ganaderas y remover contaminantes (Healy et. al., 2007; Harrington y Scholz, 2010). Esto es debido a una mayor tendencia a la ganadería intensiva y por ende, al aumento de los efluentes producidos.

En los wetlands, las macrófitas y el medio filtrante juegan un rol importante en la remoción de contaminantes (Cooper, 1999) por lo que su adecuada selección es determinante en el diseño del sistema wetland. El objetivo del presente estudio fue determinar la combinación “macrófita + sustrato” más óptima para el tratamiento de efluente de tambo, utilizando wetlands subsuperficiales de flujo horizontal (WSFH) a escala laboratorio.

Metodología:

Se dispusieron por duplicado en un invernadero 16 microcosmos (0,35 m de largo x 0,30 m de ancho x 0,35 m de profundidad) simulando WSFH para evaluar la eficiencia de ocho tratamientos de acuerdo a lo detallado en la Tabla 1.

Tabla 1. Detalle de las combinaciones “sustrato+macrófita” utilizadas en cada tratamiento.

T ₁	T ₂	T ₃	T ₄	T ₅	T ₆	T ₇	T ₈
<i>Typha domingensis</i> + Sustrato combinado	<i>Typha domingensis</i> + Leca	<i>Phragmites australis</i> + Sustrato combinado	<i>Phragmites australis</i> + Leca	<i>Canna indica</i> + Sustrato Combinado	<i>Canna indica</i> + Leca	Sustrato Combinado	Leca

El sustrato combinado es un lecho compuesto por 15 cm inferiores de grava gruesa, 10 cm intermedios de grava fina y 10 cm en la parte superior de zeolita natural. Las macrófitas fueron recolectadas de un ambiente natural y luego de plantar dos ejemplares en cada reactor, fueron sometidas a un período de aclimatación de dos meses al efluente en estudio. Luego de ese lapso los reactores fueron alimentados con efluentes de tambo con tratamiento previo (laguna anaeróbica + laguna facultativa), trabajando con un tiempo de residencia hidráulico (TRH) de 7 días. Se llevaron a cabo 5 experiencias sucesivas en las cuales se evaluó la concentración de diferentes contaminantes en el líquido, antes y después del TRH propuesto.

Los parámetros determinados antes y después del tratamiento fueron: pH, Conductividad, Nitrógeno Total Kjeldhal (NTK), Amonio (NH₄⁺), Nitrato (NO₃⁻), Fósforo Total (PT), Sólidos suspendidos (SS) y Demanda Química de oxígeno (DQO); los mismos se analizaron de acuerdo a la metodología propuesta por APHA (2012).



Debido a las altas temperaturas del período en el que se desarrollaron las experiencias (Min: 16°C; Máx: 37°C) la evapotranspiración fue medida y compensada con agua destilada tres veces por semana. También se monitoreó semanalmente el crecimiento de las macrófitas.

De acuerdo al diseño experimental se utilizó el Test ANOVA a fin de evaluar la influencia del tipo de tratamiento utilizado (factor con 8 niveles: T₁ a T₈) en una variable de interés (eficiencia de remoción) con bloques completamente aleatorizados (experiencias con 5 niveles). Se chequeó a priori homocedasticidad de variancias y normalidad de datos. Se utilizó el software Statgraphics Plus 5.0.

Resultados y discusión:

La composición química inicial del efluente utilizado en las experiencias osciló entre los siguientes valores: pH = 7,79-8,08; Conductividad: 3,84-4,30 (mS m⁻¹); SS = 130-255 mg L⁻¹; NTK = 84,0 – 343,0 mg N L⁻¹; Amonio = 67,1 – 192,0 mg NH₄⁺ L⁻¹; Nitrato = 36,6-43,7 mg NO₃⁻ L⁻¹; DQO = 321-443 mg O₂ L⁻¹; PT = 14,1-23,2 mg P L⁻¹.

Aproximadamente el 50% del Nitrógeno Total presente en el efluente, se encuentra en la forma de Nitrógeno Amoniacal, el cual es uno de los parámetros críticos, controlado por la legislación. La Tabla 2 muestra los promedios de las remociones alcanzadas por los diferentes tratamientos a lo largo de las 5 experiencias realizadas.

Tabla 2. Remociones en cada uno de los tratamientos (Media y Desviación Entandar, n=10)

Parámetro	% SS	% TKN	% NH ₄ ⁺	% NO ₃ ⁻	%DQO	%PT
T ₁ : <i>T. domingensis</i> + Sust. combinado	70,9±15,2	79,3±13,4	97,7±1,2	52,0±5,7	77,0±5,6	96,4±3,4
T ₂ : <i>T. domingensis</i> + Leca	68,3±11,9	82,2±11,6	98,3±1,2	65,3±6,5	82,3±4,7	96,7±2,7
T ₃ : <i>P. australis</i> + Sust. combinado	58,4±21,1	82,6±8,7	97,7±1,0	35,2±11,6	76,7±5,8	55,6±10,7
T ₄ : <i>P. australis</i> + Leca	61,2±16,4	76,3±15,5	96,5±5,8	54,5±9,4	82,3±3,8	92,0±3,5
T ₅ : <i>C. indica</i> + Sust. Combinado	72,7±5,7	62,9±9,9	66,4±6,6	27,5±28,3	75,3±5,1	44,6±24,1
T ₆ : <i>C. indica</i> + Leca	66,5±19,8	63,9±20,7	63,4±5,6	51,9±8,1	77,4±5,8	66,2±25,7
T ₇ : Sust. Combinado	60,9±14,8	65,0±16,9	95,1±3,6	37,6±34,4	82,6±4,0	60,3±6,1
T ₈ : Leca	68,2±11,4	59,5±14,4	67,3±19,8	-89,6±68,1	84,1±4,5	69,4±10,3

Las remociones de amonio presentaron diferencias significativas entre los tratamientos, resultando los de mayor eficiencia los tratamientos T₁, T₃, T₄ y T₇. De esto se puede concluir que el sustrato combinado, al contener Zeolita, favorece la eliminación del contaminante, pero su acción individual puede ser reemplazada por una combinación de sustrato+macrófita adecuada (T₄). Los porcentajes de remoción de NTK obtenidos también muestran diferencias significativas, siendo los más eficientes los tratamientos T₁, T₂ y T₃. Los tratamientos T₅, T₆, T₇ y T₈ resultaron significativamente menos eficientes que los demás. Esto indica, la importancia de las macrófitas en el tratamiento. Sin embargo, *C. indica* no fue una especie adecuada para este tratamiento, presentando menores tasas de crecimiento que las otras dos especies. Respecto a DQO y PT los reactores conteniendo Leca fueron más eficientes en la remoción. De acuerdo a estos resultados, se continuará trabajando con Leca como sustrato y *T. domingensis* + *P. australis*.

Bibliografía:

- APHA. 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc. New York. 1268 pp.
- Cooper, P. 1999. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. Water Sci. Technol. 40(3), 1-9.
- Harrington, R., Scholz, M. 2010. Assesment of pre-digested piggery wastewater treatment operations with surface flow integrated constructed wetland systems. Biores. Tech. 101, 6950-6960.
- Healy, M.G., Rodgers, M., Mulgreen, J. 2007. Treatment of dairy wastewater using constructed wetland systems and intermittent sand filters. Biores. Technol. 98, 2268-2281.



CRECIMIENTO DE BACTERIAS ELECTROGÉNICAS EN HUMEDALES ARTIFICIALES

Electrogenic bacteria growth in constructed wetlands

Bonanni, P.S.^a, Booman, G.^a, Guardia, A.^a, Busalmen, J.P.^a

^aGrupo de bioelectroquímica, Área de electroquímica y Corrosión, INTEMA (CONICET), Mar del Plata, Argentina. (E-mail: jbusalme@fi.mdp.edu.ar)

Palabras clave: *Geobacter sulfurreducens*, electrogénesis, ánodo, cátodo

Introducción:

Las bacterias denominadas electrogénicas o electro-activas tienen la particularidad de generar corriente eléctrica a partir de la oxidación de materia orgánica al utilizar un electrodo polarizado como aceptor final de la cadena respiratoria. Es posible entonces la obtención directa de energía eléctrica a partir de la degradación de los compuestos orgánicos presentes en un agua residual (Bond y Lovley, 2003).

El sistema más estudiado para la aplicación de estas bacterias en el tratamiento de aguas residuales es el de las celdas de combustible microbianas. Pese al alentador avance alcanzado durante los primeros años de investigación, el interés en este sistema ha menguado, principalmente por su alto costo y sus dificultades para el escalado (Li et al., 2014).

En el presente trabajo, se comienza el camino para la aplicación de bacterias electrogénicas en el sistema de humedales artificiales, buscando combinar la gran tasa metabólica y la producción de corriente eléctrica observadas en las celdas de combustible microbianas con el bajo costo y la sencilla construcción y operación del humedal artificial. De esta forma se espera acelerar los procesos de degradación, disminuir el requerimiento de espacio del sistema tradicional, y simultáneamente recuperar energía utilizable en aplicaciones prácticas. Se estudia la factibilidad de crecimiento de *Geobacter sulfurreducens* (un microorganismo electrogénico modelo), se analiza la altura mínima requerida de ánodo para alcanzar una velocidad de degradación similar a la de los sistemas tradicionales, se determina el potencial necesario en el electrodo anódico y se proponen distintas estrategias para el diseño de la reacción catódica.

Metodología:

Como sistema experimental se utilizaron columnas de acrílico de 45 cm de altura y 5 cm de diámetro, rellenas con capas de distintos sustratos. En el fondo de la columna se colocaron 10 cm de piedras marinas de 3-4 mm. Sobre esta capa se colocaron distintas alturas de grafito granular de 1-2 mm de tamaño (material del electrodo anódico). Luego, una capa de 2 cm de piedras marinas (3-4 mm) y por sobre ésta aproximadamente 20 cm de grafito granular. Se circuló medio de cultivo de *Geobacter sulfurreducens* desoxigenado a través de la columna con 50mM de buffer fosfato, 10 mM de acetato de sodio como fuente de carbono y electrones y ausencia de aceptor de electrones. La alimentación se realizó desde la parte inferior utilizando una bomba peristáltica con un caudal de $0.035 \text{ cm}^3 \text{ min}^{-1}$ que, de acuerdo a la concentración de acetato utilizada, representa una carga orgánica de entrada de $16 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$. Se polarizó el electrodo anódico con un potencióstato a un potencial de 0.05 V contra un electrodo de Ag/AgCl utilizado como referencia y colocado en la región anódica. Como contraelectrodo se utilizó la capa superior de grafito granular. Se inoculó a los sistemas con 15 ml de un cultivo de *Geobacter sulfurreducens* en fase exponencial y se midió la evolución de la corriente eléctrica en columnas con distinta altura de lecho anódico (1.5, 3 y 6 cm). Una vez alcanzada la fase estacionaria de crecimiento, se realizaron curvas potencióstáticas para determinar la variación de la corriente eléctrica con el potencial del electrodo.



Resultados y discusión:

En la Fig. 1 se observa la evolución de la corriente eléctrica en las columnas con distintas alturas de región anódica. Se muestra a su vez el equivalente de degradación de materia orgánica expresado en gramos de DQO degradados diariamente por metro cuadrado de humedal. Dado que la corriente es la expresión de la velocidad de respiración de las bacterias electrogénicas, es tomada como parámetro para evaluar el crecimiento de bacterias electrogénicas. Puede observarse que se alcanza la fase estacionaria de crecimiento luego de unos 5 días, un tiempo similar al obtenido en distintos sistemas bioelectroquímicos (Bond y Lovley 2003). La altura de la región anódica no parece influenciar la corriente final obtenida, observándose una corriente final de aproximadamente 1.4 A por metro cuadrado de humedal en todos los casos. Esta corriente corresponde a una tasa de degradación de $11 \text{ gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, equivalente a aproximadamente el 70% de la materia orgánica alimentada al sistema. Esto indica que con una altura de ánodo de apenas 1.5cm podría garantizarse una degradación sustancial del agua residual alimentada al humedal.

De todas formas cabe señalar que en este caso el líquido alimentado al sistema era medio de cultivo puro, con acetato como fuente de carbono. En un sistema con agua residual real, será necesario contar con una región donde ocurran los pasos de fermentación previos necesarios para obtener esta fuente de carbono simple. Además, el potencial fue fijado con potencióstato. Como puede verse en la figura 1B, el potencial necesario para alcanzar la corriente máxima en este sistema es de aproximadamente $-0.1 \text{ V vs Ag/AgCl}$. Este potencial puede ser fijado sin la necesidad de contar con una fuente externa de polarización que consume energía mediante la conexión del ánodo donde crecen las bacterias con un electrodo catódico colocado en la región superior del humedal donde se dé la reacción de reducción de oxígeno. Para que esto ocurra el oxígeno debe estar presente en una concentración aproximada de 5 mg por litro. Actualmente se encuentra bajo estudio la aplicación de microalgas al sistema, que pueden alcanzar una concentración de oxígeno en el medio de hasta 25 mg por litro y son compatibles con las condiciones de crecimiento de los microorganismos electrogénicos. Se ha logrado crecer microalgas en la región catódica de las columnas utilizadas en el presente trabajo, aunque resta optimizar el diseño para alcanzar mayores concentraciones de oxígeno y potenciales de óxido reducción más elevados. Otra estrategia bajo estudio para aumentar la capacidad de polarización del cátodo es la implantación de macrofitas con capacidad de secreción de oxígeno a través del sistema radicular. Además puede plantearse el burbujeo de aire en la región catódica, aunque en este caso la generación de energía eléctrica, característica distintiva del sistema planteado, se vería opacada por el consumo energético de las bombas de oxigenación.

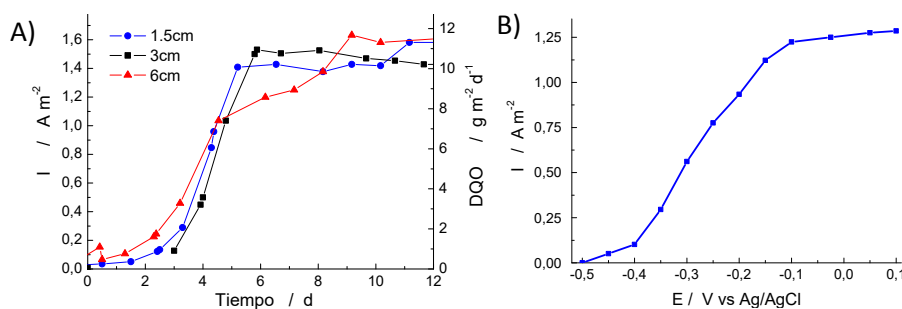


Fig. 1 – A) Evolución de la corriente eléctrica en columnas con distintas alturas de lecho anódico. B) Variación de la corriente con el potencial aplicado al electrodo.

Bibliografía:

- Bond, D.R., Lovley, D.R. (2003) Electricity Production by *Geobacter sulfurreducens* attached to electrodes. *Appl. Environ. Microbiol.* 69, 1548-1555.
Li, W.W., Yu, H.Q., He, Z. (2014) Towards sustainable wastewater treatment by using microbial fuel cells centered Technologies. *Energy Environ. Sci.* 7, 911-924.



REMOCIÓN DE ESPECIES NITROGENADAS DE UN LIXIVIADO DE RELLENO SANITARIO DE ACUERDO A LA CARGA HIDRÁULICA EN WETLANDS VERTICALES

Nitrogen removal efficiency from a landfill leachate in vertical wetlands using different hydraulic loading

Camaño Silvestrini¹, N., Maine^{1,2}, M.A., Hadad¹, H.R., Sanchez², G.C., Campagnoli², M., Cafarrati², S., Pedro², M.C.

¹Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). ²Química Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina (nahuel.bio@gmail.com)

Palabras Clave: Humedales, lixiviado, amonio, eficiencia, carga hidráulica

Introducción:

La composición química de un lixiviado de relleno sanitario depende de la composición del relleno sanitario, condición climática, edad del relleno y la tasa de degradación de los residuos sólidos. El amonio es uno de los principales contaminantes que contiene debido a la degradación anaeróbica de la materia orgánica. Los wetlands verticales poseen alta capacidad de oxidar el nitrógeno amoniacal debido a su alta concentración de oxígeno en el medio filtrante (Kadlec y Zmarthie, 2010). La temperatura y la carga hidráulica son factores que influyen en la remoción de nitrógeno (Mietto et al., 2015). El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la carga hidráulica en la eficiencia en la remoción de amonio en wetlands verticales para el tratamiento de un lixiviado de relleno sanitario.

Metodología:

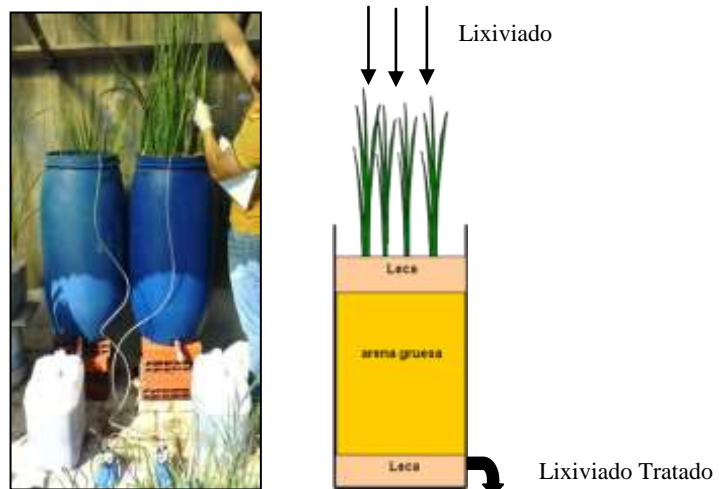
Se dispusieron reactores de 150L de capacidad, 0,45m de diámetro, área de 0,15m² y 1,20m de profundidad, simulando wetlands de flujo vertical (WFV) (Fig. 1). Las macrófitas utilizadas fueron *Typha domingensis* e *Iris pseudacorus*, el sustrato fue compuesto por 20cm de Leca + 60cm de arena gruesa + 20cm de Leca. Lixiviado crudo de relleno sanitario diluido 1:5 fue utilizado en los experimentos. Se midieron pH, conductividad, amonio, nitrato, nitrógeno total inorgánico y DQO, antes y después del tratamiento.

Alta Carga Hidráulica: se realizaron 10 volcados con un efluente de lixiviado de relleno sanitario diluido 1:5. La carga hidráulica fue de 40L/d (0,27 m³/m² d), capacidad máxima del reactor, con drenaje libre. La temperatura varió entre 20 y 30 °C en agua.

Baja Carga Hidráulica: se realizaron 10 volcados con un efluente de lixiviado de relleno sanitario diluido 1:5. La carga hidráulica total fue de 30L/d, en 3 pulsos de 10 L por día con drenaje libre (0,07 m³/m² d). La temperatura varió entre 26-35 °C en agua.

Resultados y discusión:

Fig. 1. WFV plantados con *T. domingensis* e *I. pseudacorus* (izquierda) y esquema de la disposición de los sustratos utilizados (derecha).





En las Tablas 1 y 2 se puede observar los valores de remoción del sistema con alta y baja carga hidráulica, respectivamente. La concentración de amonio disminuyó, observándose diferencias significativas entre las distintas cargas hidráulicas ($p < 0,05$). La menor carga hidráulica favoreció significativamente la remoción de N inorgánico total. La remoción de amonio y DQO no presentaron diferencias significativas entre las especies de macrófitas. La concentración de nitrato y nitrito aumentaron después del tratamiento, indicando procesos de desnitrificación incompletos, estos resultados son comúnmente encontrados en wetlands verticales por no tener una etapa anaeróbica para la desnitrificación. Las altas temperaturas probablemente favorecieron la nitrificación. Según Kadlec y Reddy (2001), la temperatura ideal para los procesos biológicos en wetlands de flujo superficial es entre 20-35°C, rango en el cual nuestros wetlands verticales operaron.

Tabla 1. Parámetros medidos en el efluente al inicio y final del tratamiento utilizando efluente crudo diluido 1:5. Se presentan los valores medios y los rangos de concentración entre paréntesis. Carga hidráulica 40L/d.

Parámetro	Inicial	<i>T. domingensis</i>	<i>I. pseudacorus + C. indica</i>	Remoción
pH	8 (7,6 - 8,3)	7,4 (6,7 - 8)	7,7 (7,1 - 8,1)	-
Conductividad	2684 (1978 - 4240)	2638 (1978 - 4240)	2640 (1825 - 4100)	-
DQO (mg/L O ₂)	324,5 (270 - 480,1)	268,5 (173,6 - 286,40)	248,4 (203,9 - 287)	22,3 / 17,9
N-NH ₄ ⁺ (mg N/L)	161,4 (63,3 - 279,7)	104 (25,7 - 197,5)	118,3 (50,1 - 223)	33,9 / 24,3
N-NO ₃ ⁻ (mg N/L)	6,2 (4,9 - 7,3)	31,2 (2,4 - 79,9)	22,2 (4,5 - 52,3)	-
N inorg. tot. (mg N/L)	169,4	147,2	151,8	13,7 / 10,4

Tabla 2. Parámetros medidos en el efluente al inicio y final del tratamiento utilizando efluente crudo diluido 1:5. Se presentan los valores medios y los rangos de concentración entre paréntesis. Carga hidráulica 30L/d.

Parámetro	Inicial	<i>T. domingensis</i>	<i>I. pseudacorus + C. indica</i>	Remoción
pH	8,19 (7,73 - 8,43)	7,43 (7 - 7,7)	7,49 (7 - 7,7)	-
Conductividad	3910 (3290 - 5750)	3350 (2890 - 5130)	3290 (2730 - 4890)	-
DQO (mg/L O ₂)	403,5 (314,2 - 485,1)	333,9 (286,4 - 388,1)	314,2 (268 - 388,2)	25 - 29,9
N-NH ₄ ⁺ (mg N/L)	196,5 (171,4 - 267,3)	58,1 (32,9 - 98,3)	62,4 (47,2 - 83,3)	74,6 / 71,8
N-NO ₃ ⁻ (mg N/L)	35,91 (8,9 - 60,1)	72,1 (36,7 - 102,3)	73,4 (45,7 - 112,2)	-
N inorg. tot. (mg N/L)	234,2	142,2	147,1	39,3/37,1

Conclusión:

Una menor carga hidráulica favoreció la remoción de amonio y de nitrógeno inorgánico total. La especie de macrófita utilizada no influyó significativamente en la remoción de estos parámetros. La macrófita y la carga hidráulica no influyeron significativamente en la disminución de DQO.

Bibliografía:

- Kadlec, R.H., Reddy, K.R., 2001. Temperature effects in treatment wetlands. *Water Environ. Res.* 73(5), 543-557.
- Kadlec, R.H., Zmarthie, A. 2010. Wetland treatment of leachate from a closed landfill. *Ecol. Eng.* 36, 946-957.
- Mietto, A., Politeo, M., Breschigliaro, S., Borin, M. 2015. Temperature influence on nitrogen removal in a hybrid constructed wetland system in norther Italy. *Ecol. Eng.* 75, 291-302.



INFLUENCIA DE NUTRIENTES EN LA EMISIÓN Y CAPTURA DE CO₂ EN UN HUMEDAL NATURAL EUTROFIZADO

Influence of nutrients in the emission and consumption of CO₂ in a natural wetland eutrophicated

Juan P. Silva^a, Teresita Canchala^a, Jefferson Correa^a, Enrique J. Peña^b

^aIngeniería Sanitaria y Ambiental, Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente, Universidad del Valle, Cali, Colombia ^bDepartamento de Biología, Facultad de Ciencias Naturales y Exactas, Universidad del Valle, Cali, Colombia. (Email: Juan.silva@correounivalle.edu.co, teresita.canchala@correounivalle.edu.co, Jefferson.correa@correounivalle.edu.co, Enrique.peña@correounivalle.edu.co).

Palabras clave: Dióxido de Carbono, Eutrofización, Gases de Efecto Invernadero, Humedales, Nutrientes.

Introducción:

Los humedales son ecosistemas acuáticos que ofrecen diversos servicios ecosistémicos. Infortunadamente, diferentes actividades antropogénicas relacionadas con asentamientos urbanos, descargas de aguas residuales y otras, han alterado el equilibrio de los mismos provocando la alteración de los ciclos biogeoquímicos (C, N y P) que conducen a la eutrofización de los cuerpos acuáticos. Condición que ha sido sugerida como un factor que favorece la generación de GEI e incrementa la contribución de los humedales naturales al cambio climático (Keddy, 2010). Dado que actualmente existe una preocupación y una importante necesidad científica de determinar el impacto de la eutrofización en el incremento de la generación de GEI en humedales naturales el presente estudio tuvo como objetivo principal evaluar la influencia de los nutrientes en la generación y consumo de CO₂ en un humedal natural eutrofizado.

Metodología:

Muestras de gases y calidad de agua fueron tomadas en el Humedal Madrigal (Colombia) para determinar la dinámica de generación y consumo de CO₂, así como también las concentraciones de nutrientes en la columna de agua. Los puntos seleccionados en el humedal presentaron las siguientes características: P1 (Intercambio de agua con Río altamente contaminado), P2 (influencia de actividades piscícolas), P3 (predominio de vegetación) y P3A (Influencia de vertimientos de aguas residuales domésticas). Las muestras de gases y de agua se tomaron entre las 9:00 am y 2:00 pm. Las mediciones de CO₂ fueron estimadas empleando la técnica de cámaras estáticas conforme a la metodología planteada por Silva et al. (2015). Las muestras de gases fueron inyectadas en un vial previamente sellado y al vacío de 10 ml y posteriormente analizado empleando un equipo infrarrojo Qubit S151, fase móvil de 75 ml de aire.min⁻¹ a temperatura ambiente. Por su parte el análisis de calidad de agua, parámetros in situ y nutrientes se realizó conforme a lo recomendado por el Standard Methods (APHA, 2005). Para el análisis de los datos se realizó pruebas de normalidad, de comparación y correlaciones de Spearman entre calidad de agua y flux de CO₂.

Resultados y discusión:

Los resultados obtenidos indican que el humedal capturó y emitió CO₂ durante el periodo de muestreo. Los valores medios de flux de CO₂ fueron: P1: $-0,12 \pm 7,63$ (n=21), P2: $1,03 \pm 9,31$ (n=22), P3: $-2,74 \pm 9,83$ (n=21) y P3A: $1,40 \pm 8,40$ (n=20) g.CO₂.m⁻².d⁻¹. En general, P1 y P3 actuaron como sumidero, mientras que P2 y P3A actuaron como fuentes de CO₂. En general en cuanto a calidad de agua, los rangos de concentraciones de OD, DQO, P, NH₃ oscilaron entre 0,83 y 2,05 mg.L⁻¹O₂, 21,8 y 25,95 mg O₂.L⁻¹, 0,059 y 0,072 mg P.L⁻¹, 0,27 y 0,57 mg N-NH₃.L⁻¹, respectivamente. Estos resultados permitieron establecer el estado eutrófico del humedal, ya que valores de OD por debajo de 4,0 mg.L⁻¹ O₂, evidencian condiciones de hipoxia (Bellido *et al.*, 2012), las concentraciones de DQO por encima de 20 mg O₂.L⁻¹ indica la presencia de contaminación moderada, por su parte las concentraciones de



fósforo total confirmaron el estado eutrófico del humedal (Moreno, 2010). Las correlaciones entre los diferentes parámetros de interés con los flux de CO₂ se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Correlaciones de Spearman para los flux de CO₂ por punto de muestreo

Parámetro	P1	P2	P3	P3A
ORP	NC	NC	NC	(0,01; -56%)
OD Superficie	(0,031; 48%)	NC	NC	NC
OD Fondo	(0,007; 63%)	NC	NC	NC
Nitratos (mg N-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	(0,002; -65%)	NC	NC	(0,028; 53%)
Nitratos Fondo	(0,02; -58%)	NC	NC	NC
Alcalinidad (mg de CaCO ₃ .L ⁻¹)	(0,009; 55%)	NC	NC	(0,015;-56%)
Hierro Total (mg Fe.L ⁻¹)	(0,026; 50%)	NC	NC	NC
Hierro Férrico (mg Fe ⁺³ .L ⁻¹)	(0,023; 52%)	NC	NC	NC

($p < 0,05$, coeficiente de Spearman) NC: No existe correlación

Los resultados evidenciaron que solo en los puntos P1 y P3A existen correlaciones significativas entre CO₂ y variables de estudio, indicando que las condiciones particulares de cada punto influenciaron de manera diferente la dinámica de emisión y consumo de CO₂. Las concentraciones de OD en superficie y fondo de la columna de agua presentaron correlación positiva con CO₂ debido a que la disponibilidad de OD facilita la oxidación de la materia orgánica (MO) por los microorganismos durante la respiración heterótrofa (Li y Zhang, 2014). Por su parte las concentraciones de NO₃⁺ se correlacionaron negativamente en P1 debido a que el nitrógeno inorgánico como NO₂⁻ y NO₃⁺ favorece los procesos de fotosíntesis y la captura de CO₂ por parte del fitoplancton. Por el contrario, en P3A se evidenció correlación positiva entre NO₃⁺ y CO₂, debido a que las condiciones reductoras en la zona facilitan que los microorganismos utilicen NO₃⁺ y MO como fuentes de energía para producir tanto N₂O como CO₂ (Harley, 2013).

Agradecimientos: Los autores agradecen a la Universidad del Valle y al proyecto financiado por Colciencias mediante la convocatoria No 569 de 2012 “Secuestro y emisión de gases de efecto invernadero en humedales estratégicos del Valle del Cauca”.

Bibliografía:

- APHA (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater, Washington D.C.
- Bellido, J.L., Peltomaa, E., Ojala, A. (2012) Erratum: An urban boreal lake basin as a source of CO₂ and CH₄ (Environmental Pollution (2011) 159, 1649-1659). Environmental Pollution. 166, 234.
- Harley, J.F. (2013) From Source to Sea: Spatial and Temporal Fluxes of the Greenhouse Gases N₂O, CO₂ and CH₄ in the River Tay Catchment. PhD thesis. The University of Edinburgh, The King's Buildings, Edinburgh.
- Silva, J.P., Lasso, A., Lubberding, H.J., Peña, M.R., Gijzen, H.J. (2015) Biases in greenhouse gases static chambers measurements in stabilization ponds: Comparison of flux estimation using linear and non-linear models. Atmospheric Environment. 109, 130-138.
- Keddy, P.A. (2010) Wetland Ecology: Principles and Conservation, Cambridge University Press.
- Li, S., Zhang, Q. (2014) Partial pressure of CO₂ and CO₂ emission in a monsoon-driven hydroelectric reservoir (Danjiangkou Reservoir), China. Ecological Engineering. 71, 401-414.
- Moreno, P.Q., López, J.A. (2010) Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. CBS. Departamento El Hombre y su Ambiente. pp. 25 -33.



CONCENTRACIÓN DE METALES Y P EN MACRÓFITAS DE HUMEDALES PERIURBANOS DEL RÍO PARANÁ MEDIO

Metal and P concentrations in macrophytes of periurban wetlands from the Middle Parana River

Córdoba^a, C.A., Alonso^a, X.¹, Hadad^{ab}, H.R., Polla^a, W.M., Reyes^a, M.S., Fernández^a, V., Granados^a, D.I., Marino^a, L.A., Villalba^a, A.

^aDepartamento de Ciencias Naturales, Facultad de Humanidades y Ciencias, Universidad Nacional del Litoral

^bQuímica Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) (E-mail: carlosalbertocordoba@live.com.ar)

Palabras clave: Humedales Periurbanos, Contaminantes, Macrófitas

Introducción:

Si bien las macrófitas de la llanura aluvial del río Paraná han sido ampliamente estudiadas, no se han encontrado trabajos referidos a la caracterización de las macrófitas que habitan en ambientes periurbanos que reciben contaminación de distinto origen. Desde el punto de vista de su utilización en la fitoremediación, las macrófitas nativas presentan diferencias en su capacidad de acumulación de contaminantes debido a las diferencias en la tolerancia y biomasa. En este trabajo se determinaron las concentraciones de contaminantes en agua, sedimento y tejidos vegetales en humedales periurbanos de la llanura aluvial del río Paraná Medio. En base a estos resultados, se podría determinar la eficiencia de las especies nativas menos estudiadas para ser utilizadas en humedales de tratamiento.

Metodología:

Se estudiaron cuatro humedales pertenecientes a la llanura de inundación del Río Paraná Medio. Los sitios se denominaron “Rincón”, “Arroyo Leyes”, “Cayastá” y “Reserva Ecológica Ciudad Universitaria (RECU)”, y son diferentes en cuanto a morfología, tamaño y profundidad. Se seleccionaron debido a que presentaban algún indicio de contaminación, tales como presencia de residuos sólidos urbanos, volcado de efluentes, cercanía a carreteras y zonas pobladas. Se realizaron seis muestreos por cada sitio a lo largo de 12 meses. Se realizó la caracterización físico-química completa del agua y se realizó un análisis cualitativo (semicuantitativo) multielemental en las muestras de hojas y raíces de las macrófitas más representativas de cada sitio, y sedimento de fondo. En base a estos resultados, luego se determinó la concentración de Cr, Cu, Ni, Pb, Zn y P, ya que estos fueron los elementos mayoritarios. Las macrófitas estudiadas en cada sitio fueron: *Typha domingensis* (Rincón), *Eichhornia crassipes* (A. Leyes), *Lemna gibba* (Cayastá), *Alternanthera philoxeroides* (Cayastá), *Pistia stratiotes* (RECU).

Resultados y discusión:

A lo largo del estudio en los cuatro sitios el pH varió en un rango de 6,68 a 8,27. Los mayores valores de conductividad se registraron en RECU (1047 a 1608 $\mu\text{S}/\text{cm}$). El sitio Rincón fue el que presentó mayor variación, en un rango de 505 a 1070 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Arroyo Leyes presentó el menor valor (135,7 a 320 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Cayastá y Rincón presentaron el mayor rango de concentración de nitratos (1 a 4,7 mg L^{-1}). No se detectó nitrito en ningún sitio. Respecto al amonio, todos los sitios presentaron amplios rangos, siendo los mayores valores registrados en Rincón. En relación con el fósforo total y el fósforo reactivo soluble, Cayastá presentó los valores más altos y Arroyo Leyes los más bajos. Según el análisis cualitativo realizado, no se detectaron metales en agua en ninguno de los sitios. En cuanto al sedimento (Tabla 1), los



metales que menores concentraciones presentaron en todos los sitios fueron Ni y Cr, mientras que las mayores concentraciones se obtuvieron para Zn. Rincón y Cayastá fueron los que mayor concentración de Pb presentaron. Arroyo Leyes mostró la mayor concentración de Cu y Zn. Los mayores valores de P se registraron en el sitio Rincón, seguido por RECU.

Tabla 1. Rangos de concentraciones de Cr, Cu, Ni, Pb, Zn y P (mg g⁻¹) medidas en el sedimento de cada sitio.

Sitio	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	P
Rincón	0,006-0,009	0,033-0,093	ND	0,020-0,147	0,081-0,139	0,382-1,272
A. Leyes	0,005-0,006	0,020-0,316	ND	0,019-0,055	0,037-0,363	0,086-0,258
Cayastá	ND-0,009	0,020-0,086	ND	ND-0,137	0,091-0,197	0,081-0,249
RECU	0,006-0,022	0,024-0,077	ND	0,045-0,065	0,051-0,124	0,710-0,761

Las concentraciones de metales en las hojas de todas las especies se encontraron por debajo del límite de detección del método. En cuanto a las raíces (Tabla 2), *T. domingensis* presentó mayores concentraciones de Zn seguido de Pb. *E. crassipes* presentó los mayores valores de Pb y *L. gibba* mostró las mayores concentraciones de Cu y Pb. *P. stratiotes* mostró la mayor concentración de Zn en relación a los demás metales. Cr y Ni mostraron las menores concentraciones en todas las especies.

Tabla 2. Rangos de concentraciones (mg g⁻¹) de metales (raíces) y P (hojas y raíces) medidas en las macrófitas dominantes de cada sitio. Las concentraciones de metales en hojas se encontraron debajo del límite de detección del método.

	<i>T. domingensis</i> (Rincón)	<i>E. crassipes</i> (A. Leyes)	<i>L. gibba</i> (Cayastá)	<i>A. philoxeroides</i> (Cayastá)	<i>P. stratiotes</i> (RECU)
Cr	ND(0,002)-0,008	ND(0,002)-0,003	ND(0,002)	ND(0,002)	ND(0,002)-0,005
Cu	0,0360-0,072	ND(0,002)- 0,046	0,151	0,05	0,028-0,031
Ni	ND(0,002)-0,008	ND(0,002)-0,004	ND(0,002)	ND(0,002)	ND(0,002)- 0,001
Pb	0,029-0,089	0,029-0,107	1,836	0,05	0,031-0,032
Zn	0,056-0,209	0,029-0,059	0,06	0,133	0,043-0,094
P(hoja)	2,048-2,783	1,139-1,796	3,691	4,40-5,45	1,001-1,314
P(raíz)	1,147-4,359	3,147-3,925	-	3,08-3,94	0,923-2,266

La exclusión de metales en raíces ha sido sugerida como una estrategia de tolerancia. Todas las especies, excepto *E. crassipes*, presentaron una mayor concentración de P en hojas. A pesar de que *L. gibba* mostró elevadas concentraciones de contaminantes en sus tejidos, posee una baja capacidad fitoremediadora por tener una baja biomasa. Otras macrófitas, como *T. domingensis* y *E. crassipes*, pueden ser consideradas eficientes bioacumuladoras de contaminantes debido a su mayor biomasa. En la mayoría de los muestreos se observó una mayor concentración de metales en sedimento en relación con los tejidos vegetales, mientras que en agua no se detectaron, indicando que la contaminación por metales puede ser fácilmente detectada en sedimento. Sin embargo, la ventaja de utilizar macrófitas en humedales de tratamiento, es que influyen en la biogeoquímica del sedimento transportando oxígeno desde las partes aéreas hacia la rizósfera contribuyendo con la acumulación de los contaminantes en el sedimento (Maine et al., 2009). *A. philoxeroides* no ha sido muy estudiada por lo cual sería pertinente realizar futuros estudios que evalúen su eficiencia y posible implementación en humedales de tratamiento.

Bibliografía:

Maine, M.A., Suñe, N., Hadad, H.R., Sánchez, G., Bonetto, C.A. (2009) Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland. *J. Environ. Manag.* 90, 355-363.



CARTOGRAFÍA DE HUMEDALES POTENCIALES DE MÉXICO Y EL CASO DE LOS HUMEDALES TEMPLADOS EN LAS CIÉNEGAS DE LERMA, ESTADO DE MÉXICO; COMO PARTE DEL INVENTARIO NACIONAL DE HUMEDALES ESCALA 1:50 000

Mapping of potential wetlands of Mexico and the case of Cienegas de Lerma as part of National Wetland Inventory scale 1:50 000

Mondragón, B.R.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI; México; Rogelio.mondragon@inegi.org.mx

Palabras clave: Humedales, Potenciales, Inventario, Fotointerpretación, Lerma

Introducción:

Los humedales continentales en México son diversos debido a las condiciones locales de litología, relieve y clima principalmente, sin embargo muchos de ellos funcionan actualmente como los principales agentes depuradores de aguas residuales dada la pobre infraestructura de tratamiento. La distribución altitudinal de la población en México es atípica, las principales ciudades del país se ubican a más de dos mil metros de altitud, incluida la capital de la república, arriba de esta cota vive el 31.65% de la población nacional, otro 31.2% se concentra en el intervalo altitudinal 2000 - 1000 msnm; esto significa que diariamente deben ser depurados millones de metros cúbicos de aguas residuales para que inicien su recorrido cuenca abajo hasta llegar al Golfo de México o al Océano Pacífico, a falta de suficiente infraestructura eficiente de tratamiento de aguas residuales es necesario identificar los humedales naturales que coadyuvan en la depuración de la contaminación y que representan sitios de importancia para los ecosistemas locales.

En 2007 en el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) generó la cartografía de Humedales Potenciales, para 2014 inician los prototipos del Inventario Nacional de Humedales (INH) escala 1:50 000, para ello se trabajaron dos cuencas prototipo Lerma I y Lerma II en el estado de México, incluye Ciénegas de Lerma declarado como Sitio RAMSAR, se trata de la cuenca con mayor altitud donde viven más de dos millones de habitantes.

Metodología:

Humedales potenciales

A partir del análisis de la relación Vegetación/Tipo de Drenaje se hicieron combinaciones con los 25 tipos de vegetación y los cuatro tipos de drenaje en los suelos. El resultado, cuatro cubiertas de áreas con potencial (AP) alto de ser humedales, este subproducto se relacionó con cuerpos y corrientes de agua; para obtener polígonos con altas posibilidades de formar humedales potenciales y se seleccionaron las áreas con pendiente del terreno menor de 3°, finalmente se agruparon unidades que presentan similitudes en estructura y función, auxiliados con el mapa de Regiones Ecológicas de América del Norte (Nivel I), el cual identifica para México 7 áreas ecológicamente distintivas de la superficie de la tierra.

Inventario de humedales por cuenca escala 1:50 000

Mediante procesos de álgebra de mapas se generaron los modelos cartográficos escala 1:250 000; para el Inventario Nacional de Humedales escala 1:50 000 se implementaron además técnicas de fotoidentificación y fotointerpretación sobre imágenes de satélite permiten definir el límite de los humedales, su zonificación, vegetación y uso del suelo, definidos los humedales en gabinete se procede a verificar en campo los límites, zonificación, identificación de entradas y salidas del sistema, impacto antropogénico y determinación de parámetros físico-químicos básicos en campo para evaluar el estado inicial del ecosistema.



Interpretación y análisis del Caso Lerma

Ciénegas de Lerma es un humedal natural de tipo palustre que se origina en la parte alta de la cuenca Lerma-Chapala, una de las cuencas hidrográficas más importantes del país por la población que vive en ella, actualmente sólo queda el 10% de lo que era a principios del siglo XX, ha sido fragmentado y expuesto a contaminación por descarga directa y de aguas tratadas de residuos aguas domésticos, municipales e industriales; el INEGI realizó la delimitación de los humedales, su clasificación y zonificación, además de identificar los puntos de ingreso de contaminantes y el cambio de parámetros en temporada seca y de lluvias (Tabla 1).

Tabla 1. Comparativo parámetros básicos de campo Estiaje/lluvias

Humedal/Sitio	Temperatura °C	pH	Conductividad eléctrica	Sólidos Totales Disueltos	Oxígeno disuelto	Color	Turbidez
Chignahuapan 1	25/15.8	8.71/7.95	1533/876	754/524	1.67/7.34	Amarillo/Café	Ligera/Moderada
Chignahuapan 2	22.5/17.7	9.7/8.24	379/339	192/189	11.5/7.82	Amarillo/Verde	Ligera/Ligera
Chimaliapan 1	15/21	8.44/9.1	852/549	517/289	6.09/8.34	Café/Verde	Nula/Ligera
Chimaliapan 2	21/14.5	8.16/6.96	622/510	326/311	3.23/7.3	Incoloro/Verde	Nula/Nula
Chimaliapan 3	ND /17.8	ND /7.45	ND /876	ND /502	ND /2.06	ND /Café	ND /Ligera
Chiconahuapan	23/20.4	8.08/7.61	623/442	664/213	4.22/3.24	Incoloro/Incoloro	Nula/Ligera
Presa Alzate 1	25/14.7	8.29/7.3	446/199.9	208.1/120.7	5.8/4.29	Amarillo/Incoloro	Ligera/Nula
Presa Alzate 2	27/23.9	8.29/7.68	509/314	236/152.7	11.5/5	Amarillo/Incoloro	Ligera/Ligera
Presa Alzate 3	24.5/21.6	10.09/7.68	520/815	254/430	11.69/0.06	Café/Otro	Ligera/Moderada
Presa Alzate 4	19.5/ ND	10.4/ ND	574/ ND	313/ ND	6.87/ ND	Verde/ ND	Moderada/ ND

ND: No determinado

Resultados y discusión:

De un millón 964 mil 375 km² que conforman el territorio continental de México aproximadamente 128 mil 123.91 corresponde a humedales potenciales, lo que representan el 6.52% del territorio total del país.

La presión que ejercen el crecimiento urbano y la incorporación de aguas residuales a las Ciénegas de Lerma ponen en peligro la viabilidad del ecosistema, sin embargo funciona como un depurador natural de las descargas de una zona urbana e industrial en crecimiento.

Bibliografía:

- Berlanga-Robles, CA., Ruiz, A., De la Lanza, E.G. (2008) Esquema de la clasificación de los humedales de México, Investigaciones geográficas.
- Cowardin, L.M., Carter, V., Golet, F.C., LaRoe, E.T. (1979) Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States, U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. 131 pp.
- INEGI. Metodología para la realización del inventario nacional de humedales de México a nivel de cuenca hidrológica, escala 1:50 000. Inédito.
- Semenuk, V., Semenuk, C.A. (1995) A geomorphic approach to global classification for inland wetlands. Vegetation 118:103-124.
- UNAM. Estudio interdisciplinario de los humedales de la república mexicana: desarrollo metodológico para el inventario nacional de humedales y su validación a nivel piloto. Informe Resumen.



EVALUACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE GLIFOSATO EN UN EMBALSE ASOCIADO A UN AMBIENTE AGRÍCOLA EN ENTRE RÍOS

Glyphosate concentrations in a reservoir (“tajamar”) associated to an agricultural environment
in Entre Ríos, Argentina

Repetti^a, M.R., Demonte^a, L.D., Oszut^b, J.D., Ramirez^c, A., Sione^b, S.M., Wilson^{b,d}, M.G., Gabioud^d,
Paravani, E.V.^c, Beldoménico^a, H.R., Sasal^d, M.C.

^aPRINARC (Programa de Investigación y Análisis de Residuos y Contaminantes Químicos), Facultad de
Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2654, Piso 6, Santa Fe (3000),
Argentina. (E-mail: mrepetti@fiq.unl.edu.ar)

^bFacultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta Provincial 11 km 10.5.
(3101) Oro Verde. Entre Ríos.

^cFacultad de Ingeniería. Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta Provincial 11 km 10.5.
(3101) Oro Verde. Entre Ríos.

^dInstituto Nacional de Tecnología Agropecuaria EEA Paraná. Ruta Provincial 11 km 12.5.
(3101) Oro Verde. Entre Ríos.

Palabras clave: Agua superficial, Glifosato, UHPLC-MS/MS, Agricultura, Siembra directa

Introducción:

La utilización del herbicida glifosato (GLI) se ha incrementado en los últimos años, asociado a la extraordinaria expansión del cultivo de variedades transgénicas (soja y otros) y a la siembra directa. Su persistencia, degradación y movilidad en suelos y aguas constituyen temas de prioritario interés y debate, siendo limitada la información referida a sus impactos. En Entre Ríos, el riesgo de contaminación de cursos de agua superficial por agroquímicos es elevado, dado las características topográficas, la baja capacidad de infiltración de los suelos, el régimen pluviométrico y la profusa red hidrológica que presenta esta provincia, conformada por más de 7000 trazados hídricos de régimen autóctono. El relieve ondulado favorece la construcción de tajamares, aguadas de abrevadero para animales, que presentan gran potencialidad para la evaluación de los ecosistemas en la provincia.

El objetivo de este trabajo fue cuantificar la concentración de GLI y su principal metabolito ácido aminometilfosfónico (AMPA) en un cuerpo de agua perteneciente a una cuenca agrícola característica de Entre Ríos.

Metodología:

El estudio se efectuó en la Estación Experimental Agropecuaria de INTA Paraná, en un embalse que recibe el aporte de una cuenca de 29 ha, con dos laderas de 4% y 8% de pendiente. En los lotes agrícolas de la cuenca se practica una secuencia de cultivos maíz-trigo/soja bajo siembra directa.

Durante el período julio 2009-noviembre 2013 se realizaron 24 muestreos de agua del embalse. Los cuatro últimos muestreos se efectuaron con una frecuencia semanal a lo largo de 1 mes, a efectos de analizar la concentración del herbicida en un período corto de tiempo.

Para la determinación de la concentración de GLI y AMPA se aplicó un método basado en la derivatización con FMOC (9-fluorenilmetil cloroformato) y análisis de los extractos con un sistema de cromatografía líquida-espectrometría de masa (Repetti y col.).

Se estimó la cantidad de GLI y de AMPA (en gramos) presente en el embalse, mediante el producto del volumen de agua al momento de muestreo y la concentración determinada. Además se analizó la correlación entre cantidad y concentración de GLI, y entre cantidad de GLI y volumen de agua del embalse.

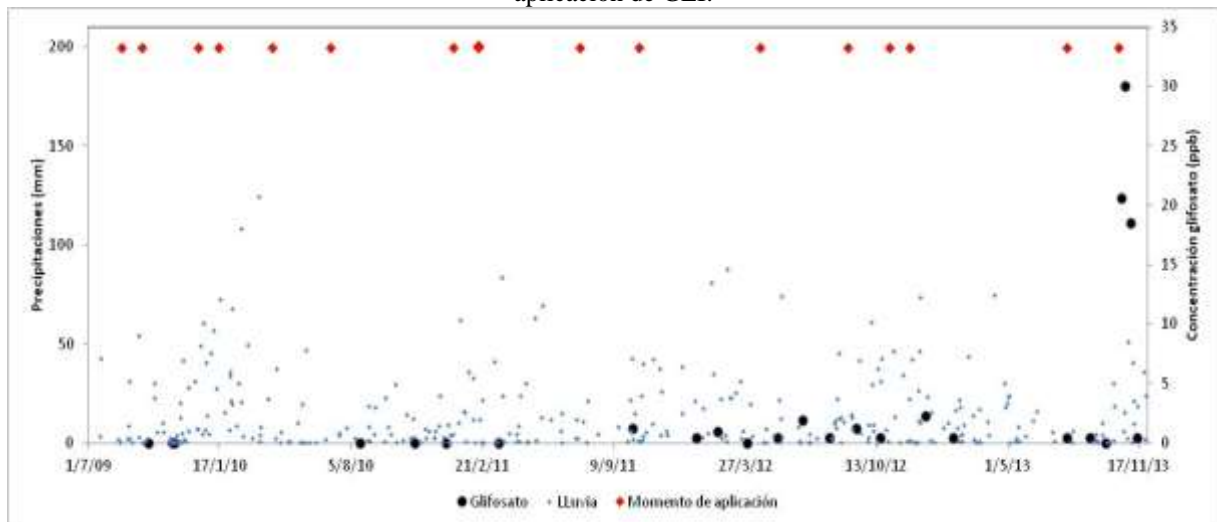


Resultados y discusión:

Las concentraciones de GLI en el agua del embalse oscilaron entre ND (No Detectado, siendo el umbral de detección de 1 ng ml^{-1}) y 30 ng ml^{-1} durante el período de estudio. En general no se detectó asociación entre la concentración del herbicida y el volumen de precipitación de eventos de lluvia, ni con la proximidad a los momentos de aplicación. Sin embargo, la mayor concentración en agua se registró a 10 días de la última aplicación de glifosato, lo que podría atribuirse a pérdida por escurrimiento, habiéndose efectuado la extracción de muestra el día siguiente del evento de lluvia (Sasal y col.). Se observó una tendencia creciente (no significativa) en la concentración de GLI en el cuerpo de agua a lo largo del período de tiempo evaluado, no habiéndose determinado valores ND a partir del año 2011. La concentración de AMPA osciló entre ND y $1,8 \text{ ng ml}^{-1}$, estando asociadas a la concentración de GLI. No se detectó correlación significativa entre la cantidad de GLI con su concentración y con el volumen de agua del embalse.

Este trabajo presenta datos de concentración de GLI durante un período mayor a 4 años, en un cuerpo de agua superficial asociado a un ambiente agrícola en Entre Ríos. La ausencia de valores de concentración de GLI inferiores al umbral de detección en los últimos 3 años indicaría el impacto del sistema agrícola, contribuyendo con información básica en relación a las prácticas de su aplicación como fuente no puntual de contaminación de cuerpos de agua. La información presentada aporta al conocimiento de uno de los destinos del GLI en el ambiente, a la vez que constituye una herramienta de utilidad para el diseño de prácticas agronómicas tendientes a lograr agrosistemas de bajo perfil contaminante. El embalse utilizado para el estudio mostró excelentes condiciones para la evaluación ambiental por exposición a agroquímicos. El uso de estos reservorios aun sub-utilizados para este fin, constituye una importante herramienta para el monitoreo y seguimiento del impacto ambiental.

Concentración de GLI en agua de embalse, precipitaciones durante el período de estudio y momentos de aplicación de GLI.



Bibliografía:

- Repetti, M.R., Demonte, L., Michlig, N., García, S.R., De Jesús, J.J., Beldoménico, H.R. (2013) Comparison of methods for determination of glyphosate at sub-ppb levels by UHPLC-MS/MS. 4th Latin American Pesticide Residue Workshop, 120 p.
- Sasal, M., Demonte, L., Cislighi, A., Gabioud, E., Oszust, J., Wilson, M., Michlig, N., Beldoménico, H., Repetti, M. (2015) Glyphosate loss by runoff and its relationship with phosphorus fertilization. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 63(18), 4444-4448.



CARACTERIZACIÓN Y REMEDIACIÓN DE MARISMAS CONTAMINADAS CON ESCORIAS EN SAN ANTONIO OESTE (RÍO NEGRO, ARGENTINA)

Characterization and remediation of coastal marshes and shrublands contaminated with slag in San Antonio Oeste (Río Negro, Argentina)

Sartor^a, A

^a Grupo de Estudios Ingeniería Ambiental, Facultad Regional Bahía Blanca, Universidad Tecnológica Nacional, 11 de Abril 461, Bahía Blanca (8000), Argentina (E-mail: asartor@frbb.utn.edu.ar)

Palabras clave: marismas, pasivo ambiental, remediación, minería

Introducción:

Se propone un análisis sobre las perspectivas de remediación en un área contaminada que cubre 56 ha de arbustales costeros y marismas en la bahía interna de San Antonio Oeste (SAO, Río Negro), a 2 km de la ciudad, en la intersección entre la Ruta Nacional N° 251 y el ingreso a Las Grutas. Se utilizarán para este trabajo los resultados del informe realizado a pedido del Gobierno provincial, en el año 2006, al grupo GEIA- UTN-FRBB, en el que se caracterizó el sitio y se presentaron algunas pautas y recomendaciones preliminares para la gestión y aplicación de tecnologías de remediación en el sitio (Sartor et al., 2006). Los residuos provienen de la ex fundición Geotecnia, que funcionó entre la década del cincuenta y el ochenta. La presencia de metales en niveles superiores a los naturales en el ecosistema del Golfo San Matías era conocida desde la década del noventa y su acumulación en bivalvos ratificada por Vazquez (2005). En el año 2006, el Ministerio de Salud de la Nación respondió a los reclamos y movilizaciones de vecinos y ONGs locales, realizando un estudio epidemiológico sobre 200 niños de SAO para investigar la presencia de plomo en sangre. Los resultados confirmaron que el 64% de ellos presentaba niveles superiores a 5 ug/dl y el 20% niveles superiores a 10 ug/dl, superando los límites fijados por la Organización Mundial de la Salud. El sitio se encuentra en proceso de remediación desde 2015 con intervención del Programa II GEAMIN (Secretaría de Minería de la Nación) financiado por el PNUD.

Metodología:

Se realizó un relevamiento del sitio y recomposición de su historicidad para comprender posibles efectos de las actividades antrópicas que resultaron en la movilización del material contaminado. Se recopiló y ordenó información previa generada por otros organismos que permitió identificar los residuos depositados constituidos por óxidos de Fe, Si y elementos solubles en la escoria (Mn, Mo, V, S, Cr, As, Al, Ca, Mg, K, P, Ni, Sr) e importantes cantidades de Pb, Cu, Fe y Zn atrapados o disueltos (Bonuccelli, 2003). Se completó un estudio de los mecanismos de transporte de contaminantes de la escoria, considerando que su movilidad depende del comportamiento geoquímico y mineralógico y sus efectos sobre la capacidad de lixiviación, tipo y perfil del suelo, pH, concentraciones, potencial redox, grado de humedad y presencia de iones que posibiliten su complejación. Se realizaron determinaciones de DRX, análisis químico y de lixiviados de las muestras tomadas del suelo, sedimentos y agua. Se realizó la medición, nivelación y cubicación de las áreas de depósito que resultaron en la identificación de tres acumulaciones de escoria principales: la pila 1, cercana a la Ruta, la pila 2, ubicada en un sector medio, separada por un camino de una vivienda y de instalaciones precarias y la pila 3, que incluye, además de la escoria, restos de acumuladores. En el área se ubica, además, un amplio sector de cavas generadas por la extracción de áridos, con signos de receptor la contaminación de la pila 1. Se caracterizó la vegetación presente en el sector.



Resultados y Discusión:

Los antecedentes documentados y los resultados del informe del GEIA-UTN (2006) comprobaron todas las vías típicas de transporte de la contaminación (aérea, escurrimiento superficial y subterráneo). La vegetación arbustiva sólo desarrollada en los lugares con menor cantidad de residuos mostraba tallos y ramas de color ligeramente rojizo, desprovistas de ramas y hojas hasta aproximadamente 50 cm de la superficie del suelo. En las muestras de suelo en superficie (10 cm) el mineral que se encuentra en mayor porcentaje es la plumbojarosita, el plomo en un complejo cristalino reemplazando al K de la jarosita. Los resultados obtenidos muestran que los compuestos minerales existentes son redes cristalinas conteniendo hierro (en su mayoría), plomo como cationes y sulfatos y óxidos como aniones. La concentración de metales en superficie es mayor que en profundidad, y con los análisis de lixiviado se determinó que la concentración de Zn resulta mayoritaria, indicando que no se encuentra retenido en la jarosita. Este ión no es retenido en complejos cristalinos a pH ácido y los valores de concentración de plomo en los ensayos de lixiviado son menores por estar retenido en complejos cristalinos (plumbojarosita). Las muestras superficiales de suelo presentan menor concentración a mayor distancia de las pilas, pero con concentraciones de metales por encima de los niveles guía hasta los 100 metros. Las mejores opciones tecnológicas y de gestión de remediación surgen de considerar cada una de las vías de transporte de los contaminantes y las particularidades de los medios receptores. Un aspecto a tener en cuenta es el control sobre las condiciones de biodisponibilidad de los complejos existentes. Los sitios con mayor riesgo de ser alcanzados por el agua de mar son las pilas 2 y 3, que se encuentran más cerca de la línea de marea alta, con la napa freática a menos de un metro de profundidad. La presencia de complejos de Pb y al Cd en formas menos disponibles, generan, en contraposición, condiciones de solubilidad para el Zn, y por acción de escorrentía y arrastre de partículas contaminadas quedan evidenciados en los resultados analíticos con la presencia de contenidos altos de Zn en las muestras de sedimentos marinos. Debido al riesgo de aumentar la biodisponibilidad con la movilización de los sedimentos contaminados, y considerando una densidad de 1600 kg/m^3 para el material con mayor grado de contaminación (107840 tn), se sugiere una combinación de tecnologías diferentes para las tres pilas: para la pila 1, un programa de contención y aislamiento *in situ* de los 58300 m^3 extendidos sobre un área de 38859 m^2 ; para la pila 2, que cubre 3364 m^2 , representando 1700 m^3 y la pila 3, en una superficie de 14759 m^2 y con 7400 m^3 de material contaminado, se propone disposición controlada *ex situ* en el sector próximo de canteras. Se requiere realizar una recuperación de pendientes, relleno y construcción de celda de seguridad para disposición controlada del material contaminado de las pilas 2 y 3 (10100 m^3). Considerando las áreas perimetrales a las pilas de menor grado de contaminación se alcanzan 149044 tn de material y podrían aplicarse allí acciones de fitoremediación. Las tecnologías de remediación disponibles quedan limitadas por las dimensiones del problema y por la sensibilidad del área. A diez años del informe original, surge un nuevo aspecto a considerar que es el efecto potencial del cambio climático en el área costera. Todas las decisiones tecnológicas de remediación sobre el sitio de valor ecosistémico prioritario (punto interno de la bahía) en el equilibrio del sistema ambiental deberán incluir un monitoreo y evaluación de riesgo de las actividades a realizar.

Bibliografía:

- Bonuccelli, R.; Malán, J.; Luna, L.; Torres, L. (2003) Contaminación por metales pesados derivados de la lixiviación de escorias de fundición. San Antonio Oeste, Río Negro.
- Sartor, A.; Di Martino, C; Martín, F.; Bodnariuk, P. (2006) Alternativas de tratamiento del Sitio Contaminado en San Antonio Oeste. Informe solicitado por CODEMA. Gobierno de Río Negro.
- Vazquez, N. (2005) Contaminación por metales pesados en organismos de la Bahía San Antonio, Golfo San Matías. Tesis de Licenciada en Ciencias Biológicas.



ESTUDIO HIDRÁULICO DE UN BIOFILTRO EN LA FASE DE ARRANQUE Y ESTABILIZACIÓN

Hydraulic study of a constructed wetland in starting phase and stabilization

^aPérez-Salazar, R., ^aCaballero-Delgado, M., ^aSasa-Marín, J., ^aAlfaro-Chinchilla, C., ^aMora Aparicio, C.,
^bMarín-Araya, M., ^cScholz, C.

^aLaboratorio Gestión de Desechos y Aguas Residuales (LAGEDE), Escuela de Química, Universidad Nacional, Costa Rica. ^bAsociación Centroamericana para la Economía la Salud y el Ambiente, Costa Rica. ^cLaboratorio de Botánica Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional, Costa Rica (E-mail: roy.perez.salazar@una.cr)

Palabras clave: Estabilización, Fase de arranque, aguas grises, hidráulica, biofiltro.

Introducción:

La degradación de la cuenca hidrográfica Jesús María, en San Mateo de Alajuela de Costa Rica, enfrenta actualmente los cambios de una variabilidad climática vinculada con altas temperaturas y escasas lluvias; sumado al desconocimiento sobre el correcto manejo de los residuos líquidos generados por parte de las diversas comunidades que colindan con la zona. La comunidad emprendió la iniciativa de mejorar la disposición de sus aguas grises mediante un sistema de tratamiento no convencional. El objetivo de la investigación fue evaluar el comportamiento hidráulico en la fase inicial de un sistema de tratamiento de aguas residuales empleando humedales artificiales. Estos biofiltros son considerados como potenciales depuradores de las aguas residuales responsables hoy en día de la contaminación de los cuerpos de agua; recreando sus características naturales en un medio construido y controlado.

Metodología:

El proyecto contó con dos sistemas construidos y conectado en serie, las dimensiones de 4m x 2m x 0.7m cada uno. Se estudió el componente hidráulico utilizando el primer sistema, con el fin de evaluar el porcentaje de eficiencia de los biofiltros. Se realizaron 9 muestreos entre agosto y octubre del año 2014 iniciando un mes después de la construcción del sistema. Las muestras de agua se recolectaron en la entrada y salida de cada uno de los biofiltros. Asimismo, en los 9 piezómetros tomando la muestra de agua de la parte superior e inferior. Se siguió la metodología de estímulo–respuesta (Giacoman et al., 2007), utilizando cloruro de sodio como trazador, empleando la conductividad eléctrica del agua como respuesta para determinar el tiempo de residencia. Se midió el caudal de salida con método de tiempo-reloj en cada periodo de medición. Los resultados obtenidos durante la fase experimental se analizaron con mediante un análisis de varianza (ANOVA) utilizando el programa Excel de Microsoft ($p \leq 0,05$). Para la interpretación de los resultados del tiempo de residencia hidráulico y los parámetros analizados se utilizó el programa Surfer[®] 12 Golden.

Resultados y discusión:

El biofiltro presentó un flujo pistón con un tiempo de residencia hidráulico real de 2 días, valor superior a lo calculado teóricamente (4 días), lo que demostró durante el diagnóstico y evaluación del sistema, que el tipo de construcción influyó considerablemente en el proceso de estabilización, remociones, existencia de zonas muertas, zonas de sombra, y caminos preferenciales del agua. Los resultados indicaron que los biofiltros son tratamientos adecuados para la depuración de aguas residuales, sin embargo debe darse un lapso de tiempo apropiado para llegar al equilibrio y estabilización del mismo. Hay una evidencia de un desnivel en el sistema, generado durante las labores de construcción y consecuentemente el lateral izquierdo presenta las mayores profundidades. Se evidenció, que los desniveles



generados durante la etapa de construcción del sistema afectan directamente el movimiento y trayectoria de las aguas dado que producen caminos preferenciales y alteran la remoción de contaminantes dentro del sistema. El caudal calculado para la entrada, utilizando un medidor de caudal se reportó en promedio $3,5 \text{ m}^3/\text{día}$ y para la salida por el método de tiempo-reloj registró en promedio $2,9 \text{ m}^3/\text{día}$, para la determinación de las zonas muertas y comportamiento del flujo, se aplicó el modelo de Wolf-Resnick (Arboleda, 1981). La presencia de zonas muertas es uno de los fenómenos que influye en la dispersión del flujo; estos espacios se presentan normalmente por limitaciones técnicas de construcción, en las cuales se da un estancamiento del fluido, generando así que estas zonas tengan poco o nada de intercambio con el resto del flujo. El intercambio de elementos del fluido entre las zonas activas y las zonas pasivas se conduce muy lentamente, de tal modo que los elementos del fluido que fueron atrapados en las zonas muertas llegan a tener tiempos de residencia mucho mayores. La existencia de espacios muertos en un sistema implica que la curva de distribución del tiempo de residencia presente una gran cola y por lo tanto el tiempo medio de residencia se encuentre hacia valores mayores del eje del tiempo (Giacoman et al., 2007; Reyes, 2006). El sistema estudiado no presenta existencia de cortocircuitos en ninguno de los niveles analizados; caso contrario con las zonas muertas, que se exhiben en toda la columna de agua aumentando su relación conforme a que se desciende por el lecho. A medida que las aguas viajan por el fondo se encuentran con movimientos limitados para salir del biofiltro, provocando la generación de fluctuaciones a paso que ingresa agua al sistema aumentando la relación de flujo de mezcla completa en la parte media y profunda del lecho. Para el sistema de tratamiento en estudio se reportaron datos de remoción de DQO del 43%, NTK del 61% y N-NH_4^+ del 67%, y los parámetros como P-PO_4^{-3} y $\text{DBO}_{5,20}$ no registraron remociones debido a la escasa cantidad de contaminante que ingresaba al sistema. Con estos porcentajes se comprobó que el sistema aún no ha llegado a estabilizarse por completo, y que posiblemente el crecimiento microbiano empezaba a generarse. Aún, después de un periodo de climatización de 4 meses, el sistema permanece inestable, y con bajos niveles de remoción. El estudio del perfil vertical, proporcionó resultados relevantes sobre el funcionamiento del sistema y aspectos hidráulicos asociados al mismo. Se observó la posible presencia de procesos de sedimentación de contaminantes, y la capacidad de remoción a lo largo de la columna de agua. El análisis del perfil horizontal, mostró la presencia de zonas de sombra dentro del sistema, concluyendo sobre la posible uniformidad de las aguas en el centro del biofiltro, y la dirección y trayectoria de las aguas dentro del lecho, afectando directamente la capacidad de remoción del mismo.

Bibliografía:

- Arboleda, J. (1981) Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). Organización Panamericana de la Salud (OPS). Editorial OPS. Lima, Perú.
- Giacoman, G.; Frias, T.; Javier, H.; Franco, F.; Coronado, V.; Mendez, R. (2007) Análisis de la hidrodinámica de un reactor de flujo pistón. Ingeniería Revista Académica. 3, 7-19.
- Reyes, H. (2006) Estudio de la distribución de tiempos de residencia (DTR) para un reactor electroquímico de compartimientos separados. Revista Universidad de Caldas. 7, 21.



ESTUDIO TÉCNICO INTERDISCIPLINARIO PARA LA SELECCIÓN DE SITIOS POTENCIALES PARA LA CONSTRUCCIÓN DE UN SISTEMA DE HUMEDALES ARTIFICIALES PARA SANEAMIENTO DEL APORTE DEL RÍO AMANALCO A LA PRESA VALLE DE BRAVO

Luna-Pabello^a, V.M., Mc. Naught-González^b, D., Gómez-Martínez^a, F., Flores Ordeñana^b, P., Poncelis^a, J.A., Poncelis^a, G., Macedo^a, J., Rodríguez^a, M., Gómez-Santamaría^a, F., González-Medina^a, A., Reyes^a, E., Aburto^a, S., Sacristán^a, M., Hernández^a, L.

^aGrupo Académico Interdisciplinario Ambiental (GAIA). Facultad de Química, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000. Universidad Nacional Autónoma de México C.U. Coyoacán (04510) Cd. de México, México. ^bSubgerencia de Potabilización, Saneamiento y Apoyo a Organismos Operadores. Organismo de Cuenca Aguas del Valle de México. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (E-mail: lpvictor@unam.mx, victormlp@yahoo.com)

Palabras clave: Saneamiento, Depuración, Presa, Interdisciplina, Selección de sitio

Introducción:

Se ha detectado que el aporte de agua del Río Amanalco, a la presa Valle de Bravo, aporta contaminantes, contribuyendo así al cambio de su calidad. Por este motivo, se buscan alternativas que permitan el saneamiento de dicho cuerpo de agua. De acuerdo con el Plan para la gestión integral del agua y recursos asociados de la cuenca Valle de Bravo, Estado de México (IMTA, 2005), el Sistema Cutzamala es de importancia estratégica, pues provee el 40 % del agua potable (14.7 m³/s) que se consume en el área metropolitana de la Ciudad de México y de la de Toluca. Dentro de este sistema, el embalse de la presa Valle de Bravo es el más grande e importante al aportar 6 m³/s, y con ello abastecer las necesidades de aproximadamente 2 millones de habitantes de Toluca, Metepec y la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. Cabe señalar que el mayor afluente a la Presa Valle de Bravo es el Río Amanalco, con cerca del 40 % del total de volumen que recibe el vaso (Bonfil y Madrid, 2006). Se ha considerado como una alternativa el uso de Sistemas de Humedales Artificiales (SHA) debido a que se ha demostrado a nivel internacional y desde hace más de 50 años, que pueden ser utilizados para tratar aguas domésticas y municipales, aguas industriales y de crianza de animales, escorrentías de agua de lluvia, drenaje ácido de minas, remediaciones de agua subterránea y otras aplicaciones. Lo anterior, a partir de imitar parcialmente los procesos que ocurren de manera natural, por medio de tres elementos: medio de soporte, componente vegetal y microorganismos. El diseño que se realiza en SHA, busca optimizar el área requerida para el tratamiento de un determinado volumen de agua contaminada, mediante el manejo de variables estructurales (dimensiones y contenidos de materiales y componentes vegetales) y operativas (tiempo de residencia hidráulico, carga orgánica). Este tipo de sistemas de tratamiento ha evidenciado tratar con efectividad concentraciones relativamente altas de materia orgánica, sólidos suspendidos, nitrógeno, fósforo, metales y microorganismos patógenos (Kadlec y Wallace, 2009). El objetivo de este trabajo fue desarrollar los estudios básicos para determinar las condiciones de los sitios potenciales en donde se pretende implementar el sistema de humedales artificiales (SHA), para el saneamiento del agua del Río Amanalco.

Metodología:

Para cumplir con el objetivo planteado la estrategia de trabajo se dividió en trabajos de gabinete y de campo. En gabinete se determinaron los posibles sitios potenciales aguas arriba para la implementación del SHA, atendiendo a determinados criterios para poder hacer su evaluación en campo. Por ejemplo, que el terreno tenga pendiente suave favorable hacia el



Río Amanalco; que no formen parte de ninguna área de restricción ambiental; que su uso de suelo permita la instalación del sistema (preferentemente agrícola o urbano); que existan vías de acceso a los sitios potenciales; que en dichas áreas se pueda captar la mayor cantidad de aportes al Río como descargas fortuitas (aguas residuales domésticas, el rastro municipal, granjas piscícolas, tributarios del río, minas y zonas agrícolas); que las áreas seleccionadas puedan sumarse con otras para cubrir al menos 1 ha de superficie; cercanía con la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de Amanalco; y cercanía a aportes de granjas piscícolas. De esta revisión se localizaron 23 sitios potenciales: 18 dentro del municipio de Valle de Bravo, y 5 en el municipio de Amanalco, que suman aproximadamente 17.2 ha, además de 4 ha en la desembocadura del Río Amanalco. En campo, dichos sitios y la desembocadura del Río Amanalco fueron visitados por un grupo multidisciplinario de especialistas, para hacer la evaluación respectiva en los aspectos: ambiental, urbano, social, geomorfológico, hidrológico y topográfico, además del aspecto jurídico evaluado en gabinete. En cada lugar del recorrido se obtuvieron las coordenadas geográficas y se hicieron vuelos con Equipo de Filmación Aérea, para obtener fotografías aéreas y ubicar los sitios sobre ellas. Con el fin de obtener datos en campo de los parámetros de norma y de utilidad que en conjunto con los datos reportados permitieron obtener parámetros de diseño de la ingeniería conceptual para el SHA, se tomaron muestras en 6 puntos de muestreo (1 muestra compuesta y 5 simples) y se analizaron en laboratorio certificado. También se elaboró el estudio hidrológico de la cuenca del Río Amanalco.

Resultados y discusión:

Del análisis de laboratorio de muestras de agua tomadas a lo largo del Río Amanalco, se obtuvieron valores para DQO, nitrógeno amoniacal, nitratos, nitritos y fosfatos, los cuáles son parámetros de utilidad para el diseño de SHA. Para algunos casos se excedieron los Criterios de Calidad del Agua (CECA), así como los límites para agua contenida en ríos y lagos saludables, de normas internacionales, que establecen como valores máximos para el amonio (N-NH_4), entre 0.5 y 1 mg/L, mientras que en el caso para los ortofosfatos solubles, (PO_4^{3-}), la concentración varía entre 0.5 y 1.5 mg/L (Beavers y Tully, 2005), (EEA, 2000), y que son valores recomendados para control de la eutrofización. De la comparación de los valores mínimo, máximo y media de los resultados obtenidos durante el muestreo, con los CECA, la NOM-001-SEMARNAT-1996, los Indicadores de Calidad del Agua (ICA) y los límites de control de la eutrofización se establece que las aguas que conduce el Río Amanalco requieren un tratamiento que permita reducir los niveles detectados. Es por ello que los SHA representan una opción en la reducción de los límites de nitrógeno y fósforo en el agua del Río Amanalco.

Considerando los criterios de evaluación, utilizados para seleccionar los sitios se elaboró una matriz multicriterio semaforizada (verde, amarillo y rojo) para determinar cuáles son las condiciones más viables para la instalación de los SHA. El siguiente paso fue evaluar criterios desde el punto de vista constructivo que permitan la toma de decisiones sobre el o los sitios donde la implementación del SHA sea más factible, incluyendo de forma general, la posesión legal del terreno en cuestión. Para cumplir con lo anterior, se desarrolló una matriz de análisis constructivo, que contiene las actividades requeridas para la instalación del SHA en cada sitio, marcando en verde las actividades que requieren una inversión en tiempo y costo relativamente bajos, en tanto que las actividades en amarillo son actividades que demandan una inversión mayor en tiempo y costo. A partir de la matriz de análisis constructiva y de acuerdo con las discusiones técnicas sostenidas entre personal de CONAGUA y de la UNAM, se establecieron 5 sitios de mayor potencial de captación de contaminantes, ya sea por concepto de descargas puntuales antes de que lleguen al Río Amanalco, o bien, por el potencial de mejoramiento de su calidad aguas abajo, antes de su incorporación a la Presa 91



Valle de Bravo. Estos sitios son: 1. Desembocadura del Río Amanalco: 3 alternativas; 2. El Arco (Cancha de fútbol): 2 alternativas; 3. El Salitre (Rastro): 1 alternativa; 4. PTAR Amanalco: 4 alternativas y 5. Granja Truchícola: 1 alternativa. En la Fig. 1, se puede observar un esquema de ubicación de los sitios determinados como potenciales para el desarrollo de las alternativas conceptuales propuestas para la instalación del SHA.

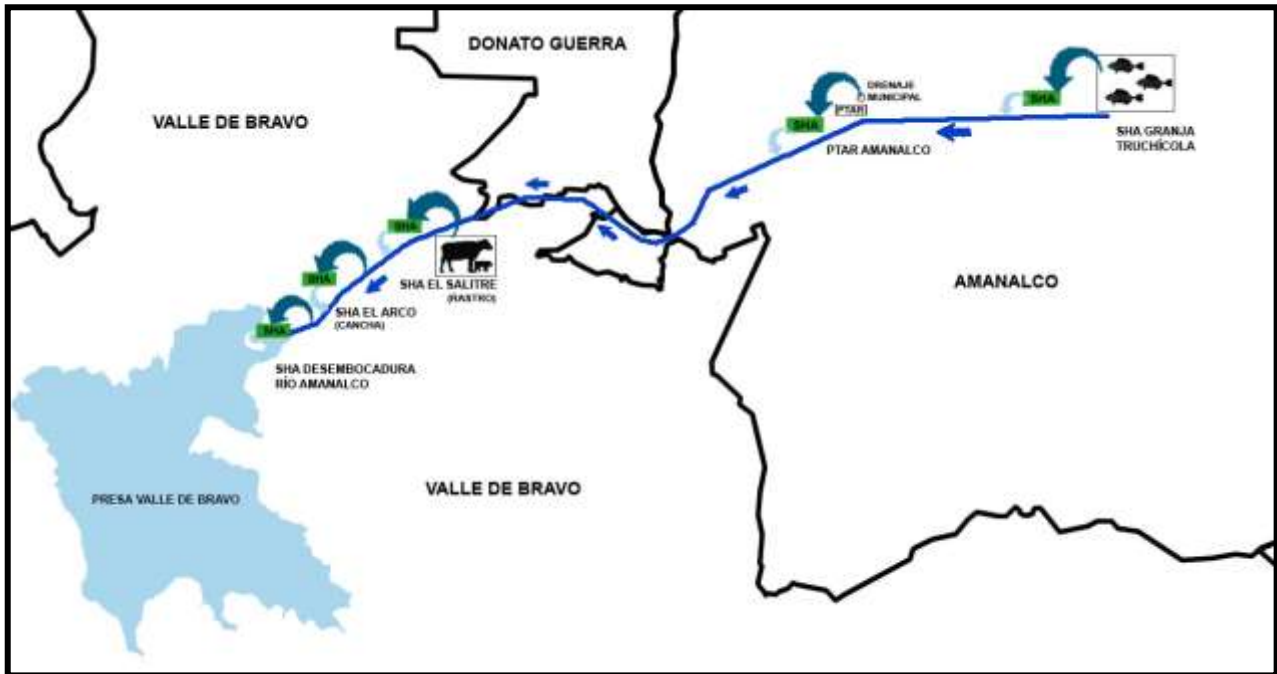


Fig. 1. Esquema de ubicación de los sitios potenciales para la instalación del SHA.

Bibliografía:

- Beavers, P.D., Tully, I.K. (2005) Nutrient reduction evaluation of sewage effluent treatment options for small communities. *Water Science and Technology*, 51(10), 221-229.
- Bonfil, H., Madrid, L. (2006) El pago por servicios ambientales en la Cuenca de Amanalco-Valle de Bravo. *Gaceta Ecológica*, 80, 63-79.
- EEA (2000) *Nutrients in European Ecosystems*. Copenhagen, Denmark: European Environment Agency.
- IMTA (2005) Plan para la gestión integral del agua y recursos asociados de la Cuenca Valle de Bravo, Estado de México. Obtenido de Comisión de Cuenca Valle de Bravo-Amanalco: <http://www.cuencaamanalcovalle.org/sec07.php>.
- Kadlec, R.H., Wallace, S. (2009). *Treatment Wetlands* (2 ed.). Boca Raton: CRC Press.



COMPARACIÓN DE LA MITIGACION DE IMAZALIL Y TEBUCONAZOL EN MEDIO HIDROPÓNICO Y HUMEDALES CONSTRUIDOS A ESCALA MESOCOSMOS

Comparison of the pesticides imazalil and tebuconazole mitigation in hydroponic microcosms
and mesocosm-scale constructed wetlands

Lv^a, T., Carvalho^a, N.P., Zhang^{ab}, Y., Arias^a, A.C., Brix^a, H.

^aDepartment of Bioscience, Aarhus University, 8000 Aarhus C, Denmark. ^bCollege of Life Science, South China Normal University, Guangzhou 510631, PR China (E-mail: lvtao@bios.au.dk)

Keywords: Contaminants of emerging concern, Phytoremediation, Fungicides, Season, Wetland plant

Introduction:

Constructed wetland systems (CWs) are an economical, robust and sustainable technology for wastewater treatment, and emerging as a widely used technology for treatment of a variety of pollutants, including pesticides (Vymazal and Březinová, 2015). However, a systematic comparison of pesticides mitigation in both microcosm and mesocosm-scale CWs is lacking.

The objective of this study was to compare the pesticides imazalil and tebuconazole mitigation performance and kinetics in simple hydroponics and mesocosm-scale CWs. *Phragmites australis*, the mostly used and studied wetland plant was selected. Moreover, the effect of season, CWs designs and initial/influent concentrations were also taken into account when doing the comparison.

Methodology:

Microcosm hydroponic experiments (Lv *et al.*, 2016a) were set in 700 mL glass vessels in a growth chamber programmed at 25:22 °C, 70:80 % relative air humidity and a 16:8 h light:dark cycle. The vessels were covered with aluminium foil to ensure no light penetration into the solution. The experiments ran for 24 days, with daily replenish with Milli-Q water to ensure constant volume along the time. The organic carbon free nutrient growth solution was prepared according to Smart and Barko (1985) and had the following composition (mg/L): Ca²⁺ 25.0; Mg²⁺ 6.8; Na⁺ 16.0; K⁺ 6.0; DIC 10.2; SO₄²⁻ 26.9; Cl⁻ 44.2 (pH 7.7). Nitrogen, phosphorus and micronutrients were added daily using a commercial nutrient solution (concentrations mg/L): N 1.64, P 0.12, K⁺ 1.26, Mg²⁺ 0.48, S²⁻ 1.11, B³⁺ 0.005, Cu²⁺ 0.007, Fe²⁺ 0.08, Mn²⁺ 0.05, Mo 0.002, Zn²⁺ 0.002.

Mesocosms-scale CWs experiments (Lv *et al.*, 2016b) were set in plastic containers (20 cm diameter by 20 cm height) filled with 4 cm layer of gravel (particle size, 8-12 mm) and covered by a commonly used geotextile, a second 10 cm layer of sand (particle size, 0.5-1 mm) and finally a 4 cm of gravel, reaching a total depth of 18 cm. The average porosity value is 37% and the outlet height is at around 15 cm for water saturated CWs and 3 cm for unsaturated CWs. The set of mesocosms was kept under glass roof to prevent rain, but subject to natural temperature variations (minimum 14 ± 3 °C and maximum 30 ± 4 °C) and environmental light exposure, along 1.5 years period. The systems was fed with “Pioner Grøn” (Brøste Group, Denmark) N:P:K full strength nutrient solution prepared with tap water having the following composition (mg L⁻¹): Total-N 9.9; P 2.3; Mg 3.0 ; K 15.4; S 3.9. A carbon feed using acetic acid was used to simulate a 9.8 mg/L TOC charge.

Different influent/initial concentrations were used, 10 µg/L and 10 mg/L for microcosm-scale hydroponics and 10 µg/L and 100 µg/L for mesocosm-scale CWs.

Results and Discussion:

Imazalil and tebuconazole removal in both microcosm hydroponics and mesocosm-scale CWs fitted the first order kinetic model (Table 1). The mesocosms presented significantly higher pesticides removal rate constants than that in microcosms. Different initial concentrations had significantly influence on the pesticides removal rate constants in



microcosms, but not in mesocosms. In summer, the removal rate constants of the pesticides observed in the mesocosms were significantly higher than that in winter. The saturated mesocosm-scale CWs presented stable pesticides removal performance, which showed similar tebuconazole removal rate constants between 1st and 2nd year systems. The similar removal rate constants of tebuconazole were also found in unsaturated and saturated mesocosm-scale CWs, which may due to the generally high DO level (>3 mg/L) in the saturated systems.

Table 1

Observed first order (area-based and volume-based) removal rate constants (k/k_v), R^2 and half-lives ($t_{1/2}$) of imazalil (IMZ) and tebuconazole (TBZ) in microcosms-scale and mesocosm-scale constructed wetland systems with *Phragmites australis*. k/k_v values are presented as the means (standard deviation).

Types	Condition	Initial/inlet concentration	IMZ		TBZ		R^2	$t_{1/2}$ IMZ /TBZ
			$k \text{ d}^{-1}$		k_v cm d^{-1}			
Microcosm CWs	Growth chamber	10 $\mu\text{g/L}$	0.34±0.04 ^c	0.14±0.02 ^c	-	>0.98	2.1/5.1	
		100 $\mu\text{g/L}$	0.25±0.04 ^d	0.09±0.08 ^c	-	>0.88	2.8/7.7	
Mesocosms CWs	Saturated (1 st year)	Summer 10 $\mu\text{g/L}$	5.8±2.0 ^a	1.3±0.2 ^a	-	>0.95	0.1/0.6	
		Winter 100 $\mu\text{g/L}$	1.2±0.4 ^b	0.6±0.2 ^b	-	>0.73	0.6/1.3	
	Unsaturated (2 nd year)	Summer 10 $\mu\text{g/L}$	-	1.6±0.6 ^a	5.2±2.2	>0.91	-/0.4	
		Summer 100 $\mu\text{g/L}$	-	-	5.9±2.1	>0.80	-	

Data followed by different letters in rows are significantly different ($p < 0.05$)

In microcosm hydroponic systems, the final accumulation of imazalil and tebuconazole by *Phragmites australis* was relatively low (2.8-14.4% of the spiked pesticides). However, dynamics of pesticides mass inside *Phragmites*, revealing a peak value followed by depletion within plant tissue until the end of the experiment (24 days), revealed an active role of the plant. It indicated that both microbial degradation in solution and metabolisation after plant uptake of the pesticides were the both most important removal pathways. In mesocosms-scale CWs, both pesticides sorption by the substrate and direct plant uptake were relatively low (0.3%-7% and 5%-13% of the total influent pesticide mass, respectively), indicating reduced accumulation and suggesting that a main fraction of the compounds was efficiently degraded by microbial activity or inside *Phragmites* in the CW mesocosms.

References:

- Lv, T., Zhang, Y., Casas, M.E., Carvalho, P.N., Arias, C.A., Bester, K., Brix, H. (2016a) Phytoremediation of imazalil and tebuconazole by four emergent wetland plant species in hydroponic medium. *Chemosphere* 148, 459-466.
- Lv, T., Zhang, Y., Zhang, L., Carvalho, P.N., Arias, C.A., Brix, H. (2016b) Removal of the pesticides imazalil and tebuconazole in saturated constructed wetland mesocosms. *Water Res.*
- Smart, R.M., Barko, J.W. (1985) Laboratory culture of submersed freshwater macrophytes on natural sediments. *Aquat. Bot.* 21(3), 251-263.
- Vymazal, J., Březinová, T. (2015) The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: a review. *Environ. Int.* 75, 11-20.

Sesiones de pósters



SISTEMAS CON PLANTAS MACRÓFITAS COMO ALTERNATIVA A INSTALACIONES CONVENCIONALES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS EN LA PROVINCIA DE MENDOZA

Systems with macrophytes plants as an alternative for conventional domestic sewage
treatment installations in the province of Mendoza

Calzetta Bloise^a, P.A.

^aMaestría en Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Cuyo, Parque General San
Martín s/n, Mendoza (M5502JMA) (E-mail: calzetta_andres@hotmail.com)

Palabras clave: Efluentes, Cloacas, Depuración, Humedales, Filtro de Macrófitas en Flotación

Introducción:

La contaminación de fuentes de agua debido a la descarga de aguas residuales es una problemática especialmente preocupante en zonas hídricamente vulnerables como Mendoza. Esta situación se agrava por la degradación de espacios naturales y la afectación de la calidad de vida que conlleva una mala gestión de los efluentes cloacales de la población. Los sistemas de humedales artificiales (*constructed wetlands*) son una alternativa de solución que destaca por su sencillez. El desarrollo de estos sistemas naturales es necesario para contar con herramientas fiables de menor costo y complejidad operativa que las plantas de tratamiento con tecnologías convencionales (como las depuradoras de lodos activados). Como contribución a este proceso, el presente trabajo aborda la aplicación de un método innovador en el uso de humedales para depuración, conocido como Filtro de Macrófitas en Flotación (FMF), desarrollado recientemente con el fin de optimizar el rendimiento, robustez y vida útil de los humedales artificiales tradicionales. Este aporte consiste a título general en lograr artificialmente el crecimiento de plantas macrófitas por naturaleza emergentes, en la superficie de lagunas de tratamiento de distinta profundidad, utilizando a tal efecto soportes flotantes que dan estabilidad a las plantas. Sobre ellos las macrófitas crecen entrelazando sus raíces para cubrir por completo la superficie. El fundamento principal del método es acentuar la degradación de la materia orgánica gracias al aporte de oxígeno desde el exterior a las partes sumergidas de las plantas, que alcanzan una muy alta densidad gracias al sistema de implantación. Desde otra perspectiva, en los estanques de tratamiento se producen una variedad de mecanismos de depuración que llevan a considerar el método como un híbrido entre los humedales artificiales y otros procesos de tratamiento (lagunaje, reactores biológicos, etc.). Un concepto similar y también novedoso, conocido en la literatura como *Floating Treatment Wetlands* (FTW's), ha sido ya objeto de mucho interés por su aplicación al tratamiento de escorrentías urbanas y efluentes sanitarios, mejoramiento de la calidad de agua en lagos y embalses, y/o instalación en cuerpos de agua con fines estéticos.

El objetivo de este proyecto es evaluar el potencial de la tecnología FMF estudiando el comportamiento de una instalación local destinada a la purificación de efluentes cloacales, identificando ventajas y desventajas respecto a otros sistemas convencionales de tratamiento y a los humedales artificiales típicos.

Metodología:

Para el planteo de la investigación se toma como punto de partida el caso real de un complejo turístico/recreativo, ubicado en zona rural y sin conexión a la red cloacal, donde se genera un caudal moderado de efluentes sanitarios. En primer lugar, se trabajó sobre el diseño de la estación depuradora, centrado en el uso del filtro FMF implantado con *Typha sp.*, anexando sólo un pretratamiento típico (cámara anaerobia para reducción de sólidos y remoción parcial de carga orgánica) y una desinfección final para incrementar la remoción de patógenos. Al tratarse de una tecnología de reciente implementación en el mundo, en contraste con los humedales construidos convencionales, el dimensionamiento se basa en relaciones y



datos empíricos obtenidos de investigaciones previas y de otras depuradoras que operan formalmente desde hace varios años con este método.

El desarrollo del sistema será observado desde su construcción hasta que el filtro vegetal de raíces y rizomas flotantes se encuentre completamente formado, y será monitoreado el rendimiento de la depuración mediante ensayos periódicos (DBO, DQO, SST, N, P) del afluente de entrada y salida en el estanque implantado con el filtro, precisando además la temperatura, pH y conductividad eléctrica del líquido. Asimismo se llevará registro de los caudales promedio de entrada y de salida mediante el uso de medidores de consumo y contadores electrónicos en las estaciones de bombeo de afluente crudo y líquido tratado respectivamente. Esto permitirá por otro lado estimar la evapotranspiración alcanzada en el humedal en períodos de monitoreo sin precipitaciones.

Las mediciones efectuadas apuntan a conocer la flexibilidad del sistema para adaptarse a los cambios ambientales (temperatura) y a la variación de la demanda (consumo del establecimiento y características del líquido de entrada), manteniendo una eficiencia de remoción más o menos estable de los principales contaminantes del efluente.

Por otra parte, se llevará registro de las tareas de operación y mantenimiento requeridas para conservar la estación en buenas condiciones, y del desempeño general de la tecnología (problemas eventuales como generación de olores o propagación de vectores, integración paisajística, desarrollo y subsistencia de las plantas en el filtro flotante, etc.) con miras a su potencial para considerarse una opción viable a largo plazo en casos como el estudiado.

Resultados esperados:

Actualmente la estación depuradora se encuentra en su etapa de construcción, y se ha planificado realizar la implantación de las macrófitas en Marzo del presente año. Se espera por tanto en los próximos meses contar con los primeros resultados que darán cuenta de la capacidad del filtro para establecer una cobertura vegetal en el estanque, y de la evolución en el rendimiento de la depuración a medida que se multiplican las macrófitas.

Luego del período completo de seguimiento (previsto de 12 a 15 meses), el análisis de la experiencia arrojará información de utilidad (relaciones más claras entre los parámetros de entrada y las características de la planta depuradora) para orientar el diseño de futuras estaciones depuradoras de aguas servidas que utilicen la tecnología FMF. Así también se pretende mejorar las estimaciones de rendimiento esperado y de requerimientos operativos para este tipo de instalaciones en el ámbito regional y nacional. La meta final es aportar una herramienta adicional en los procesos de selección de tecnologías blandas para el tratamiento de aguas residuales, destinados a presentar la alternativa más conveniente en función de los factores geográficos, sociales, y técnico-económicos que condicionan estos proyectos.

Bibliografía:

- Brix, H. (1993) Macrophyte-mediated oxygen transfer in wetlands: transport mechanisms and rates. En: Moshiri G.A. (Ed): *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers, 391-398.
- Faulwetter, J.L. et al. (2011) Floating treatment wetlands for domestic wastewater treatment. *Water Science & Technology*. 64(10), 2089-2095.
- Fernández González, J. et al. (2004) Manual de fitodepuración. Filtros de macrófitas en flotación. Universidad Politécnica de Madrid., España, 143 p.
- Martelo, J., Lara Borrero, J. (2012) Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales: una revisión del estado del arte. *Ingeniería y Ciencia*. 8(15), 221-243.
- Seoáñez Calvo, M., Gutiérrez de Ojesto, A. (1999). *Aguas residuales: Tratamiento por humedales artificiales. Fundamentos científicos. Tecnologías. Diseño*. Ediciones Mundi-Prensa, 326 p.
- Shelef, O. et al. (2013) Role of plants in a constructed wetland: current and new perspectives. *Water*. 5, 405-419.



EFICIENCIA DE HUMEDALES ARTIFICIALES CONSTRUIDOS A ESCALA PILOTO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS DE BAJA CARGA UTILIZANDO *CYPERUS GIGANTEUS* Y *TYPHA DOMINGENSIS*
Efficiency of constructed wetlands built a pilot scale for the treatment of urban waste water from low load using *Cyperus giganteus* and *Typha domingensis*

López, T.R.^a, Duré G.M.^a, Doldán, M.T.^a, Galeano, E.F.^a, Marín, D.^b

^aFacultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Asunción, Paraguay. ^bEmpresa de Servicios Sanitarios del Paraguay (ESSAP S.A) (E-mail: tlopez@facen.una.py)

Palabras clave: agua residual urbana, biorremediación, heliófitas

Introducción:

Existen dos tipos de sistemas de humedales artificiales desarrollados para el tratamiento de agua residual. Sistemas a Flujo Libre (FWS) y Sistemas de Flujo Subsuperficial (SFS). Los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal proponen el uso de macrófitas enraizadas sobre un lecho sólido impermeabilizado. Este sistema se caracteriza porque la lámina de agua no es visible, y el flujo atraviesa el lecho relleno con arena, grava o suelo, donde crecen las plantas, que sólo tienen las raíces y rizomas en contacto con el agua. El papel fundamental de los halófitos; un tipo especial de macrófitas, es que son plantas capaces de arraigar en suelos anegados o encharcados, con una parte sumergida y otra aérea emergente. (Metcalf & Eddy, 1996).

El objetivo del presente trabajo fue comparar la eficiencia de dos macrófitas en humedales SFS para el tratamiento de aguas residuales urbanas en la ciudad de San Lorenzo. Para el tratamiento se construyeron tres humedales artificiales una con *Cyperus giganteus*, otra con *Typha dominguensis* y la tercera como control, y se determinó las eficiencias de remoción en cada caso

Metodología:

La planta piloto se construyó en el predio de la Estación de Tratamiento de Aguas Residuales de la Ciudad de San Lorenzo pertenecientes a la Empresa de Servicios Sanitarios del Paraguay (ESSAP S.A). Para el diseño se siguió las propuestas establecidas por varios autores (EPA, 1993; Delgadillo et al., 2010), asumiendo el criterio de la desnitrificación. Se empleó el siguiente modelo de eliminación de primer orden:

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp(-K_T t) \dots\dots\dots (1) \quad A_s = \frac{Q \ln(C_o/C_e)}{K_T y n} \dots\dots\dots (2)$$

El área superficial se determinó según la ecuación (2), donde Q es el caudal promedio del humedal en m³/día, Ce y Co la concentración de nitratos en el efluente y afluente respectivamente; K_T, la constante de reacción de primer orden dependiente de la temperatura (d⁻¹); t el tiempo de retención hidráulico; y, la profundidad de agua en el humedal; n, la porosidad del medio.

Los ejemplares de *C. giganteus* y de *T. domingensis* fueron colectados de la zona de humedales del Lago Ypacarai, y posteriormente trasladadas y aclimatadas en las plantas piloto por 30 días antes del inicio del monitoreo. Se colocaron los ejemplares ubicándolas a una distancia de 1 metro de la entrada y salida a una distancia de 0,40 metros de unas de otras. Durante el monitoreo se tomaron diez muestras en un periodo de tres meses, comprendidos entre diciembre de 2015 y febrero de 2016. Se determinaron fisicoquímicas se realizaron siguiendo las especificaciones de APHA (1998).

Resultados y discusión:

Los resultados de los análisis de las aguas tanto del influente como del efluente de cada humedal se presentan en la Tabla 1, con el promedio±SD determinado para cada parámetro. Se observa una reducción para cada parámetro estudiado respecto al influente. En cuanto a la eficiencia de la remoción (% = [(Ce - Cs)/Ce] x 100). En todos los casos *T. domingensis* presentó mejores rendimientos que el humedal SFS con *C. giganteus*. Se realizó la prueba t-de



Dunett (>control), y no se determinaron en ningún caso diferencias que indiquen que los tratamientos con las plantas tengan mejores rendimientos que el SFS control. Sin embargo se dieron diferencias significativas para $p < 0,05$ al comparar ambas plantas, en lo referente a la % de remoción del P-total, del N-amoniaco, DBO₅ y la DQO (Fig. 1) siendo *T. domingensis* la más eficiente.

Tabla 1. Calidad del agua del influente y efluentes de los SFS.

	Efluentes							
	Influente		<i>C. giganteus</i>		<i>T. domingensis</i>		Control	
	Media	S.D	Media	S.D	Media	S.D	Media	S.D
Temperatura agua, °C	28,70	1,57	28,00	1,41	28,10	1,52	28,25	1,69
Ph, UpH	6,97	0,28	6,71	0,42	6,62	0,38	7,12	0,54
Conductividad, µS/cm	379,90	57,18	277,64	109,52	196,64	116,88	231,09	96,57
N-amoniaco, N-NH ₄ ⁺	10,03	3,86	6,54	3,25	3,90	2,52	4,93	3,29
Fósforo Total, mgP/L	1,38	0,41	1,17	0,60	0,77	0,29	1,19	0,34
O.D, mgO ₂ /L	0,10	0,14	1,07	0,72	2,03	0,91	2,97	1,53
D.B.O. 5, mgO ₂ /L	10,89	3,92	4,20	3,15	2,08	0,86	2,92	1,55
D.Q.O., mgO ₂ /L	26,11	3,48	16,78	5,89	10,44	3,43	14,11	4,51
STD, mg/L	188,00	28,16	145,64	54,38	98,00	57,08	129,73	49,25

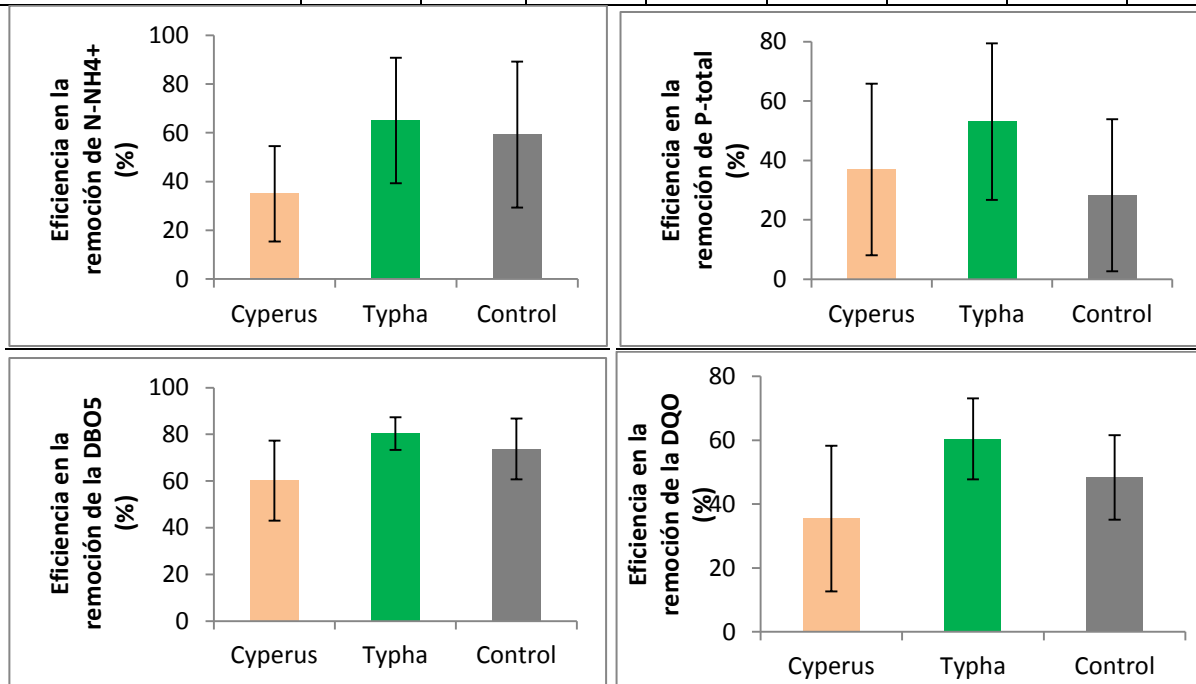


Fig. 1. Gráficos barra-error para la eficiencia en la remoción del Nitrógeno amoniaco, P-total, DBO₅ y DQO.

Bibliografía:

APHA (1998) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc., NY, 1268 p.

Delgadillo et al. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua (Centro AGUA). Universidad Mayor de San Simón Cochabamba, Bolivia.

Metcalf & Eddy, Inc. (1998) Ingeniería sanitaria: tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales. Tercera edición, Vol. II, México. McGRAW-HILL, 1485 p.



EVALUATION OF A CONSTRUCTED WETLAND WITH HORIZONTAL FLOW FOR SANITARY WASTEWATER TREATMENT

Evaluación de un humedal construido de flujo horizontal en el tratamiento de las
aguas residuales

Martins^{a,*}, J.T.; Mourão^b, J.R.; Ribeiro^c, L.C.L.; Pires^c, M.S.G.

^aEnvironmental Engineering, Faculdade de Tecnologia - Universidade Estadual of Campinas (Unicamp),
Paschoal Marmo 1888, Limeira – SP, 13484-332, Brasil. ^bMS in Technology in Environment Area of
Faculdade de Tecnologia – Unicamp. ^cDoctor Professor of Faculdade de Tecnologia – Unicamp. * (E-mail:
juniateixeiramartins@gmail.com)

Keywords: Constructed Wetland, Sanitary Effluent, Macrophytes, Alternative Treatment, Small Communities

Introduction:

Lack of sanitation is still a major problem to be faced in Brazil and other developing countries, especially in rural areas and small communities, where the installation of a conventional sewage treatment plant is not viable due to the high costs of installation, maintenance and skilled labor (Mourão et al., 2015). Faced with this prospect, it has been researched alternative forms of treatment for these communities.

Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactors are consolidated in wastewater treatment, due to the low cost of deployment, low production of solid, and good adaptation to the tropical climate (Santos et al., 2006). However, they require post-treatment to supplement the removal of organic matter and nutrients (Souza et al., 2004). Constructed Wetlands are characterized by beds flooded to macrophytes grown on substrates and it have been considered a good alternative to post-treatment of UASB reactor effluent, as demonstrated by Queiroz et al. (2014), that analyzed statistically the results of works realized among years of 2000 to 2009, using them as post treatment of UASB reactor, noting average removal efficiency to 78.3% and 54.4% to Demand of Chemical Oxygen (COD) and Total Kjeldahl Nitrogen, respectively.

Thus, the objective of this study is evaluate the efficiency of a constructed wetland as post treatment of a UASB reactor in the removal of organic matter and nitrogen, operating with Hydraulic Retention Time (HRT) of 17h and 48h.

Metodology:

The constructed wetland is installed on the Faculdade de Tecnologia - UNICAMP campus, in the Limeira city, Brazil. The features of this wetland is a box of 66x33x34 cm (length, width, height) connected by PVC pipe and fittings; in bottom, it was filled with fragments of ceramic tile particles of medium sized, cultivated with macrophytes mini papyrus (*Cyperus isocladius*).

The affluent of the system is from part of the campus, first it goes through the UASB reactor, and after, follows to Constructed Wetland to characterizing the post-treatment system.

The samples were collected of the influent and effluent of wetland system among months of August and December 2015, totaling five samples to each HRT, and preserved if necessary, according to the *National Guide of Collection and Sample Preservation* from CETESB (2011). The parameters evaluated in this project were pH, temperature, Electrical Conductivity (C.E.), ammonia nitrogen and Chemical Oxygen Demand (COD) and were analyzed according to methodologies described in the *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA/AWWA/WEF, 2005).



Results and discussion:

The pH of the sample remained near to neutral to both influent and effluent of wetland, with the values ranging of 7.1 to 7.4 and 7.1 to 7.5, respectively, for two HRT rates. On the other hand, the temperature ranged from 20 to 28 °C, according to weather condition of the day and hour of collection.

The results for the parameters COD, NH₄-N and E.C. are shown in Table 1.

Table 1. Removal efficiencies of COD, NH₃-N and E.C. with HRT of 17h and 48h.

Parameters	HRT 17h *		HRT 48h *	
	Variation (%)	Average (%)	Variation (%)	Average (%)
COD	34.2 - 60.6	48.1	20.9 - 67.4	37.9
NH₄-N	0.9 - 11.4	8	12.3 - 18.3	14.9
E.C.**	-9.8 - 6.3	3.7	0.9 - 12	6.2

*5 samples **Electrical Conductivity

The removal of ammonia nitrogen ranged from 0.9 up to 18.3%, averaging 8.0% for removal of the HRT of 17h and 15% for the HRT of 48 hours. Although removal averages are reported below in the literature, the results are significant considering the HRT's applied. The low efficiency rates of ammonia nitrogen removal can be explained, according Vymazal (2010) and Monteiro (2009) by the lack of oxygen in the bed, that did not allow complete the nitrification. But removing electrical conductivity proved unsatisfactory. However, for the COD was obtained variation removal of 21-67%, averaging 48% for 17h of HRT, and 38% for 48h of HRT. In contrast to expectations, there was greater removal efficiency for 17h of HRT. However, a greater number of samples must be analyzed in order to obtain a more reliable trend line for evaluation.

References:

- APHA/AWWA/WEF (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc., Amer. Water Works Assoc., Water Environm. Federation. 19a edição NY.
- CETESB (2011). Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras – água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos, Brasília, 325p.
- Monteiro, R.C.M. (2009) Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetlands” para o tratamento de água cinza visando o reúso não potável. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 84p.
- Mourão, J.R. et al. (2015) Avaliação da eficiência de *wetlands* construídas, em escala de laboratório, no pós-tratamento de efluentes domésticos. In: 2º Simpósio Brasileiro sobre *Wetlands* Construídos, UTFPR, Curitiba, 2015. Disponível em: < http://2sw.ct.utfpr.edu.br/anais/MOURAO_JADE.pdf >. Acesso em: 01/02/2016.
- Queiroz, L.M. et al. (2014) Aplicação de sistemas de *wetlands* construídos operando como unidades de polimento de efluentes de reatores UASB. GESTA, 2 (1), 1-8.
- Santos, M.L.F.; Bastos, R.K.X.; Aisse, M.M. (coord.) (2006) Tratamento e utilização de esgotos sanitários. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Recife, PE, p. 68-74, il. (Projeto Prosab, 2).
- Souza, J.T. et al. (2014) Utilização de *wetland* construído no pós tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. Eng. Sanit. Ambient. 9(4), 285-290.
- Vymazal, J. (2010) Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Water. 2, 530-549.



CREACION DE RESERVA URBANA Y GESTION DE RIESGOS CLIMATICOS

Creation of urban reserves and climate risk management

Perales, V.

Municipalidad de la Ciudad de Santa Fe. Fondo Francés para el Ambiente Mundial.

Palabras clave: Reserva, Riesgo, Urbana, Humedal.

Introducción:

Santa Fe se ubica en el Litoral Argentino, en el encuentro de los valles de inundación del río Salado y del sistema del Paraná; por ello, la mayor parte de su límite es fluvial y más de un 70% del territorio de la ciudad está conformado por ríos, lagunas y bañados. Las amenazas predominantes en la ciudad se relacionan con la exposición de la población y de los sistemas urbanos al impacto de lluvias y crecidas. Gran parte de la población está asentada sobre los valles de inundación de los ríos que rodean a Santa Fe. Las últimas dos experiencias de desastres por inundaciones, en el año 2003 por crecida del río Salado y en 2007 por lluvias intensas, fueron las más significativas porque afectaron severamente a un tercio de la ciudad (prácticamente el mismo sector en ambas ocasiones) arrojando como resultado innumerables pérdidas y daños para la población santafesina en general.

En ese marco, el proyecto tiene por objeto **crear la primera Reserva Natural Urbana (RNU) Municipal**. El proyecto propone transformar 142 hectáreas de tierras y humedales construidos de dominio municipal, ubicadas en el cordón oeste de la ciudad y destinadas a reservorios del sistema de drenaje urbano, de acuerdo al plan de gestión de riesgo que prevé un sistema de evacuación y extracción de agua de la ciudad por excedentes pluviales y la utilización de este sector dentro del sistema de protección contra inundaciones, además de crear un espacio de uso público que mejore la calidad de vida de la población cercana y evite la urbanización de zonas de riesgo. Cabe destacar que allí se concentra la población con mayor vulnerabilidad social, ambiental y económica.

Objetivos del Proyecto:

El proyecto prevé la creación de una RNU que cumpla con los siguientes objetivos:

- Conservar un ambiente natural dentro del ejido urbano, integrando las dimensiones urbanísticas, ecológicas, sociales, patrimoniales, históricas y culturales de la ciudad.
- Disminuir el riesgo de inundaciones pluviales y garantizar que el humedal artificial cumpla con la función de reservorio hídrico del sistema de drenaje urbano, y en consecuencia, reducir la vulnerabilidad de las personas y de los bienes frente a los riesgos naturales y climáticos.
- Promover la participación ciudadana en la gestión del territorio para favorecer la formación de una cultura de la prevención de riesgos y la construcción de una ciudad sustentable, poniendo en valor la reflexión y el aprendizaje social a partir de las experiencias vividas en las precedentes inundaciones.
- Generar espacios socio-productivos y de capacitación laboral que propicien la generación de emprendimientos sostenibles para sectores sociales con altos niveles de desocupación.
- Fomentar una relación armónica entre el hombre y su entorno, brindando oportunidades para la educación, la investigación, la recreación y el turismo.
- Generar instancias de Cooperación Internacional que permitan compartir y transferir experiencias, resultados y lecciones aprendidas con otras ciudades.



Contenido del Proyecto:

El proyecto prevé 7 acciones concurrentes para lograr los objetivos planteados:

1. **Creación de una Reserva Natural Urbana**, transformando las 142 hectáreas de reservorios en un espacio de uso público con los fines antes mencionados.
 - **Delimitación y regularización de la trama urbana.** Gran parte del área del proyecto tiene como objetivo técnico ser utilizadas como reservorio de los excedentes pluviales. Ante esta realidad el municipio debe generar intervenciones que impidan la radicación de viviendas en estos sectores.
 - **Ejecución de un plan de manejo de la RNU** se elaborará y pondrá en marcha un plan consensuado y construido conjuntamente con la población que contenga las directrices necesarias para orientar la gestión del área protegida, su seguimiento y evaluación. Para ello, se prevé la mensura e inscripción catastral del sector, la zonificación de todo el espacio para diferentes usos, la definición de la infraestructura de uso público, la elaboración de un programa de monitoreo de indicadores ambientales y de biodiversidad, el diseño de un programa de educación ambiental y promoción turística y la confección de los planes de mantenimiento y funcionamiento de los diferentes sectores de la RNU. Se prevé la incorporación de especialistas franceses en la elaboración del plan de manejo y el relevamiento ecológico de la RNU.
2. **Desarrollo económico y social:**
 - Desarrollo de la agricultura periurbana a través de la implantación del “Proyecto Productivo Barrio Las Lomas”
 - Desarrollo de un Vivero de Sitio, como espacio de reproducción de flora autóctona
 - Construcción de un “Memorial de la Inundación”, un espacio que procura recuperar la memoria social sobre las inundaciones en Santa Fe
3. **Cooperación Internacional**, mediante el desarrollo de una plataforma de intercambio de conocimientos, experiencias que permitan enriquecer el proyecto y al mismo tiempo la posibilidad, una vez avanzado la RNU, de transferir conocimiento y lecciones aprendidas como parte del trabajo.

Avances del Proyecto:

Actualmente se ha avanzado en las siguientes actividades contempladas en el proyecto, según cronograma previsto:

- Reservorios: delimitación y profundización.
- Monitoreo de la calidad de agua y sedimento en distintos puntos de los humedales.
- Construcción calle cierre de trama: 250 metros ya construidos, con iluminación.
- Generación de lotes y reubicación de familias (se generaron 78 lotes, y se reubicaron 28 familias).
- Construcción de viviendas sociales para reubicación de 28 familias.
- Inventario de especies en el área del proyecto y protocolos de reproducción.
- Identificación de familias y trabajadores informales.
- Plan de Gestión y Manejo en marcha con un grupo de expertos.



EVALUACION DE PROCESOS DE DESINFECCION (CLORO Y UV) PARA TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS PROVENIENTES DE HUMEDALES CONSTRUIDOS

Disinfection processes evaluation (chlorine and UV) for wastewater treatment from constructed wetlands

Acevedo, L., Baeza, A.C., López, D., Vidal, G.

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Ambientales & Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, Concepción, Chile (glvidal@udec.cl)

Palabras clave: Desinfección, humedales construidos, aguas servidas, cloro, ultravioleta.

Introducción:

El tratamiento de las aguas servidas en el sector rural chileno es de solo el 8%. Debido a lo anterior, es que en últimos años ha surgido la necesidad de implementar tecnologías para la depuración de aguas servidas, eficientes y económicamente viables. Entre ellas, se encuentran los Humedales Construidos (HC), que son sistemas pasivos de depuración que se ha comprobado que son eficaces en la eliminación de materia orgánica (78-94%), sólidos suspendidos (>95%) y nutrientes (30-75%) (López *et al.*, 2008), presentes en las aguas servidas. Sin embargo, un HC no asegura la eliminación de patógenos, por lo que se hace necesario implementar sistemas de desinfección. En este contexto, existen dos opciones para zonas rurales: el cloro y la luz UV. El cloro es ampliamente utilizado por su capacidad de eliminar patógenos, además de tener bajo costo y ser de fácil acceso. Sin embargo, existen riesgos en la interacción de cloro con otros componentes del agua residual (subproductos de desinfección (DBP, por sus siglas en inglés). La luz UV también es capaz de eliminar patógenos de manera óptima y al ser proceso físico no deja subproductos y es de fácil manipulación (Acevedo, 2014). El objetivo de este trabajo es evaluar la eficiencia de desinfección de cloro y UV sobre efluentes de aguas servidas rurales depuradas por humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial (HFHSS).

Metodología:

Se utilizaron efluentes provenientes de cuatro humedales HFHSS, dos plantados con *Phragmites australis* y dos con *Schoenoplectus californicus*. Se realizó la caracterización físico-química (DQO, DBO₅, SST, N-NH₄⁺, turbidez, pH y color) y microbiológica del efluente (coliformes totales, coliformes fecales y colifagos somáticos). Se evaluó la desinfección de los efluentes a través de cloración y radiación UV considerando las siguientes estrategias: a) En cloración, se utilizó hipoclorito de sodio como desinfectante, con dosis iniciales de 10 mg/L y Tiempos de Contacto (TC) de 20 (TC 1), 60 (TC 2) y 240 minutos (TC 3); b) En la desinfección con UV se utilizaron 4 lámparas de baja presión (254 nm - 8W), con intensidad constante de 2,6 mW/cm², y TC de 5 (TC1), 10 (TC2) y 15 (TC3) minutos.

Resultados y discusión:

La Tabla 1 muestra la caracterización del efluente a tratar pro desinfección. El efluente que proviene de un tratamiento HFHSS se caracteriza por tener una DBO₅ de 71 mg/L, DQO de 181 mg/L, SST de 29 mg/L y color medido a 254nm de 0,63 unidades 1x1cm. Estos datos están de acuerdo a los reportados por López *et al* (2015). Por su parte, los valores de turbidez (153 NTU) y NH₄⁺ (118 mg/L) fueron entre 56-92% y 82% superiores a los reportados por Quiñonez-Días *et al.* (2001) y Vymazal (2008), debido al proceso bajo condiciones reductivas (-350 mV) que tiene la degradación de la materia orgánica en un HFHSS. Por otro lado, se evidenció la efectiva eliminación de coliformes, logrando valores de <1,8 NMP/100 mL. Sin embargo, no fue posible una completa eliminación de colifagos somáticos, registrando valores mínimos de 2 UFP/100 mL (240 min).



Tabla 1. Caracterización fisicoquímica del efluente proveniente de un HFHSS

Parámetro	Unidad	Rango	Promedio ± D.S.
pH	-	6,95 – 7,35	7,18 ± 0,15
N-NH ₄ ⁺	mg/L	93,9 – 170,3	118,47 ± 27,0
DBO ₅	mg/L	38,23 – 111,43	71,11 ± 28,98
SST	mg/L	17,8 – 49	29,14 ± 10,78
Color (254 nm)	abs	0,46 – 0,74	0,63 ± 0,10
Turbidez	NTU	23,8 - 314	153,16 ± 92,84

Tabla 2. Resultados de concentraciones de patógenos con estrategias de desinfección.

	CLORO						ULTRAVIOLETA					
	CT		CF		CS		CT		CF		CS	
	(NMP/100 mL)	(NMP/100 mL)	(NMP/100 mL)	(NMP/100 mL)	(UFP/100 mL)	(UFP/100 mL)	(NMP/100 mL)	(NMP/100 mL)	(NMP/100 mL)	(NMP/100 mL)	(UFP/100 mL)	(UFP/100 mL)
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
TC1	10 ⁶ - 10 ⁷	10 ⁰ -10 ¹	10 ⁵ - >10 ⁷	10 ⁰	10 ⁴	10 ²	≥10 ⁷	10 ⁰ -10 ¹	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁰	10 ⁴	10 ⁰
TC2	>10 ⁷	10 ⁰	>10 ⁷	10 ⁰	10 ⁴	10 ²	10 ⁶	10 ⁰	10 ⁵	10 ⁰	10 ⁴	10 ⁰
TC3	≥10 ⁷	10 ⁰ -10 ¹	10 ⁶ - 10 ⁷	10 ⁰ -10 ¹	10 ⁴	10 ⁰ -10 ³	≥10 ⁷	10 ⁰	10 ⁶ - 10 ⁷	10 ⁰ - 10 ¹	10 ⁴	10 ⁰

CT: Coliformes totales, CF: Coliformes fecales, CS: Colifagos somáticos. Inicial: S/desinfección, Final: C/desinfección.

Al contrario, con luz UV, se obtuvieron valores mínimos de colifagos somáticos de 0 UFP/100 mL y concentraciones de coliformes 2 NMP/100 mL (valor mínimo). Sin embargo, con ambos métodos se cumpliría con el límite para coliformes (1000 NMP/100 mL) según el Decreto Supremo 90, estipulado para la normativa de Chile. A su vez, los efluentes estudiados, al ser sometidos a un proceso de desinfección, cumplirían con la calidad bacteriológica que recomiendan la guía de reúso de EPA, para aguas destinadas a reúso en riego de cultivos (USEPA, 2002).

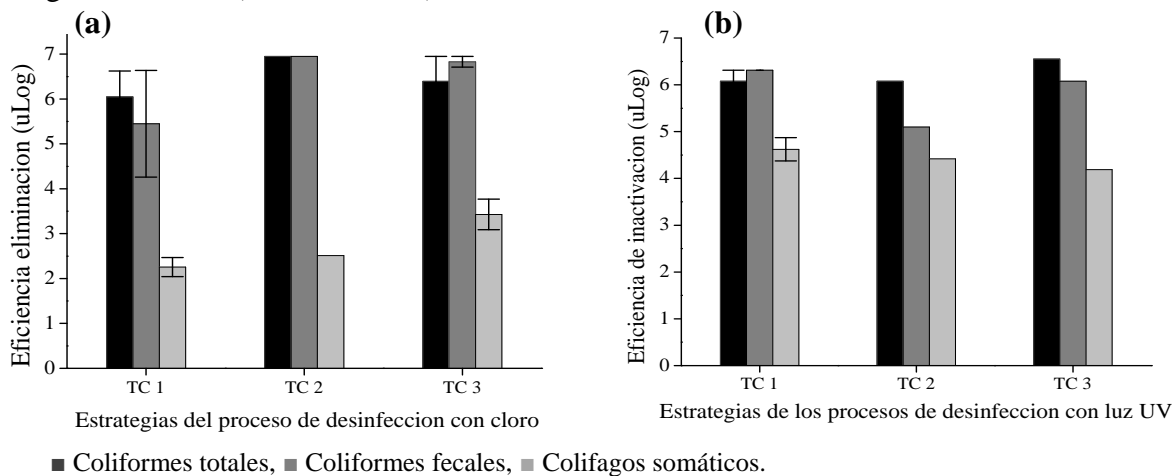


Fig. 1. Resultados de eficiencia de eliminación de las estrategias de (a) Cloro y (b) UV.

Bibliografía:

Acevedo, L. 2014. Disinfection processes evaluation (chlorine and UV) for decentralized wastewater treatment systems (constructed wetlands). Environmental Engineering Thesis, University of Concepción, 106 pp.

López, D., Fuenzalida, D., Vera, I., Rojas, K., Vidal, G. 2015. Relationship between the removal of organic matter and the production of methane in subsurface flow constructed wetlands designed for wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 83:296-304.

Quiñones-Díaz, M., Karpiscak, M., Ellman, E., Gerba, C. 2001. Removal of pathogenic and indicator microorg. by a constructed wetland receiving untreated domestic wastewater. *J. Environ. Sci. Health Part A.* 36: 1311–1320.

USEPA, 2002. Onsite Wastewater Treatment Systems Manual, EPA/625/R-00/008. Office of Water, Washington D.C., 367 pp.



FACTIBILIDAD DE TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE RELLENOS SANITARIOS UTILIZANDO UN WETLAND. PROYECTO WETLAND HAFSV- HAFSH PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES PROVENIENTES DE UN RELLENO SANITARIO

Iturria, M.E., Bobeda, A.M.

CEAMSE, Sede Villa Domínico, Avellaneda, Buenos Aires, Argentina. Planta de Tratamiento de efluentes de líquidos lixiviados del Complejo Ambiental Villa Dominico.

Palabras Claves: Efluentes, wetlands, relleno sanitario, tratamiento.

Introducción:

La tecnología alternativa no convencional que se desarrolla en este proyecto, ha sido ampliamente utilizada en Estados Unidos y Europa, desde hace más de treinta años, para tratar las aguas residuales. Extendiendo su aplicación, a nivel mundial, al tratamiento de líquidos lixiviados de rellenos sanitarios y aguas residuales de todo tipo, particularmente aquellos rellenos sanitarios que están en la etapa post cierre. El presente proyecto pretende incorporar esta tecnología, como etapa adicional en el tratamiento, para mejorar la calidad del efluente proveniente de la planta de tratamiento de lixiviados.

Su gran aceptación a nivel mundial se debe a su condición de viabilidad y sustentabilidad. Los humedales son tecnologías de tratamiento simples de operar, con baja producción de lodos residuales y consumo energético. No requieren de la adición de reactivos químicos y poca energía para airear el agua o recircularla. La infraestructura necesaria para su construcción es muy simple y asequible, su mantenimiento es relativamente fácil y económico.

Dentro de los estudios encontrados, aún no se ha aplicado en Argentina, y se pretende desarrollar esta tecnología sustentable para los rellenos sanitarios de CEAMSE, y poder ser aplicados posteriormente a nivel nacional. Comenzando el desarrollo en la planta de tratamiento de efluentes de CDF Villa Domínico.

Metodología:

OBJETO: Estudiar de factibilidad del tratamiento del efluente de Relleno Sanitario (post tratamiento) mediante la tecnología de wetlands construidos sub-superficial de flujo vertical y horizontal.

1. Relevamiento de datos:

Relevamiento de datos: volumen y características fisicoquímicas del efluente (crudo y tratado), predio disponible, tratamiento primario, etc.

2. Experiencias de escala laboratorio:

Las experiencias se llevan a cabo en reactores simulando wetlands sub-superficiales de flujo vertical y horizontal, conteniendo el lecho filtrante y la especie vegetal a estudiar.

Experiencia 1: Selección de las especies vegetales a utilizar: Evaluación de la tolerancia de diferentes macrófitas que crecen en la región a las condiciones fisicoquímicas del efluente. Incluyendo especies ornamentales, a fin de lograr un beneficio secundario en el aspecto estético y paisajístico del humedal, integrándolo visualmente con las áreas forestadas del Complejo Ambiental. En este punto se cuenta con la participación del Vivero Experimental de CEAMSE, que tiene una gran experiencia en el tema.



Experiencia 2: Evaluación de tolerancias: Evaluar la tolerancia de la especie seleccionada y la eficiencia en la remoción de los principales parámetros críticos de un efluente (DBO, DQO; pH, Conductividad, Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)).

3. Parámetros de diseño:

Obtener datos para la estimación de los principales parámetros de diseño del wetland experimental a escala piloto, con los resultados obtenidos en experiencias de escala laboratorio a fin de lograr concentraciones que cumplan con la normativa vigente en el efluente de salida.

Se construirá un wetland piloto (escala reducida) teniendo en cuenta las conclusiones del estudio anterior. La construcción estará a cargo de CEAMSE, con recursos propios y/o externos, contratados por la misma. En esta etapa se contará con la participación del vivero de CEAMSE para la provisión, aclimatación, etc. de las plantas.

4. Monitoreo Wetland piloto durante un período estimativo de 6-12 meses.

Evaluación del funcionamiento del wetland mediante la evaluación de la eficiencia en la retención de los parámetros críticos y su disminución. Para ello se tomarán en forma periódica muestras de:

- efluente a la entrada y salida del wetland (la frecuencia se determinará de acuerdo al tiempo de residencia del wetland).
- vegetales (hojas y raíces).
- Lecho filtrante a diferentes profundidades
- Se contará con los datos del caudal que ingresa y egresa del wetland, proporcionados por la empresa.

Resultados:

Al día de la fecha se encuentra el proyecto avanzado en un 60%, cumpliendo con la primera y segunda etapa, y un avance parcial de la tercera etapa.

Los resultados obtenidos hasta la fecha reflejan un avance positivo en el proyecto:

Las especies estudiadas mostraron una gran tolerancia a diferentes concentraciones de efluente, demostrando ser apropiadas para el proyecto.

Se demostró la alta remoción de los parámetros críticos del sistema.

Los porcentajes de disminución de los parámetros críticos del sistema fueron: DBO 42%, DQO 70%; pH se mantiene neutro, Conductividad 50%, Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) 50%, Nitrógeno amoniacal 80%.

Se seleccionó el mejor de los lechos filtrantes en función del desarrollo de las diferentes especies y de los resultados del efluente de salida.

Se estudiaron diferentes combinaciones de diseño de humedales, y se observó una mayor eficiencia en los sistemas híbridos de wetlands construidos sub-superficial de flujo vertical y horizontal.

El sistema en general a escala piloto, evoluciona favorablemente en el tiempo.

Bibliografía:

- Lahitte, H., Hurrel, J. (2000) Plantas de la costa. Editorial L.O.L.A.
Akintinde Babatunde, Verlag, Muller (2010) Engineered Wetlands.
Wetlands internacional. Los beneficios de los humedales de la Argentina.



REMOCIÓN DE SULFATOS Y CADMIO MEDIANTE HUMEDALES CONSTRUIDOS

Removal of sulfate and cadmium by constructed wetlands

Bernal,^a L.A, Padilla,^a C.M., Alfaro,^a M.C., Cisneros,^a R., Sturm,^b M.

^aProgramas Multidisciplinarios en Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma de San Luis Potosí 78210, San Luis Potosí, SLP, México. ^bTH-Koeln, ITT, Colonia, Alemania (E-mail: luis.bernal@uaslp.mx)

Palabras clave: Remoción, Cadmio, Sulfatos, humedales, *Typha*

Introducción:

La contaminación de sulfato y metales que se produce como consecuencia de la explotación minera, puede continuar durante cientos de años tras el cese de las operaciones mineras. Los contaminantes mineros afectan el uso biológico, recreación, industrial y municipal de los ríos y afluentes muchos kilómetros aguas abajo de la explotación minera. El drenaje ácido de mina y los metales de minas abandonadas están afectando a las comunidades de invertebrados acuáticos, peces, mamíferos, vegetación y los suministros de agua domésticos, por todo el mundo.

El uso de humedales construidos como sistemas de tratamiento ha demostrado ser eficaz y de bajo costo en la remoción de metales pesados, compuestos nocivos para el medio ambiente, así como, capaz de aumentar el pH en aguas ácidas, como se comprobó en otros países como Canadá, España, Estados Unidos, entre otros (López-Pamo et al., 2002).

La abundancia promedio de cadmio en la corteza terrestre es de 0,16 ppm; en suelos es 0.1 a 0.5 ppm; en corrientes es 1 µg/L y en aguas subterráneas es de 1 a 10 µg/L (APHA, 1999). En las aguas superficiales, cadmio típicamente se encuentra como Cd^{2+} y es más soluble en el pH bajo en aguas con baja dureza, pero especialmente en minerales de sulfuro que contienen zinc, plomo o cobre, En solución, el cadmio está presente como ion y en una serie de complejos, compuestos solubles con carbonato, sulfato, cloruro e hidróxidos. El almacenamiento de cadmio en humedales eventualmente crea concentraciones de sedimentos. El cadmio se remueve por precipitación y coprecipitación química, partición de sedimentos y en menor medida utilizada, por absorción de algunas plantas vegetales.

Las plantas y el subsuelo controlan la dinámica del sulfuro y del nitrógeno a través de su función de filtro, convirtiendo el nitrógeno mineral y azufre en formas orgánicas. por lo tanto, dependerá de tiempo, espacio y la profundidad de donde se encuentra la planta.

El objetivo principal de este trabajo fué analizar la eficiencia de dos humedales construidos de forma experimental para la remoción de cadmio y la reducción de sulfato de una corriente ácida.

Metodología:

Se reprodujeron las condiciones de un drenaje ácido proveniente de una mina de la región, preparando soluciones sintéticas en el laboratorio.

La metodología utilizada en esta investigación se divide en cuatro partes principales: la primera de ellas incluye la recolección de las plantas (*Typha* spp.) y su aclimatación; la segunda parte incluye el diseño de los humedales, la construcción y elaboración de la solución experimental; la tercera parte es el análisis de pH, cuantificación de cadmio y sulfato; y la cuarta parte incluye el análisis de los resultados, evaluar la eficiencia del humedal y el análisis estadístico de los datos.

Se construyeron dos humedales de escala laboratorio, uno sin plantas (W1) y el otro con *Typha* spp. (W2) teniendo las siguientes dimensiones: 53 X 39 X 30 cm. El sustrato se hizo con una mezcla de gravilla, grava y Mix-Pro® (60% materia orgánica y 40% gravilla).



Adicionalmente, cada wetland contaba con dos tanques, uno para el influente y el otro para el efluente. La concentración inicial del Cadmio fue de 20 mg/L por semana estableciendo el tiempo de operación de los humedales por 6 semanas.

Se determinaron los siguientes parámetros: porosidad, tiempo de retención real, densidad de vegetación. Por otra parte, para medir la concentración de Cadmio se utilizó un espectrofotómetro de adsorción atómica (flama u horno de grafito, dependiendo de las concentraciones) y para determinar la concentración promedio retenida por el sustrato se empleó digestión por microondas. La cantidad total adicionada de sulfato a los humedales fue de 4676 mg/L y para su determinación, se utilizó el método estándar turbidimétrico.

Resultados y discusión:

Se obtuvo una porosidad de 0.42, este valor se aplicó en el cálculo del tiempo de retención real obteniéndose los siguientes valores: 3,65 L/día ó 2.5 mL/día para W1 y W2. La eliminación del cadmio se produce por diferentes aspectos: suelo y fitorremediación, siendo el suelo la parte del sistema que elimina la mayor cantidad de Cadmio. La concentración final que se obtuvo en la salida de los wetlands fué de 10.66 y 3.85 µg/L y en el sustrato fué de 8043 y 6850 mg/Kg para W1 y W2, respectivamente. Estos valores indican que prácticamente se removió todo el metal del efluente. La remoción de sulfato no fue tan eficaz como la extracción de Cadmio porque teóricamente la concentración de sulfatos de fondo debe ser menor de 300 mg/L, pero en este caso, fue una concentración de 620 mg/L para el W1 y 575mg/L para el W2, siendo los valores de los efluentes de sulfato de 1195 y 1135 mg/L, respectivamente.

Podemos mencionar finalmente que los humedales utilizados en la presente investigación mostraron una alta eficiencia para neutralizar el agua ácida, ya que se incrementó el pH de la solución, iniciando de un valor cercano a 3 y llegando a 8; siendo este valor más apropiado para la fauna y algunas especies de la flora. La remoción del Cadmio fue cercana al 100% en ambos humedales y la reducción de sulfatos mostró una eficiencia del 74.4 y de 75.7% para W1 y W2. Para el Cadmio y los sulfatos, la principal fuente de acumulación se presentó en el sustrato. Se determinó que en el W2, la distribución de remoción del Cadmio se llevó a cabo un 85% en el sustrato y el 15% en las plantas, esto debido a las características de la mezcla utilizada, turba de *Sphagnum* y calcita. El otro factor que ayudó a que el Cadmio fuera eliminado del efluente fué que el pH de la solución se incrementó hasta el valor de 8, y a este valor de pH de la solución, se favorece la absorción tanto en las plantas de esta especie, ya que tienen ciertos grupos aniónicos que atraen al metal, y además, este es un valor cercano al de la precipitación del Cadmio.

Bibliografía:

- APHA (1999) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc., NY, 1325 p.
- López Pamo, E., Aduvire, O., Baretino, D. (2002) Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: estado actual y perspectivas de futuro. Boletín Geológico y Minero. 113(1), 3-21.



CALIDAD DEL AGUA EN UN CULTIVO DE CAMARÓN BLANCO (*LITOPENAEUS VANNAMEI*) CON BIOFLOCS Y TRATAMIENTO MEDIANTE LAGUNA DE ESTABILIZACIÓN Y UN FILTRO BIOLÓGICO TIPO HUMEDAL

Water quality during the culture of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) employing bioflocs and treatment by stabilization pond and a wetland-type biological filter

Macias-Guerrero, M., Saenz-López, P., Medina-Jasso, A., Piña-Valdez, P., Nieves-Soto, M., Carranza-Díaz, O.

Laboratorio Ecofisiología y Cultivo de Organismos Acuáticos. Facultad de Ciencias del Mar. Universidad Autónoma de Sinaloa. Paseo Claussen, S/N Col. Los Pinos. C.P. 82000. Mazatlán, Sinaloa, México. (E-mail: otoniel.carranza@uas.edu.mx)

Palabras clave: Acuicultura, Nutrientes, Biorremediación, Humedales artificiales

Introducción:

En los últimos años la demanda de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) en México ha crecido y con ello el mejoramiento de los métodos de cultivo. Los estanques de cultivo hiperintensivo tipo Raceway con bioflocs permiten la producción de camarón blanco a altas densidades y en periodos cortos de tiempo. Particularmente, el uso de bioflocs en la acuicultura se ha expandido debido en parte al control de enfermedades y al éxito de cosecha (Michael Jr., 2003). Sin embargo, esta técnica conlleva una alta demanda energética y los efluentes resultantes de los recambios de agua así como los vertimientos finales contienen altas concentraciones de nutrientes entre otras sustancias de relevancia ambiental. En este estudio, se monitoreó la calidad del agua de dos estanques durante un cultivo de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) en pre-engorda a alta salinidad empleando bioflocs. Adicionalmente, se investigó el funcionamiento de una laguna de estabilización construida para el tratamiento de los efluentes de cultivo y se comparó con un prototipo de filtro biológico tipo humedal FBTH construido para este estudio. Se presentan resultados preliminares de los tres sistemas estudiados.

Metodología:

La investigación se llevó a cabo en tres etapas. En la primera etapa se monitoreó la calidad del agua de los dos estanques de cultivo de camarón blanco tipo "Raceway". Los estanques tienen una capacidad de 100,000 litros cada uno y se localizan en la empresa productora de larvas de FITMAR en el municipio de El Rosario, Sinaloa, México. Se llevaron a cabo ocho eventos de muestreo entre agosto y diciembre de 2015. En la segunda etapa, se investigó el rendimiento de una laguna de estabilización que da tratamiento a los efluentes provenientes de los estanques de cultivo mientras que en la tercera etapa, se construyó un prototipo de Filtro Biológico Tipo Humedal (FBTH) como alternativa para el tratamiento de aguas de cultivo con bioflocs. Este prototipo fue instalado en las instalaciones de la Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad Autónoma de Sinaloa. El seguimiento de la laguna de estabilización así como del filtro biológico tipo humedal se llevó a cabo por 2 semanas con tres eventos de muestreo cada uno. Las muestras en los estanques de cultivo fueron compuestas y se tomaron en tres puntos distribuidos equidistantes a lo largo de cada estanque. Solo en la laguna de estabilización (Influyente y efluente) así como en el efluente del FBTH se tomaron muestras puntuales en el influente y efluentes respectivamente. Los parámetros de calidad del agua determinados en laboratorio fueron: Sólidos Sedimentables (SS), pH, Nitrógeno Amónico (NH₃-N), Nitritos (NO₂⁻-N), Nitratos (NO₃⁻-N) y Fosfatos (PO₄³⁻). Todas las muestras se filtraron empleando filtros Whatman GF/C de 47 mm y se utilizó un fotómetro HANNA HI-83203 para la determinación de los parámetros de calidad del agua.



Resultados y discusión:

La Tabla 1 muestra los resultados preliminares de los tres sistemas estudiados. Se presentan valores promedio \pm desviación estándar. Se observó una reducción en los sólidos sedimentables de 4.21 a 1.30 mL/L entre el agua del estanque de cultivo y el influente de la laguna de estabilización respectivamente. Asimismo, se observó una disminución en las concentraciones de NO_2^- -N de 9.59 a 3.13 mg/L. Sin embargo, se observó un aumento en las concentraciones de NO_3^- -N de 17.30 a 24.67 mg/L. Este incremento pudo deberse a la conversión de NO_2^- -N a NO_3^- -N resultado del decaimiento de oxígeno disuelto en el agua a la salida del estanque de cultivo.

Tabla 1. Resultados de calidad del agua de los tres diferentes sistemas investigados.

Parámetro	*Estanque de cultivo tipo Raceway	**laguna de estabilización (Influente)	**Laguna de estabilización (Efluente)	**filtro biológico tipo humedal (Efluente)
SS (mL/L)	4.21 \pm 2.59	1.30 \pm 0.66	21.67 \pm 17.39	<0.1
pH (-)	7.41 \pm 0.24	7.07 \pm 0.21	6.83 \pm 0.38	6.83 \pm 0.06
NH_3 -N (mg/L)	3.01 \pm 1.73	14.10 \pm 4.64	19.27 \pm 2.42	3.75 \pm 1.05
NO_2^- -N (mg/L)	9.59 \pm 5.18	3.13 \pm 2.55	4.50 \pm 2.72	0.03 \pm 0
NO_3^- -N (mg/L)	17.30 \pm 4.92	24.67 \pm 9.12	12.80 \pm 15.69	0.43 \pm 0.35
PO_4^{3-} (mg/L)	4.96 \pm 3.70	41.57 \pm 36.73	29.63 \pm 35.11	3.80 \pm 3.03

*n = 8

**n=3

Por otro lado, se observó una limitada eficiencia de tratamiento en la laguna de estabilización. Para todos los parámetros mostrados, excepto el pH, se observó un aumento en las concentraciones en el efluente de la laguna de estabilización. Esto pudo deberse al corto tiempo de retención de la laguna de estabilización así como a la limitada acumulación de sólidos en la laguna afectando los parámetros de calidad del agua. Los valores del efluente del FBTH indicaron menores concentraciones de los parámetros investigados respecto al estanque de cultivo y a la laguna de estabilización. Los sólidos sedimentables se redujeron a volúmenes inferiores a 0.1 mL/L mientras que las concentraciones de NO_2^- -N y NO_3^- -N se redujeron considerablemente respecto al estanque de cultivo y al efluente de la laguna de estabilización. Los resultados de este trabajo confirman las altas concentraciones de compuestos nitrogenados contenidos en los estanques de cultivo de camarón blanco con bioflocs. Se demostró además que la eficiencia del sistema de tratamiento convencional en base a laguna de estabilización es limitada mientras que un tratamiento alternativo en base a un FBTH puede ser más eficiente para el mejoramiento de la calidad del agua en este tipo de sistemas. Futuros estudios son necesarios para indagar en los procesos asociados al funcionamiento del FBTH y a su optimización.

Bibliografía:

- Kadlec, R.H., Wallace, S.D. (2009) Treatment Wetlands, Second Edition. Boca Raton: CRC Press. pp. 26-34.
Michael Jr., J.H. (2003) Nutrients in salmon hatchery wastewater and its removal through the use of a wetland constructed to treat off-line settling pond effluent. *Aquaculture*. 226, 213–225.



WETLANDS HIBRIDOS PARA REMOCION DE AMONIO EN EFLUENTES INDUSTRIALES

Hybrids wetlands for ammonium removal in industrial wastewater

Sanchez^a, G.C., Maine^{ab}, M.A., Hadad^{ab}, H.R., Caffaratti^a, S., Pedro^a, M.C., Mufarrege^{ab} M.M., Di Luca^{ab}, Camaño Silvestrini^{ab}, N.

^aQuímica Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe (3000), Argentina. ^bConsejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) (E-mail: amaine@fiq.unl.edu.ar)

Palabras clave: Efluentes, Depuración, Nitrógeno, Sedimento, Macrófitas

Introducción:

Una fábrica de fertilizantes nitrogenados requirió optimizar el tratamiento de sus efluentes. Los sistemas wetland son una buena alternativa para la remoción de nitrógeno en efluentes (Kadlec y Wallace, 2009) y han sido implementados mundialmente. Sin embargo, debido a la diversa composición química de los efluentes industriales se requieren estudios previos para la implementación de wetlands en el tratamiento de los mismos. El objetivo de este trabajo fue evaluar la eficiencia de sistemas wetlands híbridos para el tratamiento del efluente de una planta de fertilizantes nitrogenados, con alto pH y alta concentración de amonio.

Metodología:

A fin de evaluar la factibilidad del tratamiento y seleccionar la especie vegetal más eficiente y tolerante al efluente, se dispusieron reactores a escala microcosmos simulando wetlands subsuperficiales de flujo horizontal (HSSF) y wetlands superficiales de flujo libre (FWSW). Se evaluaron diferentes especies de macrófitas. En los HSSF se utilizó como sustrato 0,35 m de leca 10/20 (light expanded clay aggregates) y se plantaron con *Iris pseudacorus* (lirio amarillo), *Canna indica* (achira) y *Typha domingensis* (totora). Los FWSW contenían 0,25 m de sedimento, donde se plantó *T. domingensis* y *C. indica*. Se agregó efluente hasta un nivel de 0,3 m sobre el sedimento. Además en ambos casos se dispusieron reactores control sin macrófitas. Los tratamientos se dispusieron por triplicado.

Las macrófitas se aclimataron durante dos meses antes del experimento, que tuvo una duración de tres meses. Se utilizó efluente real de la planta de fertilizantes. En todos los casos el tiempo de residencia hidráulico fue de 7 días. Se compensaron las pérdidas por evapotranspiración. Se determinó pH, NH_4^+ NO_3^- , DQO y DBO de acuerdo a APHA (1998) en el efluente antes y después del tratamiento para evaluar la eficiencia de los sistemas.

En base a los resultados de esta experiencia, se construyeron dos sistemas híbridos a escala piloto, a fin de evaluar la eficiencia de las configuraciones. El sistema 1 consta de un HSSF seguido de un FWSW. El sistema 2 consta de un FWSW seguido de un HSSF. En los HSSF se utilizó leca como sustrato mientras que los FWSW se cubrieron con una capa de 50 cm de tierra y sobre ésta, 30-40 cm de efluente. Cada módulo se diseñó para tratar de 1000 litros/día (carga hidráulica HSSF: 0,042m/d; FWSW: 0,055m/d). Las macrófitas emergentes utilizadas fueron *T. domingensis* y *C. indica* por ser una especie ornamental.

Resultados y discusión:

Las macrófitas toleraron el efluente en todos los tratamientos (WFS y WSSH), después de una apropiada aclimatación con concentraciones crecientes de amonio. En los HSSF, Leca resultó un sustrato adecuado, permitiendo el desarrollo de las macrófitas; la remoción de amonio se puede correlacionar directamente con la profundidad de penetración de las raíces de macrófitas en el sustrato (Critters et al., 2006).



El efluente tratado en los HSSFW sin macrófitas, presentó mayores concentraciones de NH_4^+ y NO_3^- que el efluente de los wetlands con macrófitas (Tabla 1). Esto sugiere que la presencia de macrófitas favoreció los procesos de nitrificación-denitrificación. Sin embargo no hubo diferencias significativas entre la eficiencia de los tratamientos con diferentes especies. En los sistemas wetlands, el sistema rizoférico de las macrófitas favorece la coexistencia de zonas aeróbicas y anaeróbicas con diferentes condiciones oxidantes, contribuyendo a la remoción de amonio.

Los tratamientos con WFS, removieron NH_4^+ eficientemente. Esto se puede explicar, no sólo por mecanismos de nitrificación-desnitrificación, sino también por la volatilización, favorecida por el pH levemente alcalino. Las macrófitas mostraron mayor productividad y mayores tasas de evapotranspiración en los WFS.

Tabla 1. Concentraciones máximas y mínimas en el efluente (escala microcosmos).

	Tratamientos	pH	N-NH ₄ ⁺ (mg N L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ remoción (%)	N-NO ₃ ⁻ (mg N L ⁻¹)
	INICIAL	8,1-9,0	129,0-136,4	--	1,8-2,0
	FINAL				
HSSFW	<i>I. pseudacorus</i>	7,1-7,2	12,9-16,2	88,7	4,1-11,8
	<i>T. domingensis</i>	7,0-7,1	12,7 -16,4	89,5	2,6-2,8
	<i>C. indica</i>	7,0-7,1	12,0-16,0	93,0	2,5-2,7
	Sin macrófitas	7,7-7,8	28,5-31,7	77,3	12,0-13,6
FWSW	<i>T. domingensis</i>	7,0-7,1	27,4-38,7	67,8	1,9-2,3
	<i>C. indica</i>	6,6-6,9	25,3-37,9	71,2	1,8-2,1
	Sin macrófitas	7,5-7,7	31,6-35,4	55,6	2,0-2,2

Tabla 2. Concentraciones máximas y mínimas en el efluente tratamientos (escala mesocosmos).

Parámetro	Inicial	Sistema Híbrido 1 HSSF1 → FWS1		Sistema Híbrido 2 FWS2 → HSSF2	
pH	8,1-8,3 88	7,7 - 7,8	7,5 - 7,6	7,5 - 7,6	7,6 - 7,7
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	128,8 -242,9	43,2-110	38,6-96,8	110,8-123,1	10-68
DBO (mg O ₂ L ⁻¹)	96 -128	37,4-43,2	37,3-38,6	26,4-90,8	10,1-32,6
N-NH ₄ ⁺ (mg N L ⁻¹)	165,1-224,3	45,4-57,8	1,72-13,1	70,0-104,2	12,9-14,7
N-NO ₃ ⁻ (mg N L ⁻¹)	2,69-3,14	12,6-14,6	0,62-1,21	0,91-1,34	2,91-3,53
TKN (mg N/L)	169,8-238,7	68,5-77,4	9,8-20,4	80,4-120,0	22,8-26,7

La remoción de amonio fue eficiente en ambos sistemas híbridos, al final del tratamiento. El efluente tratado en ambos sistemas híbridos cumple con las concentraciones exigidas por la legislación para la disposición final del efluente para las especies nitrogenadas y DBO. En Argentina, la utilización de FWSW resulta de especial interés debido a que son sistemas de fácil operación, mantenimiento y a la disponibilidad de terrenos marginales.



VARIABILIDAD ESPACIO-TEMPORAL DE NUTRIENTES Y CLOROFILA-*a* EN LAGUNAS DE LA LLANURA ALUVIAL DEL RÍO PARANÁ MEDIO CON USO GANADERO

Spatio-temporal variability of nutrients and chlorophyll-*a* in wetlands of the Middle Paraná River floodplain with cattle use

Ferrato, J.J.^a, Mayora, G.P.^a, Mesa, L.^a, Giri, F.^a

^a Instituto Nacional de Limnología (INALI, UNL-CONICET), Ciudad Universitaria, Paraje El Pozo, Santa Fe (3000), Argentina (E-mail: juanjo_ferrato@hotmail.com)

Palabras clave: eutrofización, ganadería, lagunas aluviales, régimen hidrológico.

Introducción:

Los humedales fluviales están conformados por llanuras laterales al río, el cual las inunda periódicamente regulando la dinámica de la biota, nutrientes y materia orgánica (Neiff, 1997). Estos ambientes reciben y transforman muchas especies químicas, mejorando la calidad del agua (Reddy et al., 1999). El uso de los recursos naturales para uso ganadero se ha extendido a nivel mundial (Sigua y col., 2006). El ganado aporta al sistema acuático nutrientes y materia orgánica por medio de la orina y heces (Sigua et al., 2006), lo cual puede afectar a la biota. En Argentina, la expansión agrícola desplazó al ganado hacia sitios no aptos para los cultivos, como son los humedales de la llanura de inundación del río Paraná. Allí, es habitual la rotación del ganado entre potreros para mantener la capacidad forrajera de la vegetación (Rossi, 2013). Teniendo en cuenta la heterogeneidad espacial de los humedales y la variabilidad temporal a la que se encuentran sujetos a causa de las modificaciones en el nivel hidrométrico, el ganado incorpora un punto de importancia en el estudio de su funcionamiento y dinámica. En relación con lo anterior, el objetivo de este trabajo es analizar la variabilidad espacio-temporal de nutrientes, materia orgánica disuelta cromofórica (MODC) y biomasa fitoplanctónica en lagunas de la llanura aluvial del río Paraná Medio con uso ganadero.

Metodología:

Se tomaron muestras de agua subsuperficial (por triplicado), de sedimento con draga Rigoshia (duplicado) y raíces de *Ludwigia* sp. en tres lagunas aisladas (L1, L2 y L3) de la llanura aluvial del río Paraná Medio ubicadas en distintos potreros, durante aguas bajas (AB) y medias (AM) (setiembre-noviembre de 2015). *In situ* se midió profundidad (sondaleza), transparencia (Secchi), temperatura (termómetro), oxígeno disuelto (OD), pH y conductividad (multiparámetro Horiba). Se realizaron determinaciones en agua de turbidez (unidades a la formacina: FTU) fósforo total (PT), nitrógeno total (NT), amonio (N-NH₄⁺), nitrato + nitrito (N-NO₃⁻+ N-NO₂⁻), fósforo reactivo soluble (PRS), sílice disuelta (SiD), clorofila-*a* (Chl-*a*, estimador de la biomasa del fitoplancton) (APHA, 2005), color (unidades de platino-cobalto: Pt-Co, estimador de la concentración de MODC) y cociente entre las absorbancias a 250 y 365 nm (A₂₅₀/A₃₆₅, relacionado inversamente al peso molecular de la MODC) (Helms y col., 2008). El PT en sedimento y raíces de macrófitas se determinó siguiendo a Andersen (1979). Para evaluar las diferencias entre lagunas se utilizó el test de Kruskal-Wallis y post test de Mann-Whitney. Las relaciones entre el nivel hidrométrico del río Paraná y las variables analizadas (considerando conjuntamente las tres lagunas) se analizaron mediante Spearman.

Resultados y discusión:

El aumento del nivel hidrométrico del río Paraná se relacionó positivamente con la profundidad, NT, PT, SiD y Chl-*a* de las lagunas en estudio; y negativamente con el pH, OD, N-NH₄⁺ y color (p<0,05, Spearman) (Tabla 1). El aporte de agua subsuperficial tendría un rol fundamental en la dilución de la MODC y N-NH₄⁺. A su vez, el aumento del nivel

Tabla 1. Promedios de las variables que difirieron significativamente (p<0,05) entre aguas bajas (AB) y medias (AM) en L1, L2 y L3.

	Laguna 1		Laguna 2		Laguna 3	
	AB	AM	AB	AM	AB	AM
pH	8	7	6,9	6,5	6,8	6,5
OD (mg L ⁻¹)	7,5	4,5	4,5	2,6	7	2,8
N-NH ₄ ⁺ (µg L ⁻¹)	17	7	30	20	25	8
PT (µg L ⁻¹)	148	172	403	781	176	420
NT (µg L ⁻¹)	1307	2965	2288	6058	1363	2988
SiD (mg L ⁻¹)	0,9	7,1	1,5	7,2	1,7	13,9
Color (mg L ⁻¹ de Pt-Co)	79	54	105	51	66	67
Chl- <i>a</i> (µg L ⁻¹)	5	12	4	16	7	10



hidrométrico determinaría el ingreso de estiércol y materia orgánica por las márgenes, aumentando las concentraciones de NT y PT en el agua de la laguna, descendiendo el pH y OD. El SiD, cuya concentración es alta en el río (Devercelli et al., 2015), habría ingresado a través del agua subterránea.

L2 presentó la mayor turbidez, PT, NT y peso molecular de la MODC (Mann Whitney, $p < 0,05$) (Figura 1). La alta y continua carga ganadera en el potrero donde se ubica L2, durante los meses anteriores al estudio, podría determinar un aumento de estas variables. A su vez, la menor carga de ganado en L1 y L3, y su manejo rotacional determinarían una menor concentración de estas variables. El aporte continuo de nutrientes y materia orgánica por medio de orina y heces elevaría la concentración de N y P, estimulando el desarrollo algal; e incrementaría el peso molecular de la MODC, ya que el estiércol posee restos vegetales poco degradados, descendiendo el OD. Si bien no se realizaron determinaciones de OD en la interfase agua/sedimento, ésta suele seguir una tendencia similar a la concentración de OD

subsuperficial. No obstante, en el fondo de los ambientes acuáticos, las condiciones suelen ser más reductoras que en la subsuperficie (Dimberg y Bryhn, 2015). Esto disminuye la retención de P por el sedimento (Maine et al., 1998), consistentemente con su menor concentración en el fondo y raíces de macrófitas arraigadas de L2 comparado con L1 y L3.

Puede concluirse que el aumento del nivel del agua incrementa el aporte de nutrientes y el desarrollo del fitoplancton en lagunas aluviales aisladas con uso ganadero. Su conexión superficial con el sistema lóxico, que favorece la exportación de materia hacia otros ambientes, podría mejorar la calidad del agua. Finalmente, la rotación del ganado entre potreros podría ser una práctica conveniente para mitigar el deterioro de la calidad del agua.

Puede concluirse que el aumento del nivel del agua incrementa el aporte de nutrientes y el desarrollo del fitoplancton en lagunas aluviales aisladas con uso ganadero. Su conexión superficial con el sistema lóxico, que favorece la exportación de materia hacia otros ambientes, podría mejorar la calidad del agua. Finalmente, la rotación del ganado entre potreros podría ser una práctica conveniente para mitigar el deterioro de la calidad del agua.

Bibliografía:

- Andersen (1976) An ignition method for determination of total phosphorous in lake sediments. *Water Res.* 10, 329–331.
- APHA (1992). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*, 18th edition. American Public Health Association, Washington D.C.
- Devercelli, M., Scarabotti, P., Mayora, G., Schneider, B., Giri, F. (2016) Unravelling the role of determinism and stochasticity in structuring the phytoplanktonic metacommunity of the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*. 764: 139-156.
- Dimberg, P., Bryhn, A. (2015). *Predicting Total Nitrogen, Total Phosphorus, Total Organic Carbon, Dissolved Oxygen and Iron in Deep Waters of Swedish Lakes*. Springer.
- Helms, J., Stubbins, A., Ritchie, J., Minor, E., Kieber, D., Mopper, K. (2008) Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnol. Oceanog.* 53, 955–969.
- Maine, M.A, Suñe, N., Lager, S., Pizarro, M. (1998) Factores que afectan la liberación de fósforo de sedimentos de ríos. *Información Tecnológica*. 9, 17-22.
- Neiff, J.J. (1997) El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. En: *Tópicos sobre grandes humedales sudamericanos*. Malvárez, A.I. y P. Kandus (eds.). (UNESCO). Montevideo, Uruguay. pp. 99-149.
- Reddy, K.R., O'connor, G.A., Schelske, C.L. (1999) *Phosphorus biogeochemistry in subtropical ecosystems*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.
- Rossi, C.A. (2013) *Composición florística y caracterización nutricional de las especies forrajeras en el sistema silvopastoril del Delta del Paraná*. Tesis. Universidad Nacional de Córdoba. Facultad de Ciencias Agropecuarias.
- Sigua, G., Williams, M., Coleman, S., Starks, R. (2006) Nitrogen and phosphorus status of soils and trophic state of lakes associated with forage-based beef cattle operations in Florida. *J. Environ. Qual.* 35, 240-252.

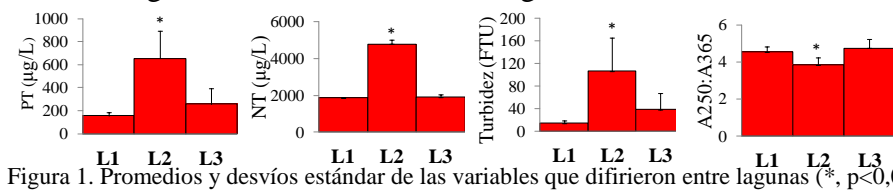


Figura 1. Promedios y desvíos estándar de las variables que difirieron entre lagunas (*, $p < 0,05$).



FACTORES QUE INFLUYEN EN LA ACUMULACIÓN DE METALES EN MARISMAS DEL ESTUARIO DE BAHÍA BLANCA

Factors involved in the accumulation of metals in salt marshes in the Bahía Blanca estuary

Negrin^{a,b}, V.L., Botté, S.E.^{a,b}, Garcia, F.E.^a, La Colla, N.S.^a, Marcovecchio, J.E.^{a,c,d}

^a Instituto Argentino de Oceanografía (IADO-CONICET/UNS), Camino La Carrindanga Km 7.5, (8000) Bahía Blanca, Argentina. ^b Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, San Juan 670, (8000) Bahía Blanca, Argentina. ^c Universidad Tecnológica Nacional – FRBB, 11 de Abril 445, (8000) Bahía Blanca, Argentina. ^d Universidad de la Fraternidad de Agrupaciones Santo Tomás de Aquino (FASTA), Gascón 3145, (7600) Mar del Plata, Argentina. (E-mail: vlnegrin@criba.edu.ar)

Palabras clave: marismas, metales, *Spartina alterniflora*, sedimento, estacional

Introducción:

Las marismas son eficaces sistemas depuradores de ambientes marinos por su capacidad para secuestrar contaminantes como los metales pesados. La capacidad para esto depende de varios factores: especie vegetal, nivel de contaminación, condiciones del sedimento, biomasa vegetal, etc. (e.g. Duarte et al., 2010). La acumulación de metales por plantas de marismas ha sido ampliamente estudiada en el mundo, aunque usualmente desestimando la dinámica estacional. El estuario de Bahía Blanca (EBB; Buenos Aires, Argentina), está cercano a la ciudad homónima y a un importante polo industrial, por lo que presenta cierto grado de contaminación por metales y otros compuestos (Marcovecchio et al., 2008). Aunque existen algunos reportes previos del contenido de metales en marismas del EBB, aún no se ha realizado un estudio integral que tenga en cuenta las condiciones del sedimento, el nivel de impacto antrópico y la variación estacional. El objetivo de este trabajo es estudiar los factores que influyen en la capacidad de acumulación en marismas de *Spartina alterniflora*, especie dominante y en expansión en el EBB.

Metodología:

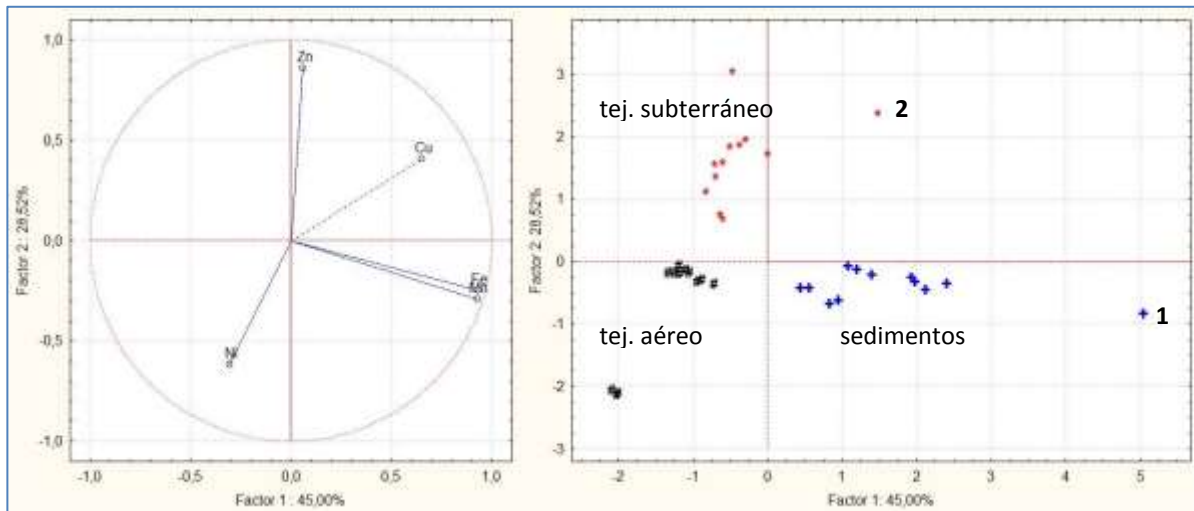
Se realizaron campañas de muestreo estacionales en 3 sitios del EBB (M, V y R) y en cada una de ellas se midió potencial redox (Eh) y pH y se tomaron muestras de tejidos aéreos y subterráneos (15 cm prof.) de *S. alterniflora* y de sedimento asociado para determinación de metales. También se recolectaron muestras para análisis granulométrico del sedimento.

Las plantas fueron lavadas, secadas y pesadas para determinar la biomasa aérea y subterránea. Las muestras de sedimento fueron limpiadas de raíces y conchillas con pinza y secadas. Las muestras, tanto vegetales como de sedimento, para análisis de metales (Cd, Pb, Cu, Ni, Zn, Fe y Mn) fueron molidas y mineralizadas según Botté et al. (2010). Las concentraciones de metales fueron determinadas usando ICP-OES Perkin Elmer Optima 2100 DV. El análisis granulométrico se realizó por difracción láser.

Resultados y discusión:

La composición del sedimento varió entre sitios, siendo el contenido de arena significativamente mayor en V (67±8,7%). El pH varió entre 6,8±0,22 y 7,9±0,33 y solo presentó diferencias significativas puntuales. El Eh presentó valores que variaron entre -237 ± 86 y 104±42mV, lo cual indica que la degradación de la materia orgánica en los sedimentos es a través de reducción del hierro y/o del sulfato (e.g. Wang et al., 2013). El Eh varió ampliamente durante el año en los distintos sitios, pero siempre fue significativamente mayor en V, lo cual estaría asociado con su granulometría. M presentó valores de biomasa, tanto aérea como subterránea, significativamente mayores que en el resto de los sitios; para biomasa aérea, los valores en R fueron significativamente mayores que en V.

El contenido de metales varió entre las distintas matrices (tejido aéreo, tejido subterráneo y sedimento), sitios y estaciones del año. El Cd presentó siempre valores debajo del límite de detección en todas las muestras, y el Pb en todas las de tejido aéreo y en la mayoría de tejido subterráneo, lo que indica que *S. alterniflora* en el EBB no está acumulando estos metales altamente tóxicos. El ACP realizó una separación con respecto a la matriz analizada. Los sedimentos, según lo esperado, presentaron alta concentración de Fe y Mn. El tejido subterráneo se caracterizó por el alto contenido de Zn y el tejido aéreo por la baja concentración del mismo.



El contenido de metales en el sedimento varió principalmente entre sitios, aunque algunas diferencias estacionales fueron observadas. El contenido de Fe y Mn fue significativamente mayor en R, especialmente Fe en verano (punto 1 en el gráfico; $84393 \pm 8052 \mu\text{g/g}$). Los niveles de Cu, Zn y Ni en el sedimento fueron menores en V que en los otros dos sitios, aunque para Ni las diferencias sólo fueron significativas en algunas estaciones del año. Los menores valores en V podrían asociarse en parte a la granulometría, ya que la arena retiene menos metales que los sedimentos finos. No puede descartarse el menor impacto antrópico, ya que este sitio no está directamente asociado con un impacto urbano, como M y R, que están ubicados en cercanías de las localidades de Bahía Blanca y Punta Alta, respectivamente.

En los tejidos subterráneos, la concentración de Zn fue significativamente mayor en M y siempre mayor en otoño para todos los sitios. El contenido de Cu fue significativamente mayor en R en primavera (punto 2; $95 \pm 63 \mu\text{g/g}$) que en el resto de los casos y el de Ni fue significativamente mayor en V que en M para todo el año. En el tejido aéreo, la concentración de Zn estuvo siempre en niveles significativamente menores en R. Las concentraciones de metales en los tejidos se ven magnificadas en M y R por sus valores de biomasa más altos.

En el EEB, el rol de *S. alterniflora* en la acumulación de metales depende de la marisma considerada, lo cual a su vez varía con las condiciones del sedimento y el impacto antrópico, y en ciertos casos también de la época del año. Las variaciones estacionales pueden afectar significativamente las condiciones del sedimento (especialmente Eh) y la dinámica de la biomasa, lo que a su vez modifica las concentraciones de metales dada las variaciones en el proceso de degradación de la materia orgánica y en la generación de la misma (Wang et al., 2013).

Bibliografía:

- Botté, S.E., Freije, R.H., Marcovecchio, J.E. (2010) Distribution of several heavy metals in tidal flats sediments within Bahía Blanca estuary (Argentina). *Water Air Soil Pollut.* 210, 371-388.
- Duarte, B., Caetano, M., Almeida, P.R., Vale, C., Caçador, I. (2010) Accumulation and biological cycling of heavy metal in four salt marsh species, from Tagus estuary (Portugal). *Environ. Pollut.* 158(5), 1661-1668.
- Marcovecchio, J.E., Botté, S.E., Delucchi, F., Arias, A. H., Fernández Severini, M., De Marco, S., Tombesi, N., Andrade, S., Ferrer, L., Freije, R.H. (2008) Pollution Processes in Bahía Blanca Estuarine Environment. En: R. Neves, J. Baretta, M. Mateus (eds.), *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America*, IST Press, Lisbon (Portugal), 277-286.
- Wang, Y., Zhou, L., Zheng, X., Qian, P., Wu, Y. (2013) Influence of *Spartina alterniflora* on the mobility of heavy metals in salt marsh sediments of the Yangtze River Estuary, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20(3), 1675-1685.



REMEDIACION DE NUTRIENTES EN AGUA DEL ESTUARIO DE BAHIA BLANCA EMPLEANDO MATERIALES MAGNETICOS BIODEGRADABLES

Remediation of nutrients from Bahía Blanca estuarine using biodegradable magnetic materials

Pizzano^a, A., Tartara^b, M.N., Horst^a, M.F., Spetter^b, C., Lassalle^a, V.

^aInstituto de Química del Sur (INQUISUR)-Dpto. Química (UNS), Av. Alem 1253, Bahía Blanca (8000), Argentina. ^bInstituto Argentino de Oceanografía (IADO-CONICET) (E-mail: aldanapizzano@yahoo.com.ar)

Keywords: Nitrate, Nitrite, Magnetic adsorbent materials, Bahía Blanca estuary

Introduction:

The excessive input of nutrients to water bodies would result in eutrophication. The accumulation of nutrients leads to fast growth of aquatic plants and algae, leading to depletion of dissolved oxygen. Numerous efforts have been performed in the field of wastewater remediation to reduce concentrations of carbon, nitrogen, and phosphorus in urban and industrial effluents discharge (o in sewage discharge) [1]. The Bahía Blanca estuary (BBE) receives the largest input of nutrients and contaminants provided by the sewage discharges from Bahía Blanca, Punta Alta e Ingeniero White cities [2,3].

Magnetic adsorbents materials based on biopolymers have gained special attention in the last decade. These materials have the advantages of being biodegradable and rentable. However, their most interesting characteristic is related to the possibility to be removed from the media by a simple magnet and their reutilization during several cycles [4].

The main aim of this work is to contribute to the improvement of the quality of water in natural environments taking the BBE as a case of study. Different magnetic materials based on biopolymers and magnetite have been designed and applied. Water samples were collected from BBE and were processed and assayed with magnetic adsorbents to minimize the concentration of nutrients (NO_2^- and NO_3^-).

Methodology:

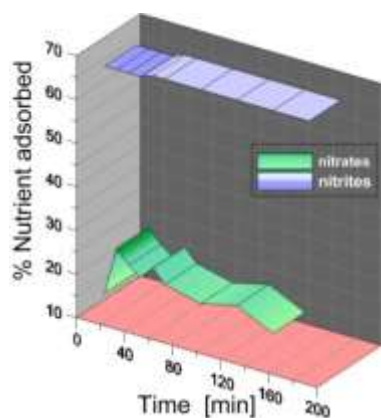
Surface estuarine water samples (~ 0.50 m depth) were collected in the inner zone of the BBE with a 2.5 L Van Dorn sampler bottle, filtered through glass fiber grade F (0.7 μm) membranes and frozen until analysis to determine the concentrations of nitrite and nitrate by colorimetric methods (Treguer and Le Corre, 1975) using a Technicon AA-II Autoanalyzer. Simultaneously, temperature, conductivity/salinity, pH, turbidity and dissolved oxygen (DO) concentration were *in situ* measured using a Horiba U-10 multisensor device.

Gum Arabic magnetic composites (GA-Mag) and gelatin hydro/ferrogel (HG and FG) were employed as adsorbents in batch experiences. Firstly, adsorption kinetic assays were performed using nitrate and nitrites model solutions. To do this, 100 mg of GA-Mag was suspended in 100 mL of a NO_3^- aqueous solution of 100 ppm and maintained under magnetic stirring for 3 hs at r.t. The solid adsorbents were allowed to decant by an Nd magnet and aliquots of the supernatant were withdrawn at different times. The same procedure was performed using a NO_2^- aqueous solution as model. The unabsorbed nutrients was determined and used to calculate the amount of removed nutrients expressed as $q(t) = ((C_0 - C_t)/m) * V$.

Secondly, GA-Mag nanocomposite; HG and FG were used against natural water samples collected from the estuary, following the experimental procedure above described.

Results and discussion:

The adsorption kinetic of NO_2^- and NO_3^- on GA-Mag nanocomposite is shown in Fig.1. It is observed that both nutrients could be effectively adsorbed on Ga-Mag. The adsorptions appear to be very fast reaching equilibrium at 150 min, approximately. It is evidenced a major affinity for nitrites, reaching 63% of the initially available nutrient. These results suggest that other than electrostatic interactions are the responsible for the nutrients removal from GA-Mag. The greater adsorption could be attributable to the anion dimensions related the active sites of the adsorbent surface.



<i>Adsorbent material</i>	$\mu\text{M NO}_2^-$ adsorbed/g material
<i>GA-Mag</i>	0.17
<i>HG</i>	0.22
<i>FG</i>	0.23



Fig. 1. Kinetics adsorption of nitrates and nitrites onto GA-Mag nanocomposite (expressed as % nutrient of available adsorbed). Table 1. Nutrient adsorption onto Ga-Mag, HG and FG in estuary water samples. Photography of adsorbent materials.

The adsorption performance of Ga-Mag, HG and FG using estuary water samples is shown in Table 1. From the data it is evident that all the tested materials resulted efficient for the nitrites removal. Taking into account that the initial amount of nitrates was $0.24 \mu\text{mol/L}$ and the corresponding to nitrites about $0.43 \mu\text{mol/L}$, it was estimated that our materials might eliminate around 44 and 56% of this last nutrient (GA-Mag, HG and FG respectively). The values reported for nitrates were not determined by the autonalyzer in the case of HG and FG. Meanwhile for GA-Mag adsorbent the nitrates values reported were higher than initial ones. This is attributable to the occurrence of an adsorption-desorption process during the assay time. It is worth noting that a fast initial adsorption was observed during the first 30 min consequently the amount of nitrates calculated might correspond to desorption of the nutrient in this period of time. Furthermore, it is important to highlight that in natural water sample exists diverse species that could also remained adsorbed and, in the context work; were not determined.

Concluding Remarks:

Magnetic materials are presented as alternative to the traditional treatments of nutrients in water. The nanocomposites, hydro and ferrogels here designed appear as efficient and competitive, from the economical point of view, to contribute to the solution of a real local problem. The removal levels are comparable with those reached using more complex, less efficient and more expensive technologies.

References:

- [1] Harris, L.A., Hodgkins, C.L.S., Day, M.C., Austin, D., Testa, J.M., Boynton, W., et al. (2015) Optimizing recovery of eutrophic estuaries: Impact of destratification and re-aeration on nutrient and dissolved oxygen dynamics. *Ecol. Eng.* 75, 470–483.
- [2] Piccolo, M.C., Perillo, G.M.E., Melo, W.D. (2008) The Bahía Blanca Estuary: an integrated overview of its geomorphology and dynamics. In: Neves, R.; Baretta, J., and Mateus, M. (eds.), *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America*. Lisbon, Portugal: IST Press, pp. 219–230.
- [3] Spetter, C.V., Buzzi, N.S., Fernández, E.M., Cuadrado, D.G., Marcovecchio, J.E. (2015) Assessment of the physicochemical conditions sediments in a polluted tidal flat colonized by microbial mats in Bahía Blanca Estuary (Argentina). *Marine Pollution Bulletin* 91, Issue 2. Special Issue, P. Muniz, Venturini, N. and A. Borja (Eds), *Marine pollution and assessment of marine status in Latin American*: 491 - 505.
- [4] Hualin Jiang, Pinghua Chen, Shenglian Luo, Xinman Tu, Qun Cao, Meng Shu (2013) Synthesis of novel nanocomposite $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{ZrO}_2$ /chitosan and its application for removal of nitrate and phosphate. *App. Surf. Sci.* 284, 942-949.



THE USE OF WETLANDS TECHNOLOGY FOR TERTIARY TREATMENT: THE NUTRIENT CONTROL

Poças, C.D., Paganini, W.S.

School of Public Health, University of São Paulo. Avenue Doutor Arnaldo 715. São Paulo, SP. (E-mail: cristiane.pocas@yahoo.com.br)

Key words: constructed wetlands, nutrients and root zone.

Introduction:

Conventional technologies of biological treatment are designed aiming at the removal of organic matter, resulting in wastewater with nitrogen and phosphorus concentrations close to the raw sewage. In this way, the constructed wetlands are an alternative to treatment and polishing of wastewater, compared to conventional systems has low cost of installation, operation and maintenance.

Methodology:

This research is a literature review on experiments with constructed wetlands, analyzing the type of pre-treatment, management of macrophyte, type of flow (vertical or horizontal), support material, hydraulic retention time (HRT) and nutrient removal efficiency (N_{amonia} and P). The selected studies were the studies by Kletecke (2011), Ucker (2012), Bordin (2010) and SABESP (1998).

Kletecke (2011) analyzed 4 macrophytes in wetlands of subsurface flow, filled with gravel and sewage from an anaerobic baffled reactor. The *Heliconia psittacorum* (HRT 1.2 days) obtained removals of 9.6% N_{amonia} and 7.8% P, *Colocasia esculenta var. aquatilis* (HRT 1.1 days) obtained removals of 10.95% and N_{amonia} and 7.8% P, *Cyperus alternifolius* (HRT 1.3 days), got removals 5.6 % of N_{amonia} and 5.1% of P and *Hedychium coronarium* (HRT 1.3 days) had removals 11,95 % of N_{amonia} and 5% of P. The systems had only pruning that was made independent of the macrophyte development cycle and concluded it impacted wetland efficiency.

Ucker (2012) evaluated two different levels of sewage into the vertical flow wetlands, used vetiver grass, filled the filter with gravel and sand and treat effluent from a facultative pond. The modules that worked with the effluent closest of plant roots (HRT 3.4 days) obtained removals of 93.9% of N_{amonia} and 90.5% of P and the modules that worked with the lowest level (HRT 1.9 days) got removals lower.

Bordin (2010) studied the efficiency of vertical and horizontal flows for different mixtures of sewage and leachate treated, used *Typha* and gravel. The horizontal flow wetland achieved the best results, 56.4% of N_{amonia} and 67.2% P, HRT was not informed.

SABESP (1998) realized an experiment in sewage treatment plant of Barueri city, using 4 wetlands in series as tertiary treatment, two surface flow and two subsurface flow. The surface flow wetlands (HRT 5 days) got an average removal of 41% of N_{amonia} and subsurface (HRT 3 days) obtained 77.71%, have not reported the removal of P.

SABESP (1998) realized an experiment on water treatment plant of Cotia city, using 4 wetlands in series as pretreatment of a conventional water treatment, two surface flow and two subsurface flow. The surface flow wetlands (HRT 5 days) obtained average removals of 50.1% N_{amonia} and 10.35% of P, the subsurface (HRT 3 days) obtained the average removals of 64.25% N and 14.65% of P.



Results and discussions:

The ammonia nitrogen removal efficiency ranges from 5,6% to 93,9%, the total phosphorus removal efficiency ranges from 5% to 90,5%. The system had better performance in relation to phosphorus, nitrogen and COD removal was Ucker (2012), which used a vertical subsuperficial flow wetland with vetiver grass and retention time of 3.4 days. The difference between the results can be explained by different retention time applied in the systems, differences between the macrophytes management, monitoring time, flow and affluent characteristics. The literature recommends a retention time of 5 to 14 days for surface systems and 2 to 7 days for subsurface systems (Reed, 1995). Ucker (2012), Cotia (SABESP, 1998) and Barueri (SABESP, 1998) followed the literature references regarding the retention time and obtained the best nutrient removal efficiencies. Pruning and removal should be done respecting the development cycle that is different for each species. The removal of pruning and dead leaves is essential so that there is the return of nutrients assimilated into the water column by breaking down the macrophyte. The choice of filter material and support is conditional to the purpose of treatment. It is essential to combine the adsorption capacity and good potential flow. The use of a material with gradation inadequate and hydraulic conductivity inappropriate may result in reducing the infiltration capacity, causing filter clogging. The vertical flow system is recommended for the removal of nitrogen compounds. However, the efficiency can be enhanced through the use of hybrid systems. It is necessary to conduct researches to monitor the long-term treatment to evaluate the behavior during operation.

The combination of macrophyte, filter material and type of flow must be made according to the effluent to be treated, it was evident that the essential operational controls are the hydraulic retention time and the management of macrophyte, for a good system performance is essential to install a pilot before building the wastewater treatment plant at real scale. During the pilot operation may be established the best hydraulic retention time, flow and frequency of pruning vegetation.

References:

- Bordin, F. (2010) Estudo da remoção de matéria orgânica carbonácea, nitrogênio amoniacal e fósforo em lixiviado pré-tratado de aterro sanitário empregando *Typha* em wetlands. Dissertação de Mestrado – Universidade Rio dos Sinos. São Leopoldo. RS.
- Kletecke, R.M. (2011) Remoção/exportação de nutrientes de esgoto doméstico utilizando plantas ornamentais: *Hedychium coronarium*, *Heliconia psittacorum*, *Cyperus alternifolius* e *Colocasia esculenta*. Tese de doutorado. Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP, 310 p.
- Reed, S.C., Crites, R.W., Middlebrooks, E.J. (1995) Natural systems for waste management and treatment. 2nd. ed., McGraw-Hill. 434 p.
- SABESP - COMPANHIA DE SANEAMENTO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Relatório Geral do Projeto de Reabilitação, Expansão e Conservação do Manancial Baixo Cotia – RMSP. Contrato nº079/96-A. Revisão de fevereiro de 1998.
- Ucker, E.F. (2012) Eficiência do capim vetiver no tratamento de esgoto sanitário. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás. Goiania, GO. 102 p.



REMOCION DE ARSENICO POR FITORREMEDIACION

Arsenic removal by phytoremediation

Corroto^{a,b}, C., Calderón^a, E., Pérez Carrera^{b,c}, A., Fernández Cirrelli^{b,c}, A.

^aAgua y Saneamientos Argentinos S.A. (AySA). ^bCentro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA), Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires. ^cConsejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) (E-mail: cyedco@hotmail.com)

Palabras clave: Arsénico, Fitorremediación.

Introducción:

El arsénico (As) es un metaloide que se encuentra en la naturaleza, constituye un 0,0005% de la corteza terrestre. El consumo de agua contaminada con el mismo durante un tiempo prolongado esta asociado a enfermedades complejas, tales como, el HACRE (Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico), distintos tipos de cáncer, entre otras. En Argentina, existe un alto porcentaje de la población rural expuesta de forma crónica a concentraciones de As que están por encima, de los 10 $\mu\text{g l}^{-1}$ que sugiere la OMS (Organización mundial de la Salud). Las tecnologías utilizadas para la remoción de este contaminante suelen ser costosas, y en ocasiones difíciles de implementar en zonas rurales dispersas, es por ello que se trabaja en la búsqueda constante de aplicaciones económicamente sustentables y sostenibles. La fitorremediación es una de las técnicas biológicas que más relevancia ha recibido en los últimos tiempos para la remediación de suelos, aguas y aire. Existen algunas especies vegetales que han reportado un alto grado de acumulación de As en sus raíces, tallos y hojas. Las más estudiadas son: *Eichhornia crassipes*, *Lemna gibba* y *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*, *Ipomoea aquatica*, *Azolla caroliniana* y *Pistia stratiotes* en agua y los helechos *Pteris vittata* y *Mayii* en suelo. En este trabajo se plantea la remoción del contaminante con cuatro especies y el análisis de la acumulación en las diferentes partes de las plantas. La selección de las mismas se llevo a cabo en función de una búsqueda exhaustiva en la bibliografía, se tuvo en cuenta la disposición en el lugar donde se realizó la experiencia, además, se consideró que algunas de ellas o de sus familias fueron utilizadas antes para la remoción de metales pesados.

Metodología:

Las experiencias se realizaron durante un periodo de 6 meses (julio a diciembre), con cuatro especies vegetales distintas, *Liriope verde*, *Cyperus haspan*, *Stipa* y *Equisetum arvense*, todas en iguales condiciones ambientales. Se plantaron tres macetas por cada especie y sus respectivos duplicados, las mismas se regaron con dos soluciones de As (S1: 500 $\mu\text{g l}^{-1}$ y S2: 1000 $\mu\text{g l}^{-1}$) y agua destilada (Control). Al terminar esta etapa, se efectuó la determinación de la concentración de As en las partes de las plantas, en este caso, la raíz y el tallo y en el suelo próximo a la raíz. El análisis de As se realizó mediante espectrofotometría de emisión atómica ICP-OES (Perkin Elmer, Optima 2000). Las mediciones se hicieron a 193,7 nm usando un patrón de calibración externo.



Resultados:

Los resultados obtenidos de los análisis realizados se observan en la siguiente tabla:

<i>Liriope verde</i>								
Raíz			Tallo			Suelo		
Concentración As ($\mu\text{g g}^{-1}$)			Concentración As ($\mu\text{g g}^{-1}$)			Concentración As ($\mu\text{g g}^{-1}$)		
Blanco	S1	S2	Blanco	S1	S2	Blanco	S1	S2
-	0,25	2,42	-	0,30	2,42	-	7,15	6,39
<i>Cyperus haspan</i>								
Raíz			Tallo			Suelo		
Concentración As ($\mu\text{g g}^{-1}$)			Concentración As ($\mu\text{g g}^{-1}$)			Concentración As ($\mu\text{g g}^{-1}$)		
Blanco	S1	S2	Blanco	S1	S2	Blanco	S1	S2
-	5,98	3,22	-	0,53	0,70	-	7,96	7,12
<i>Stipa</i>								
Raíz			Tallo			Suelo		
Concentración As ($\mu\text{g g}^{-1}$)			Concentración As ($\mu\text{g g}^{-1}$)			Concentración As ($\mu\text{g g}^{-1}$)		
Blanco	S1	S2	Blanco	S1	S2	Blanco	S1	S2
-	6,42	1,24	-	0,69	3,18	-	8,86	11,40
<i>Equisetum arvense</i>								
Raíz			Tallo			Suelo		
Concentración As ($\mu\text{g g}^{-1}$)			Concentración As ($\mu\text{g g}^{-1}$)			Concentración As ($\mu\text{g g}^{-1}$)		
Blanco	S1	S2	Blanco	S1	S2	Blanco	S1	S2
-	2,22	0,43	-	0,33	0,25	-	8,05	11,72

Conclusión:

De acuerdo a los resultados obtenidos se puede concluir que existen dos especies como potenciales de la remoción, son: *Cyperus haspan* (conocido también como papiro enano) y *Stipa*. Estas especies expusieron la mayor acumulación de As en sus raíces y hojas. Se observa también, que todas las especies salvo *Liriope verde*, muestran una concentración de As superior en las raíces cuando son regadas con la solución S1 (menor que S2), esto puede deberse a los niveles de tolerancia de cada una de las plantas y/o a la movilidad y del contaminante. Es necesario continuar con el trabajo para poder determinar los resultados con mejor precisión.

Bibliografía:

- Azizur Rahman, M.; Hasegawa, H. (2011) Aquatic arsenic: Phytoremediation using floating macrophytes. *Chemosphere*. 83(5), 633-646.
- Baldwin, P.; Butcher, D. (2007) Phytoremediation of arsenic by two hyperaccumulators in a hydroponic environment. *Microchemical Journal*. 85(2), 297-300.
- Bundschuh, J.; Pérez Carrera, M.; Litter, M. (2008) Distribución del Arsénico en las Regiones Ibérica e Iberoamericana. *Iberoarsen*.
- Litter, M.; Sancha, M.; Ingallinella, M. (2010) Tecnologías Económicas para el Abatimiento de Arsénico en Aguas. *Iberoarsen*.
- Miretzky, P.; Saralegui, A.; Fernández Cirelli, A. (2004) Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere*. 57, 997-1005.
- Miretzky, P.; Saralegui, A.; Fernández Cirelli, A. (2005) Simultaneous heavy metal removal mechanism by dead macrophytes. *Chemosphere*. 62, 247-254.
- Pérez Carrera, A.; Cayla, C.; Fabre, J.; Fernández Cirelli, A. Uso de plantas acuáticas para la remoción de arsénico del agua.



BIODEGRADACIÓN DE NAPROXENO SÓDICO EMPLEANDO UN INÓCULO LADOS ACTIVADOS

Biodegradation of Naproxen Sodium using activated sludge as inoculum

Ortega^a, A.G., Luna^a, V.M., Hernández^a, L.

^aFacultad de Química, Departamento de Biología, UNAM, Ciudad de México, México.

(E-mail: agoaunam@comunidad.unam.mx)

Palabras clave: Biodegradabilidad, Contaminantes emergentes, Naproxeno

Introducción:

El naproxeno se ha reportado como un contaminante emergente detectado en agua, suelo y vegetales. En México es uno de los compuestos farmacéuticos más consumidos lo que ha permitido su identificación y cuantificación en aguas de la Ciudad de México y su Zona Metropolitana. En este sentido, es necesario determinar si la vía por la cual se remueve en un sistema de tratamiento de aguas residuales se debe a la biodegradación, adsorción o alguna transformación química.

Metodología:

El presente proyecto se dividió en tres fases, la primera fue la correspondiente a procedimientos estandarizados; para determinar la concentración de naproxeno sódico que no provocó un efecto inhibitorio en la respiración del inóculo de lodos activados se empleó OECD 209 (OECD, 2010) y una vez determinada dicha concentración, se estableció como concentración de trabajo para la evaluación de la biodegradabilidad del naproxeno sódico mediante respirometría con OCDE 301F (OECD, 1992).

En la segunda fase se cuantificó el naproxeno sódico empleando microextracción en fase sólida y cromatografía de masas (Peña-Álvarez y Castillo-Alanís, 2015) para determinar el porcentaje de remoción en función del fármaco residual.

Y la última fase consistió en la identificación de las bacterias presentes en el proceso de biodegradación de naproxeno mediante las técnicas de biología molecular hibridación *in situ* con sondas fluorescentes - FISH (Pernthaler, Pernthaler, & Amann, 2002), reacción en cadena de la polimerasa - PCR y electroforesis en gel con gradiente desnaturante - DGGE con amplicones del gen ribosomal *rpoB* (Peixoto et al., 2002). Para ello se obtuvieron muestras de los reactores en los que se evaluó la biodegradabilidad aerobia rápida del naproxeno sódico.

Resultados y discusión:

En cuanto a los procedimientos estandarizados, como se observa en la Fig. 1, se obtuvo baja inhibición de la respiración hacia los microorganismos del inóculo de lodos activados aún en la concentración más alta de naproxeno sódico [1000mg/L]; por lo que se establecieron 49.3 mg/L \approx 100 mg DTO/L (Demanda Teórica de Oxígeno) para los ensayos de biodegradabilidad porque está dentro del intervalo recomendado por la prueba, presenta una baja inhibición sobre el inóculo y es menor que la concentración media efectiva (OECD, 2010). En cuanto a la determinación de la biodegradabilidad mediante respirometría, se determinó que el naproxeno sódico es un compuesto fácilmente biodegradable debido a que se degradó más del 60% de la DTO adicionada sin ser tóxico (Fig. 2).

De acuerdo con las técnicas analíticas para cuantificación del fármaco, a los 21 días de prueba, la concentración disminuyó más del 96 % en todos los biorreactores donde se adicionó el naproxeno sódico. Posteriormente se determinó la correspondencia de la biodegradación en función de la respirometría con los datos de cuantificación de naproxeno sódico; las cinéticas de consumo de oxígeno se ajustaron al modelo de Gompertz, para seleccionar 24 muestras a partir de las cuales se realizó la identificación bacteriana mediante técnicas de biología molecular.



En la cuantificación bacteriana mediante FISH, se obtuvo que en todos los casos las eubacterias, consideradas como bacterias totales, se encuentran casi en la misma proporción que las β -proteobacterias y a su vez éstas en mayor proporción que *Pseudomonas* sp; indicativo de que aproximadamente el 10% de las bacterias presentes e involucradas en la biodegradación del naproxeno sódico corresponden a ese género (Fig. 3). Por otro lado, los amplicones de PCR del gen *rpoB* se sometieron a DGGE (∇ 35%-55% desnaturalizante) y se obtuvo el patrón de bandas representativo de las bacterias presentes en la biodegradación del naproxeno sódico, en la Fig. 4 se resaltan las bandas más representativas. La información precisa de la identidad de las bacterias implicadas será proporcionada por los resultados de la secuenciación de las bandas obtenidas en el patrón del DGGE; sin embargo, dicho procedimiento aunado con la clonación *in vitro* aún están siendo investigados.

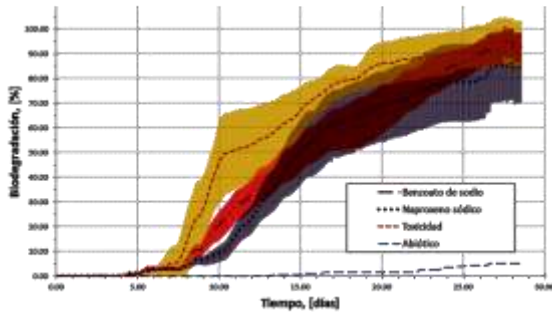


Fig. 1. Biodegradación en función de la respirometría

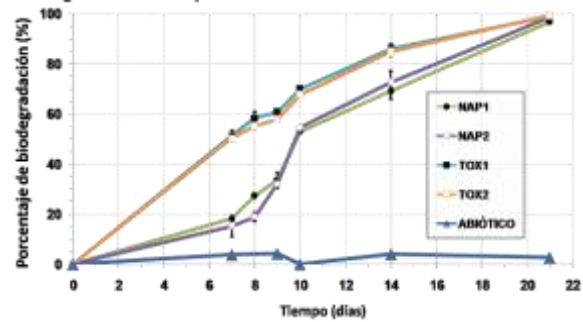


Fig. 2. Biodegradación en función de la cuantificación

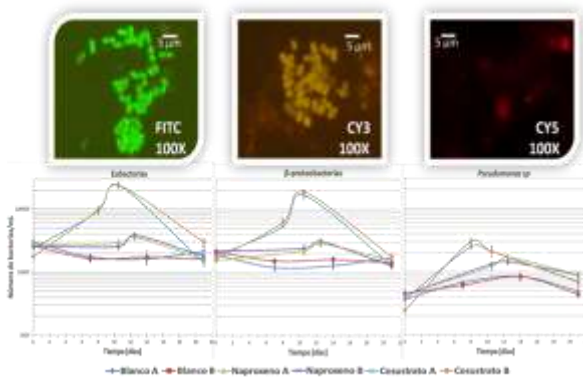


Fig. 3. Cuantificación bacteriana por FISH

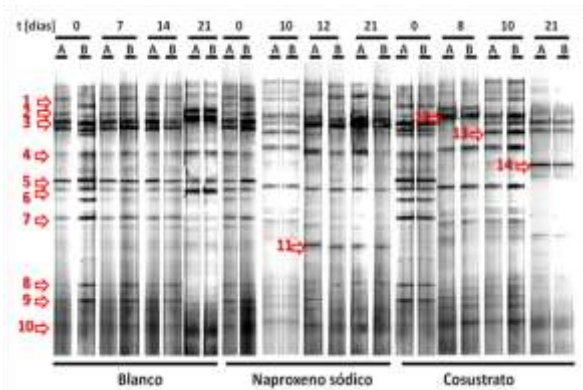


Fig. 4. Patrón de bandas en DGGE

Reconocimientos: Se agradece el financiamiento para la realización del presente trabajo a través de CONACYT con la beca 485331/277307, así como a los proyectos PAPIIT-IN107209, PAPIIT-IT103312-3 y PAIP 4194-14 (VMLP 2011-2013) otorgado por la Facultad de Química-UNAM.

Bibliografía:

- López-Velasco, G. (2006) Estudio de la variabilidad microbiológica del pozol mediante PCR-DGGE con el gen *rpoB*. Coyoacán, México: Tesis de Maestría. Facultad de Química, UNAM.
- OECD. (1992). Test No. 301: Ready Biodegradability. En OCDE, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals (págs. 1-62). París, Francia: OECD Publishing.
- OECD. (2010) Test No. 209: Activated Sludge, Respiration Inhibition Test (Carbon and Ammonium Oxidation). En: OECD, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. OECD Publishing.
- Peixoto, R.S., da Costa Coutinho, H.L., Rumjanek, N., Macrae, A., Rosado, A. (2002) Use of *rpoB* and 16S rRNA genes to analyse bacterial diversity of a tropical soil using PCR and DGGE. Letters in Applied Microbiology. 35, 316–320.
- Peña-Álvarez, A., Castillo-Alanís, A. (2015) Identificación y cuantificación de contaminantes emergentes en aguas residuales por microextracción en fase sólida-cromatografía de gases-espectrometría de masas (MEFS-CG-EM). TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas. 18(1), 29-42.
- Pernthaler, A., Pernthaler, J., Amann, R. (2002) Fluorescence In Situ Hybridization and Catalyzed Reporter Deposition for the Identification of Marine Bacteria. Applied And Environmental Microbiology. 68(6), 3094–3101 .



OPTIMIZACIÓN HIDRÁULICA DE HUMEDALES ARTIFICIALES DE ALTA TASA RELLENOS CON MEDIOS DE SOPORTE PLÁSTICO

Hydraulic optimization of high rate constructed wetlands filled with plastic support media

Corzo^{a,b}, A., Sanabria^a, O.A., García^b, M.

^aDepartamento de Ingeniería Civil y Agrícola, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Colombia, Carrera 30 No. 45-03, Bogotá, Colombia.

^bEscuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingenierías Físico Mecánicas, Universidad Industrial de Santander, Carrera 27 calle 9, Bucaramanga, Colombia (E-mail: acorzoh@unal.edu.co)

Palabras clave: Hidráulica, Trazadores, Medio de soporte plástico, Modelo de flujo.

Introducción:

Una variante de humedales artificiales para la depuración de efluentes de industrias agroalimentarias se ha desarrollado utilizando medios de soporte plástico (MSP) en reemplazo de materiales granulares. El elemento MSP es un dispositivo modular industrial de tipo poliédrico, fabricado en material plástico reciclado (PP, PELD y PEHD, PVC, policarbonato, o mezclas de ellos, e incluso resinas poliméricas o cerámicas), que proporciona alta porosidad (>94%) y alta superficie específica para fijación de biofilm ($320 \text{ m}^2/\text{m}^3$).

Los patrones de movimiento del agua en humedales son un factor importante que contribuyen a determinar la extensión de las reacciones de los contaminantes, ya que la mezcla, el flujo y el tiempo de retención influyen los procesos físico-químicos en el interior del sistema (Werner y Kadlec, 2000), conocer este y otros aspectos tales como el tiempo de retención hidráulico son variables importantes para el diseño y operación de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal. Al ser ésta variante nueva en su área, aspectos como su comportamiento hidráulico no han sido aún establecidos. Por lo anterior, en esta investigación se plantea establecer la línea hidráulica base de humedales artificiales de alta tasa (HAAT) utilizando MSP como material de soporte, que permita realizar su óptimo diseño tanto hidráulico como cinético.

Metodología:

En esta investigación se ha utilizado un sistema piloto de HAAT, ubicado en el Centro de Caracterización de Materiales en la Universidad Industrial de Santander, en Bucaramanga (Colombia). El sistema consta de tres líneas de HAAT rellenos con MSP. Cada línea está conformada por dos reactores rectangulares conectados en serie (superficie total 1 m^2), alimentados en forma intermitente cada cuatro horas, con una carga hidráulica de $0.164 \text{ m}/\text{día}$ de agua de grifo, altura de la lámina de agua de $0,30 \text{ m}$.

El comportamiento hidráulico en cada línea se estableció mediante dos test de trazadores con inyección instantánea de cloruro de sodio (NaCl) como trazador (Niu et al, 2014), al inicio de la fase de arranque del sistema, cuando aún no contaba con vegetación. El primer test se llevó a cabo con los reactores de tipo tradicional, sin baffles o pantallas en su interior; en el segundo test se ubicaron baffles en la parte central de cada reactor. Los resultados de la prueba de trazador fueron analizados según Levenspiel (1999). La eficiencia hidráulica se calculó a partir de los índices λ_p y λ_t , que evalúan las características del volumen útil (Person et al., 1999) y la utilización de este (Thackston et al, 1987) respectivamente. Sumado a lo anterior, se realizó un test de Lefranc de nivel variable in situ (Pedescoll et al., 2011) para determinar la conductividad hidráulica, así como una prueba de porosidad en laboratorio del medio de soporte.



Resultados y discusión:

La Tabla 1 detalla los valores de algunos parámetros que permitieron analizar el comportamiento de la curva de tendencia, obtenida a partir de los test de trazadores.

Tabla 1. Parámetros representativos del test de trazadores.

Línea	Tiempo de retención real [d]	Módulo de dispersión [D/vL]	λ_t	λ_p	Flujo
L1-3 sin baffles	2,6	0,59	2,6	2	No uniforme
L1 con baffles	1,4	0,76	1,4	0,5	Pistón con dispersión
L2 con baffles	1,6	0,71	1,6	0,8	
L3 con baffles	1,8	0,74	1,8	0,5	

Con la configuración inicial de los HAAT de tipo tradicional (sin tabiques o baffles en su interior), se estableció un tiempo medio de permanencia de 2.6 días en promedio para todas las líneas, observándose retención de trazador en el fondo de los HAATs, y una diferencia de 1.6 días respecto al tiempo de retención teórico o de diseño (1 día). En el segundo test, al ubicar baffles en la zona media de cada HAAT, se redujo el tiempo medio de permanencia a 1.6 días en promedio, siendo la diferencia respecto al tiempo de retención teórico de 0.6 días. Esta reducción indica que la ubicación de baffles en los reactores induce el flujo a través de todo el volumen útil. Los índices λ_t y λ_p indican que la ubicación de baffles en los reactores disminuye la retención de trazador, y permiten una tendencia de flujo cercana a flujo pistón con dispersiones altas. El análisis de datos del test de Lefranc, permite establecer que el medio de soporte confiere una conductividad hidráulica de 6480 m/día a los HAAT, valor que sería equivalente al utilizar grava fina. La prueba de porosidad en laboratorio arrojó un valor de $94\% \pm 2$.

En conclusión se establece que la línea hidráulica base de humedales artificiales de alta tasa rellenos con medio de soporte plástico, para un desempeño óptimo, corresponde a reactores con baffles que permitan el uso de mayor volumen útil, con menos zonas muertas y reducción de cortos circuitos del flujo, favoreciendo un patrón de flujo en pistón con dispersiones altas. Este tipo de modelo de flujo no ideal es similar a los encontrados en diversos estudios en humedales artificiales de flujo subsuperficial, con la ventaja que esta nueva variante de humedal maneja condiciones hidráulicas similares en menos área de terreno, disminuyendo costos en su construcción.

Bibliografía:

- Levenspiel, O. (1999) Chemical reaction engineering. 3er Ed. John Wiley and Sons, Inc., New York, USA.
- Niu, R-H., Wang, Y-H., Song, X-S., Liao, W-D. (2014) Hydraulic performance evaluation on horizontal constructed wetland using tracer test. Environment, Energy and Sustainable Development. Sung, Kao & Chen (eds).
- Pedescoll, A., Samsó, R., Romero, E., Puigagut, J., García, J. (2011) Reliability, accuracy and repeatability of the falling head method for hydraulic conductivity measurements under laboratory conditions. Ecol. Eng. 37(5), 754–757.
- Persson, J., Somes, N.L.G., Wong, T.H.F. (1999) Hydraulic efficiency of constructed wetlands and ponds. Water Sci. Technol. 40(3), 291-300.
- Thackston, E.L., Shields, F.D., Schroeder, P.R. (1987) Residence time distributions of shallow basins. J. Environ. Eng. 113(5), 1319–1332.



PROGRAMA DE FORMACIÓN EN EL USO DE HUMEDALES CONSTRUIDOS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN LA UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA MOLINA, PERÚ

Training program in the use of constructed wetlands for the wastewater treatment at La Molina
Nacional Agricultural University, Perú

Pastor^a, R., Miglio^b, R., Suero^b, D., Arias^c, C., Morató^a, J.

^aUNESCO Chair on Sustainability, Universitat Politècnica de Catalunya, c./ Colom 1, Terrassa, 08222, SPAIN
(jordi.morato@upc.edu, rosario.pastor@upc.edu), ^bUniversidad Nacional Agraria La Molina (UNALM), Lima,
Perú (rmiglio@lamolina.edu.pe) ^cDepartment of Bioscience, University of Aarhus, Denmark

Palabras clave: Formación, Capacitación, Humedales Construidos, Tratamiento de aguas residuales

Introducción:

Es necesario promover la formación e investigación de estudiantes y técnicos en el diseño de pretratamientos y tratamientos no convencionales que pueden ser fácilmente operados, que provean alto rendimiento de remoción de contaminantes y requieran bajos costos de operación y mantenimiento. La UNALM en coordinación con la Cátedra UNESCO de Sostenibilidad de la UPC y con financiación de la AECID y la DIBA, han construido 2 plantas experimentales con la finalidad de:

- Promover la formación de alumnos de la UNALM, promotores ambientales de las escuelas primarias, técnicos municipales y público en general.
- Permitir la capacitación de personal técnico en la construcción y mantenimiento de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales.
- Desarrollar trabajos de investigación de los alumnos de pre, post grado y del Diplomado en Saneamiento Sostenible en las instalaciones de la UNALM.

Las plantas piloto experimentales están conformadas por 2 líneas y cada una de ellas ha sido dimensionada para 30 PE, lo que genera un caudal de 6 m³/día por línea. Se han construido dos tipos de pre-tratamientos, un Tanque séptico mejorado (Tanque Baffled o ABR) y un filtro vertical plantado (Celda francesa), tecnologías altamente recomendadas para soluciones descentralizadas en el Perú.

Como tratamiento secundario se han instalado humedales de flujo subsuperficial vertical (FV) y horizontal (FH), con un sistema de válvulas que permite combinar los pre-tratamientos con cada tipo de humedal (vertical u horizontal).

El agua residual doméstica proviene de un colector público que atraviesa el campus de la UNALM.

Metodología:

1. Construcción de las plantas

LINEA 1: Pre-Tratamiento Tanque Séptico Mejorado (tanque Baffled o ABR) y tratamiento principal con Humedal FH (material filtrante: confitillo). Los humedales FH presentan una solución conocida para América Latina, inclusive ya se tienen aplicaciones en colegios. Sin embargo, esta tecnología aún no ha sido suficientemente investigada como para tener recomendaciones de diseño o reuso del agua. Además para el Perú la aplicación del tanque séptico mejorado (reactor Baffled) representa una novedad que permite un pre-tratamiento más eficiente que puede aumentar la estabilidad de operación en el humedal.



LINEA 2: Pre-tratamiento con Filtro plantado de piedra y confitillo, seguido por el tratamiento principal en humedal FV (material filtrante arena gruesa). Este sistema tiene un pretratamiento del tipo “Francés”, que es aplicado en Francia, España, Portugal e Italia, pero todavía no existen experiencias en América Latina. La ventaja de este sistema es la eficiencia del pre-tratamiento, sin liberación de gas metano y sin manejo del lodo, ideal para su aplicación en colegios así como en zonas descentralizadas que no cuentan con el servicio de recolección y tratamiento de lodo/material fecal del pre-tratamiento. El post-tratamiento en el humedal FV tiene alta eficiencia y ocupa menos área y los ensayos experimentales permitirán hacer comparaciones con el humedal FH.



Fig. 1. Humedales construidos en las instalaciones de la Universidad Nacional Agraria de la Molina, Lima, Perú.

Resultados y discusión:

- Se han construido dos plantas experimentales para el tratamiento de agua residual, con tecnología adaptable a la situación económica social en el Perú, que permitan el desarrollo de actividades de formación, investigación, innovación y sensibilización.
- Se ha elaborado material académico así como la creación de un sitio web.
- Se están realizando trabajos de investigación (Investigadores y Alumnos de la UNALM).
- Se está llevando a cabo un curso de capacitación en el uso de humedales construidos a funcionarios y técnicos locales de la Municipalidad Provincial de Anta, Cusco, Perú.

Agradecimiento:

A la Diputación de Barcelona (DIBA) por la subvención del “Programa de Segregación en Origen y Recogida Selectiva en Anta, Cusco, Perú, 2014-2016”. A la AECID por la subvención del “Programa de Educación en Ciencia y Tecnología para la población infanto juvenil del Perú, 2009-2011”. Al Sr. Alcalde Vidal Tito y a la Sra. Derling Palacios de la Municipalidad Provincial de Anta por el soporte institucional.

Bibliografía:

- Bayona, J.M.; Matamoros, V. (2006) Elimination of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Subsurface Flow Constructed Wetlands. *Environmental Science & Technology*. 40(18), 5811-5816.
- Brix, H., Arias, C.A. (2005) The use of vertical flow constructed wetland for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*. 25, 491-500.
- Programa Nacional de Saneamiento Rural (PNSR) (2013) Plan de mediano plazo 2013-2016.
- Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS) (2008) Diagnóstico situacional de los sistemas de tratamiento de aguas residuales en las EPS del Perú y propuesta de solución. 80 p.



REMOVAL KINETICS OF ORGANIC MATTER AND NITROGEN USING MICROBIAL ELECTROCHEMICAL BASED – CONSTRUCTED WETLANDS (METLAND)

Cinética de remoción de materia orgánica y nitrógeno mediante humedales construidos
basados en electroquímica microbiana (METLAND)

Ramírez-Vargas^a, C.A., Carvalho^a, P.N., Arias^a, C.A., Brix^a, H.
^aDepartment of Bioscience, Aarhus University, 8000 Aarhus C, Denmark
(c.a.ramirez@bios.au.dk)

Key words: coke, bioelectrochemical system (BES), constructed wetland, Microbial Electrochemical Technology (MET), wastewater treatment.

Introduction:

The combination of constructed wetlands and bio-electrochemical systems (CW-MFC) for wastewater treatment and energy harvesting (like Microbial Fuel Cell – MFC), has resulted in an innovative set-up, based on the use of electro-conductive biofilters operating in short-circuit mode. The approach has led to the development of a Microbial Electrochemical-based Constructed Wetland (METland).

While the CW-MFC requires the use of electrodes and external circuits to operate, in a METland system, electrogenic bacteria are stimulated to release and transfer electrons to an electro-conductive material that act as an unlimited acceptor, maximizing the substrate consumption and preventing the decrease of microbial metabolism rates and the formation and release of methane.

The METland technology is still in development and therefore uncertainties still exist regarding the dynamics involved in the removal of pollutants, as well as in its performance along time. To elucidate these uncertainties a study is being conducted to characterize the dynamics and kinetics in the removal of organic matter and nitrogen of the systems.

Materials and Methods:

The experimental set up consists of 16 columns (50 cm high by 16 cm in diameter), filled with different media including two different electro-conductive cokes and typical sand for control purposes. Half of the columns were planted to evaluate the effect of the plants in the removal process. The columns were fed sequentially at an initial hydraulic loading rate of 10 cm/d with swine wastewater. The experiments will run for a period of 16 weeks, in which will be changed the hydraulic rates.

Results and Discussion:

As results will be determined the performance, removal kinetics, removal rate constants and treatment capacity of the system.

References:

- Arends, J. B. A., & Verstraete, W., 2012. 100 Years of Microbial Electricity Production: Three Concepts for the Future. *Microbial Biotechnology*, 5(3), 333–346.
- Bonanni, P. S., Schrott, G. D., & Busalmen, J. P., 2012. A long way to the electrode: how do *Geobacter* cells transport their electrons? *Biochemical Society Transactions*, 40(6), 1274–1279.



- Borjas, Z., Ortiz, J., Aldaz, A., Feliu, J., & Esteve-Núñez, A., 2015. Strategies for Reducing the Start-up Operation of Microbial Electrochemical Treatments of Urban Wastewater. *Energies*, 8(12), 14064–14077.
- Borole, A. P., Reguera, G., Ringeisen, B., Wang, Z.-W., Feng, Y., & Kim, B. H., 2011. Electroactive biofilms: Current status and future research needs. *Energy & Environmental Science*, 4(12), 4813.
- Butti, S. K., Velvizhi, G., Sulonen, M. L. K., Haavisto, J. M., Oguz Koroglu, E., Yusuf Cetinkaya, A., Venkata Mohan, S., 2016. Microbial electrochemical technologies with the perspective of harnessing bioenergy: Maneuvering towards upscaling. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 53, 462–476.
- Chen, S., Rotaru, A.-E., Shrestha, P. M., Malvankar, N. S., Liu, F., Fan, W., Lovley, D. R., 2014. Promoting Interspecies Electron Transfer with Biochar. *Scientific Reports*, 4.
- Cruz Vigg, C., Presta, E., Bellagamba, M., Kaciulis, S., Balijepalli, S. K., Zanaroli, G., Aulenta, F., 2015. The ‘Oil-Spill Snorkel’: an innovative bioelectrochemical approach to accelerate hydrocarbons biodegradation in marine sediments. *Frontiers in Microbiology*, 6, 1–11.
- Desloover, J., Arends, J. B. A., Hennebel, T., & Rabaey, K., 2012. Operational and technical considerations for microbial electrosynthesis. *Biochemical Society Transactions*, 40 (6), 1233–1238.
- Doherty, L., Zhao, Y., Zhao, X., Hu, Y., Hao, X., Xu, L., Liu, R., 2015. A review of a recently emerged technology: Constructed wetland – microbial fuel cells. *Water Research*, 38 – 45.
- Erable, B., Etcheverry, L., Bergel, A. (2011). From microbial fuel cell (MFC) to microbial electrochemical snorkel (MES): maximizing chemical oxygen demand (COD) removal from wastewater. *Biofouling*, 27(3), 319–326.
- Esteve-Núñez, A., Busalmen, J. P., Berná, A., Gutiérrez-Garrán, C., & Feliu, J. M. , 2011. Opportunities behind the unusual ability of geobacter sulfurreducens for exocellular respiration and electricity production. *Energy & Environmental Science*, 4(6), 2066 - 2069
- Esteve-Núñez, A., 2015. Electricity-generating bacteria. *Bioelectrogenesis: sustainable biotechnology. International Innovation*, 181, 109-111.
- Kadlec, R. & Wallace, S., 2009. *Treatment wetlands..* Taylor & Francis Group, Boca Ratón, 1020 p.
- Logan, B., 2009. Exoelectrogenic bacteria that power microbial fuel cells. *Nature Reviews Microbiology*, 7(May 2009), 375 – 381.
- Lovley, D. R., 2006. Bug juice: harvesting electricity with microorganisms. *Nature Reviews Microbiology*, 4(7), 497–508.
- Lovley, D. R., 2011. Live wires: direct extracellular electron exchange for bioenergy and the bioremediation of energy-related contamination. *Energy & Environmental Science*, 4(12), 4896 - 4906
- Min, B., Kim, J., Oh, S., Regan, J. M., & Logan, B. E., 2005. Electricity generation from swine wastewater using microbial fuel cells. *Water Research*, 39(20), 4961–4968.
- Patil, S. A., Hägerhäll, C., & Gorton, L., 2012. Electron transfer mechanisms between microorganisms and electrodes in bioelectrochemical systems. *Bioanalytical Reviews*, 4 (2-4), 159–192.
- Rahimnejad, M., Adhami, A., Darvari, S., Zirepour, A., & Oh, S.-E., 2015. Microbial fuel cell as new technology for bioelectricity generation: A review. *Alexandria Engineering Journal*, 54(3), 745–756.
- Rosenbaum, M., & Franks, A., 2014. Microbial catalysis in bioelectrochemical technologies: status quo, challenges and perspectives. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98 (2), 509–518.
- Schröder, U., Harnisch, F., & Angenent, L. T. (2015). Microbial electrochemistry and technology: terminology and classification. *Energy Environ. Sci.*, 8(2), 513–519.
- Srivastava, P., Yadav, A. K., & Mishra, B. K., 2015. The effects of microbial fuel cell integration into constructed wetland on the performance of constructed wetland. *Bioresource Technology*, 195, 223–230.
- Yang, Q., Zhao, H., & Liang, H., 2015. Denitrification of overlying water by microbial electrochemical snorkel. *Bioresource Technology*, 197, 512–514.
- Yadav, A.K., Dash, P., Mohanty, A., Abbassi, R., Mishra, B.K., 2012. Performance assessment of innovative constructed wetland-microbial fuel cell for electricity production and dye removal. *Ecological Engineering*, 47, 126– 131.
- Zhao, Y.Q., Collum, S., Phelan, M., Goodbody, T., Doherty, L., Hu, Y.S., 2013. Preliminary investigation of constructed wetland incorporating microbial fuel cell: Batch and continuous flow trials. *Chemical Engineering Journal*, 229, 364-370.



HUMEDALES ARTIFICIALES, UNA HERRAMIENTA PARA MEJORAR LAS CONDICIONES DEL AGUA EN UN ARROYO URBANO BONAERENSE: EL CASO DEL ARROYO OTAMENDI. CAMPANA. BUENOS AIRES. ARGENTINA

Constructed wetlands a tool to improve conditions of urban water in a stream of Buenos
Aires: the case of Arroyo Otamendi. Campana . Buenos Aires. Argentina

Courtalon^a, P.

^aFacultad de Ciencias Exactas y Naturales. Departamento de Ecología, Genética y Evolución. Instituto IEGEBA (CONICET-UBA) Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires C1428EHA - Buenos Aires. Argentina - (E-mail: pcourt@ege.fcen.uba.ar)

Palabras clave: Humedales Artificiales, Efluentes, Arroyo urbano, Agroecosistemas, Macrófitas

Introducción:

En este trabajo presentaremos una propuesta metodológica. El objetivo particular de este trabajo es elaborar una metodología para implementar medidas de restauración de un arroyo urbano de la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA) Argentina. El Arroyo Otamendi se origina en los agroecosistemas pampeanos al oeste de la Autopista Panamericana(Ruta Nacional 9), ingresa al Barrio Ing. Rómulo Otamendi, luego ingresa a la Reserva Natural Otamendi (RNO) y finaliza su recorrido vertiendo sus aguas en la zona de terraza bajas de la RNO, paralelas a las vías del ferrocarril (ramal Retiro-Zarate). La región pampeana se distingue de otros paisajes del mundo por abarcar un extenso territorio predominantemente llano de suelos fértiles. Los arroyos pampeanos son parte de este paisaje y mantienen una interrelación y dependencia con este medio por lo que son altamente vulnerables al uso antrópico de los recursos tanto propios como los de las riberas. Los arroyos pampeanos presentan como características comunes, el nacimiento en pequeñas depresiones de terreno, la presencia de un sustrato homogéneo de carbonato de calcio sobre el que se depositan sedimentos, una concentración relativamente alta de nutrientes de origen natural y ausencia de leñosas en sus márgenes que dificulten la entrada de luz. Estas características además de la baja velocidad de corriente, favorecen, en algunos arroyos, el establecimiento y desarrollo de macrófitas sumergidas, flotantes y emergentes y profusas comunidades de algas epífitas. La Reserva Natural Otamendi es una reserva urbana de 3.000 ha ubicada en la región de mayor biodiversidad de la Región Metropolitana de Buenos Aires.

Materiales y Métodos:

Se propone una intervención de restauración en el Arroyo Otamendi. Esta intervención se llevará a cabo en el marco de un enfoque desde la ecología aplicada a la restauración de ecosistemas, abordado principalmente desde la propia capacidad de los cuerpos de agua de reducir los contaminantes a lo largo de su curso (auto-depuración), y a partir de la evaluación de diferentes estrategias de manejo para la mejora de esta capacidad con el uso de macrófitas nativas. En el arroyo Otamendi se implementarán tres sitios de muestreo S1 en el ingreso al barrio Ingeniero Rómulo Otamendi, S2 al ingreso a la Reserva Natural Otamendi, S3 cuando ingresa al bajo de la RNO. Para la evaluación del efecto de la estrategia de manejo se implementará un diseño BACI (Before-After Control-Impact), frecuentemente utilizado en la evaluación de proyectos de restauración. Las intervenciones se realizarán en las tres zonas (S1, S2 y S3), tramos del arroyo donde se evaluará el efecto de la construcción de humedales artificiales. Se realizarán muestreos de calidad de agua y características de la estructura del hábitat de cada uno de estas zonas bimestralmente a lo largo de 2 años para poder analizar las variaciones estacionales, y el efecto luego de su inicio y final de cada intervención. Se realizará la construcción de humedales artificiales para ello se utilizarán para su construcción



dos tipos de macrófitas nativas: *Schoenoplectus californicus* (Juncos) y *Typha latifolia* (Totoras). La cantidad y dimensiones de Humedales se evaluarán en función de la realización de un muestreo en las tres zonas. Se espera que la construcción de estos humedales se realice en armonía con los pobladores del Barrio Rómulo Otamendi, pobladores que conocen nuestro trabajo en el área de estudio y han mostrado su compromiso a través de la participación en proyectos de extensión con la comunidad que venimos realizando en el marco del subsidio obtenido en el programa UBANEX 7 de la UBA y que continuaremos realizando en el marco de subsidios como el Voluntariado Universitario aprobados para nuestro grupo de trabajo en el período 2016-2017.

Resultados esperados:

Este caso implica un desafío dada las características tan heterogéneas de las diferentes zonas del Arroyo las cuales deberán ser tenidas en cuenta en el diseño e implementación de la construcción de los humedales artificiales en cada una de las tres zonas del arroyo. Esperamos que la construcción de humedales artificiales pueda mejorar notablemente las características del agua que ingresa en primera instancia al barrio Otamendi y finalmente al área protegida. El Arroyo Otamendi representa un ambiente que en sus límites fuera de la RNO sufren un proceso de relleno para ocupación inmobiliaria. Esto hace que sea un sistema muy vulnerable.

Bibliografía:

- APHA (1998) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc., NY, 1268 p.
- Administración de Parques Nacionales (2005) Plan de manejo de la Reserva Natural Otamendi.
- Feijoó, C.S., Lombardo, R.J. (2007) Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: a regional approach. *Water Research*. 41(7), 1399-1410.
- Giorgi, A., Feijoó, C., Tell, G. (2005) Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation*. 14, 1699-1718.
- Jasick, F., Marone, L. (2006) Ecología de comunidades. Ediciones Universidad Católica de Chile. 336 p.
- Michener, W.K. (1997) Quantitatively evaluating restoration experiments: research design, statistical analysis, and data management considerations. *Restoration ecology*. 5(4), 324-337.
- Morello J., Buzai, G., Baxendale, C., Matteucci, S., Rodríguez, A., Godagnone, R., Casas, R. (2000) Urbanización y consumo de tierra fértil. *Ciencia Hoy*. 10(55), 50-61.
- Osenberg, C.W., Bolker, B.M., White, J.S., Mary, C.M.S., Shima, J.S. (2006) Statistical issues and study design in ecological restorations: lessons learned from marine reserves. *Foundations of restoration ecology*. Island Press, Washington, DC, 24, 280-302.
- Quirós, R. (2000) La eutrofización de las aguas continentales de Argentina. En: A. Fernandez (Ed.) El agua en Iberoamérica: acuíferos, lagos y embalses, CYTED XVII Subprograma VII. Aprovechamiento y Gestión de recursos hídricos, Buenos Aires. 43-47 p.



PHOSPHORUS REMOVAL USING MACROPHYTES IN CONSTRUCTED WETLANDS

Eliminación de fósforo utilizando los macrófitos en humedales construidos

Silva^b, E.J.; Yassue^a, E.; Ruiz^b, L.S.; Martins^{a,*}, J.T; Polleti^c, E.C.C; Pires^c, M.S.G.

^aEnvironmental Engineering, Faculdade de Tecnologia - Universidade Estadual of Campinas (Unicamp), Paschoal Marmo 1888, Limeira – SP , 13484-332, Brasil.

^bTechnology in Environmental Control of Faculdade de Tecnologia - Unicamp

^cDoctor Professor of Faculdade de Tecnologia - Unicamp (E-mail: juniateixeiramartins@gmail.com)

Keywords: Constructed Wetland, Phosphorus Removal, Macrophyte, Sanitary Effluent.

Introduction:

Constructed wetlands are an alternative to conventional sewage treatment that have advantages such as low cost implantation and operational simplicity, and suitable for rural areas where there is large deficit of sewage treatment.

The system consists in a vegetation substrate and microorganisms that provide the removal pollutant load of the effluent. The macrophytes have important function, such as provide biofilm development, nutrient removal (nitrogen and phosphorus), extraction or allow the transformation of substances containing heavy metals and toxic organic compounds (Matos et al., 2010). Different macrophytes can be used in wetlands, such as *Canna x generalis*, *Zantedeschia aethiopica*, *Cyperus isocladius*, among other. Thus, this study aimed to evaluate two different species of macrophytes in total phosphorus removal.

Metodology:

The constructed wetlands system was built on an experimental scale and is installed on the Faculdade de Tecnologia - UNICAMP campus, in the Limeira city, Brazil. The system consisted of two constructed wetlands with the same substrate (fragments of ceramic tile particles of medium sized), and the macrophytes used were *Canna x generalis*, *Zantedeschia aethiopica* and there was a third constructed wetland containing only the substrate (wetland control).

The affluent of the system is from part of the campus, first it goes through the UASB reactor, and after, follows to Constructed Wetland to characterizing the post-treatment system.

The samples were collected of the influent and effluent of wetland system among months of August and December 2015, and preserved if necessary, according to the *National Guide of Collection and Sample Preservation* from CETESB (2011).

The parameter evaluated in this project was total phosphorus analyzed according to methodologies described in the *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). The Hydraulic Retention Time in the system was 7 days. In addition, ANOVA test analyzed the significance among macrophytes and substrate, and Tukey test for comparison of the data. The software used was the "Software R".

Results and discussion:

The results obtained for match analysis are presented in Table 1.



Table 1. Results for removal of total P (mg.L⁻¹)

Sampling	Influent	Control	<i>Canna x generalis</i>	<i>Zantedeschia aethiopica</i>
1	1,77	0,55	1,06	0,68
2	8,11	4,46	7,03	3,17
3	11,45	4,20	6,80	3,20
4	7,01	4,63	4,60	2,60
5	15,2	6,60	7,20	3,90
6	13,3	6,80	6,20	3,23

The removal efficiency of the total phosphorus ranged 34-69% for the wetland control from 13-53% for the *Canna x generalis* and 61-76% for the *Zantedeschia aethiopica*. These results are consistent with those found out in the literature, such as those obtained by Martin et al. (2013) and Rossmann et al. (2012) with total phosphorus removal from 75% and 54.3-72.1%, respectively.

We performed the test of variance analysis (ANOVA) for the "Software R" at the significance level of 5% among the groups, and this results indicated that there was at least one significant difference comparing the treatments. Thus, the Tukey test was applied to demonstrate the differences among the treatments.

The results indicated that there were no statistical differences between wetland control and treatment with *Canna x generalis*. However, there was significant differences when comparing the treatment with *Zantedeschia aethiopica* with others treatments. Therefore, based on statistical analysis, the treatment analyzed with *Zantedeschia aethiopica* demonstrated superior efficiency in phosphorus removal.

References:

- APHA/AWWA/WEF (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc., Amer. Water Works Assoc., Water Environm. Federation. 19a edição NY.
- Martin, M. et al. (2013) Phosphorus and nitrogen removal from tertiary treated urban wastewaters by a vertical flow constructed wetland. Ecological Engineering. (61), 34-42.
- Matos, A.T. et al. (2010) Influência da taxa de carga orgânica no Desempenho de Sistemas Alagados Construídos Cultivados com Forrageiras. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental. 15 (1), 83-92.
- Rossmann, M. et al. (2012) Performance of constructed wetlands in the treatment of aerated coffee processing wastewater: Removal of nutrients and phenolic compounds. Ecological Engineering. (49), 264-269.



EVALUACIÓN DE LA TOLERANCIA DE ESPECIES ALTO ANDINAS A LIXIVIADOS DE RELLENO SANITARIO EN CUSCO, PERÚ

Evaluation of the Tolerance of high andean native plant species for the treatment of landfill
leachates in Cusco, Perú

Alvarez^c, L., Huallparimachi^a, V., Palacios^a, D., Arias^b, C., Aguilar^c, L., Morató^c, J., Pastor^c, R.
^aMunicipalidad Provincial de Anta, Cusco, Perú. ^bDepartment of Bioscience, University of Aarhus, Denmark.
^cUNESCO Chair on Sustainability, Universitat Politècnica de Catalunya BarcelonaTech, c./ Colom 1, Terrassa,
08222, SPAIN (jordi.morato@upc.edu, rosario.pastor@upc.edu)

Palabras clave: Plantas alto andinas, Lixiviado, Relleno Sanitario, Anta,

Introducción:

El 9 de Diciembre 2016, las autoridades de la Municipalidad Provincial de Anta-Cuzco, inauguraron el Relleno Sanitario para los residuos sólidos del distrito. Anta, está ubicada a 3800 m.s.n.m, con valores de precipitaciones máxima 269 mm y mínima 72 mm y temperatura máxima 21.5°C y mínima -3.9°C.

Desde la Gerencia de Medio Ambiente se está evaluando el tratamiento de lixiviados del relleno sanitario mediante humedales construidos. Por ello se prevé llevar a cabo las siguientes acciones: i) seleccionar tres especies nativas y ii) realizar el ensayo de tolerancia y eficiencia de fito remediación a diferentes concentraciones de lixiviado.

El trabajo se realizará de forma coordinada entre el personal técnico de la municipalidad y las universidades del Cusco (UNSACC), Lima (UNALM) y Barcelona (UB, UPC).

Los resultados del ensayo permitirán definir el pre tratamiento y el uso de humedales construidos para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios en zonas alto andinas.

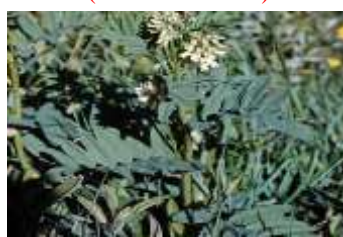
Metodología:

1. Identificación y selección de plantas nativas

Bacharis latifolia (Chilca)
1.000 – 4.000 m.s.n.m
(Pre-tratamiento)



Astragalus G. (Garbancillo)
3.500 – 4.500 m.s.n.m
(Pre-tratamiento)



Typha angustifolia (Totora)
0 - 4.000 m.s.n.m
(Tratamiento)



Fig. 1. Especies alto andinas preseleccionadas en la provincia de Anta

2. Adaptación de las plantas

Las especies fueron colectadas y sembradas en las unidades experimentales tres semanas antes de adicionar el lixiviado para que tenga un tiempo de adaptación.



3. Respuesta de las especies a diferentes concentraciones de lixiviado

Cada especie se sometió a un gradiente de concentración de lixiviado. La dilución se efectuó en 60 litros de agua y se realizaron dos repeticiones por cada ensayo. El total de unidades experimentales fue de 30:

Tabla 1. Concentraciones de lixiviado

	Concentración	Lixiviado (litros)
Testigo	(0 %)	0
T1	(0,5%)	0,6
T2	(2%)	1,2
T3	(5%)	3
T4	(10%)	6

4. Eficiencia de eliminación de contaminantes presentes en el lixiviado disuelto en las unidades experimentales

Esta etapa se llevó a cabo con 12 unidades experimentales y se empleó la concentración de lixiviado donde todas las plantas evolucionaron mejor. Los análisis se realizaron durante un mes (8,15 y 30 días).

Resultados y discusión:

1. Resultados del ensayo de la selección de la planta que mejor se adapta a la mayor concentración del lixiviado.
2. Evaluación de la eficiencia de eliminación de contaminantes en el lixiviado

Agradecimiento:

A la Diputación de Barcelona por la subvención del proyecto: "Programa de Segregación en Origen y Recogida Selectiva en Anta, Cusco, Perú". A la Profesora Biol. Margot Paiva (UNSACC), a la Ing. Rosa Miglio y a Diego Suero (UNALM), al Biol. Luis Américo Cabrera, al Biol. Alejandro Pumachapi y al Sr. Vidal Huamán Ttito, Alcalde de la Municipalidad Provincial de Anta, Cusco.

Bibliografía:

- Brix, H. (1997) Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Sci. Tech.* 35(5), 11-17.
- Carrión, L., Cuenca, Y. (2009) Tesis. Bioensayo con Macrófitas acuáticas para el tratamiento de Lixiviados procedentes del Relleno sanitario de Pichacay. Cuenca.
- Jiménez, L., Alzaga, R., Bayona, J.M. (2002) Determination of Organic Contaminants in Landfill Leachates: A Review. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 82(7), 415-430.
- Kietlińska, A., Renman, G., Jannes, S., Tham, G. (2005) Nitrogen removal from landfill leachate using a compact constructed wetland and the effect of chemical pretreatment. *J. Environ. Sci. Heal. Part A.* 40(6-7), 1493-1506.
- Pettri, M. (2005) Depuración de lixiviados por fitoremediación. Facultad de Ciencias Exactas, Químicas y Naturales (UNAM). Instituto de Ciencia Ambiental y Desarrollo Sostenible (ICADES). Misiones-Argentina.



PROPAGACIÓN VEGETATIVA DE DOS PLANTAS ORNAMENTALES UTILIZADAS EN HUMEDALES DE TRATAMIENTO

Vegetative propagation of two ornamental plants used in treatment wetlands

Tejeda^a, A., Torres^a, A.X., Zurita^a, F.

^aLaboratorio de Calidad Ambiental, Centro Universitario de la Ciénega, Universidad de Guadalajara.
Av. Universidad 1115, Ocotlán, Jalisco (47820), México (allanteor@gmail.com/fzurita2001@yahoo.com)

Palabras clave: Propagación vegetativa, *Zantedeschia aethiopica*, *Iris sibirica*, Clorofila.

Introducción:

Las plantas representan uno de los tres elementos principales en humedales, tanto naturales como construidos, al igual que los microorganismos y el medio filtrante (Kadlec y Knigh, 1996). Se ha demostrado que las plantas juegan un rol muy importante en el desarrollo de la comunidad microbiana dentro de los humedales, debido a la rizodeposición de diferentes compuestos, tales como exudados, mucílagos y material celular muerto. Además, estudios recientes han demostrado que las plantas pueden captar y traslocar compuestos farmacéuticos y de cuidado personal (Li et al., 2014).

Sin embargo, la implementación de un humedal de tratamiento a escala real requiere de un gran número de plantas, que pueden obtenerse de manera relativamente económica mediante su propagación *in vitro*; para lo cual, no obstante, se requieren conocimientos técnicos e instalaciones con las que no siempre se dispone. Otra opción es la compra de las especies, pero puede llegar a ser verdaderamente costoso. Una alternativa más económica es la propagación vegetativa y por tal motivo, en este trabajo se evaluaron tres tratamientos de este tipo para la propagación de las especies ornamentales lirio de agua (*Iris sibirica*) y alcatraz (*Zantedeschia aethiopica*), las cuales ya han sido utilizadas en estudios con humedales construidos (Tejeda et al., 2015).

Metodología:

Este estudio se realizó durante los meses de Julio a Octubre del 2015 en un vivero (protegido de la lluvia y la radiación solar directa) ubicado en el Centro Universitario de la Ciénega, en Ocotlán, Jalisco, México. De manera general, se adquirieron plantas con brotes de las 2 especies mencionadas anteriormente, las cuales fueron lavadas con agua corriente para remover las partículas de suelo adheridas a la superficie de las hojas, tallos, rizomas y raíces. Posteriormente, los hijuelos fueron separados de las plantas madre con un cuchillo previamente esterilizado con alcohol al 70%. Finalmente, las plantas resultantes fueron expuestas a tres diferentes tratamientos, a condiciones ambientales de humedad y temperatura. No obstante, a continuación sólo se mencionarán dos de ellos, con los cuales se obtuvieron los resultados más representativos. En dichos tratamientos se evaluó el contenido relativo de clorofila (CR-Chl) en la plantas a través del tiempo, utilizando un medidor portátil MINOLTA SPAD 502 PLUS.

Tratamiento 1 (T1)

Para evaluar este tratamiento se utilizaron 4 plantas de la especie *Iris sibirica* y por su parte, 8 plantas de *Zantedeschia aethiopica* fueron utilizadas. Las especificaciones del tratamiento se enlistan a continuación:

- Desinfección por inmersión en hipoclorito de sodio al 0.5% por espacio de 5 min.
- Lavado de las plantas con agua corriente abundante.
- Plantación en macetas con una mezcla de tierra y tezontle fino en proporción 4:1.



- Aplicación de 500 mL de una solución con fertilizante (NPK 20-30-10, producto comercial) y enraizador (Verdant Grow, producto comercial), con una concentración de 1 g/L y 0.2 g/L, respectivamente, inmediatamente después de la plantación.
- Fertilización foliar cada 84 h y riego ligero cada 24 horas entre los eventos de fertilización.

Tratamiento 2 (T2)

En este caso, el tratamiento fue casi idéntico al T1 con la única diferencia, que la desinfección con hipoclorito de sodio no se realizó. Para su evaluación, se utilizaron 8 plantas de la especie *Iris sibirica* y 13 plantas de la especie *Zantedeschia aethiopica*.

Resultados y discusión:

El análisis de varianza entre los tratamientos 1 y 2, con respecto a la especie *Iris sibirica*, mostró diferencias significativas ($p = 0.012$). Esto se puede apreciar claramente en la figura 1.A., ya que el CR-Chl en el T1 presenta una disminución casi lineal a lo largo del periodo de evaluación, mientras que el T2 muestra que el CR-Chl aumenta a través del tiempo, presentándose grupos homogéneos a partir de la semana 7. Además, la aparición de hijuelos en el T2 se presentó a partir de la semana 8. Sin embargo, en el T1 no se presentaron hijuelos de manera visible, aunque si hubo un incremento en la biomasa de las plantas.

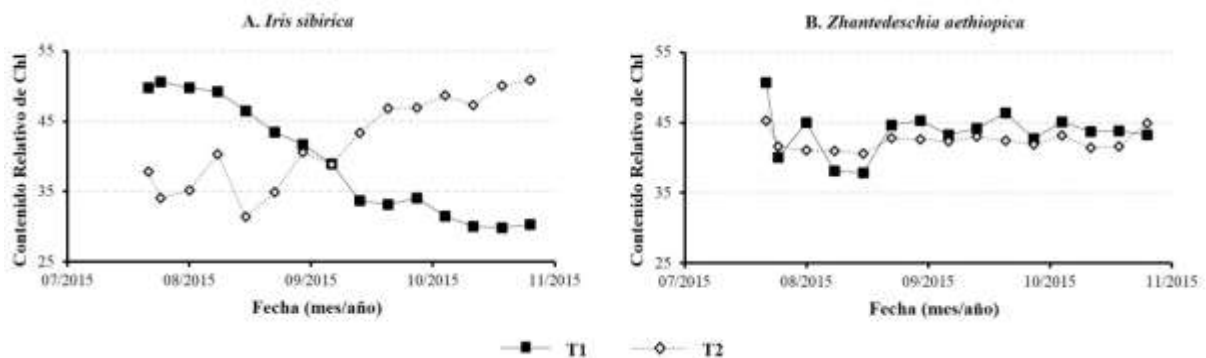


Fig. 1. Contenido relativo de clorofila (promedio \pm error estándar de la media) a través del tiempo en ambos tratamientos de propagación. A: *Iris sibirica*, B: *Zantedeschia aethiopica*.

Por su parte, el ANOVA entre el T1 y T2 aplicados en la especie *Zantedeschia aethiopica* no presento diferencias significativas ($p = 0.0696$). Sin embargo, en el T1 hubo una mayor variación en el CR-Chl durante las primeras semanas de evaluación, lo cual denota un mayor estrés en las plantas, mientras que en el T2, el CR-Chl se mantiene estable a lo largo de todo el periodo de monitoreo (Fig. 1.B). De manera general, la aparición de hijuelos en ambos tratamientos se presentó aproximadamente, a partir de la semana 5 de evaluación. Los resultados obtenidos son indicativos de que ambas especies son susceptibles a la desinfección con hipoclorito de sodio, lo cual ha sido recomendado en la literatura para llevar a cabo la propagación vegetativa de algunas plantas. Sin embargo, en este estudio los mejores resultados se obtuvieron cuando dicha desinfección no se realizó.

Bibliografía:

- Kadlec, R.H., Kinght, R.L. (1996) Treatment Wetlands. CRC Press, Boca Raton, USA.
- Li, Y., Zhu, G., Jern-Ng, W., Keat-Tan, S. (2014) A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: design, performance and mechanism. Science of the Total Environment. 468-469, 908-932.
- Tejeda, A., López, Z., Rojas, D., Reyna, M.Z., Barrera, A., Zurita, F. (2015) Eficiencia de tres sistemas de humedales híbridos para la remoción de carbamazepina. Tecnología y Ciencias del Agua. 6(6), 19-31.



ACUMULACIÓN DE CONTAMINANTES A LARGO PLAZO EN DIFERENTES ÓRGANOS DE *Typha domingensis* EN UN HUMEDAL DE TRATAMIENTO

Long-term contaminant accumulation in different organs of *Typha domingensis* in a
treatment wetland

Hadad, H.R., Mufarrege, M.M., Di Luca, G.A., Maine, M.A.

Química Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829,
Santa Fe (3000), Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) (E-mail:
hhadad@fiq.unl.edu.ar)

Palabras clave: Macrófitas, Tejidos, Efluentes, Depuración

Introducción:

Las macrófitas son un componente clave de los humedales de tratamiento. Las especies emergentes no sólo acumulan los contaminantes en sus tejidos sino que también influyen sobre los ciclos biogeoquímicos del sedimento. En este estudio se reportan las concentraciones de contaminantes en diferentes órganos de la macrófita emergente *Typha domingensis* medidas durante los últimos 5 años en un humedal construido para el tratamiento de un efluente metalúrgico (Santa Fe, Argentina). Se estudió a esta macrófita debido a que fue la especie dominante en dicho humedal (Maine et al., 2013), y se midieron las concentraciones de Cr, Ni, Zn y P en sus diferentes órganos debido a que son los contaminantes mayoritarios que se encuentran en el efluente tratado. Debido a que el estudio se realizó a largo plazo, los resultados obtenidos permiten predecir en qué compartimentos de la biomasa vegetal se acumularán los contaminantes y qué patrón temporal seguirá en un humedal de tratamiento.

Metodología:

El humedal estudiado es de flujo superficial y fue diseñado para realizar el tratamiento final de los efluentes de una industria metalúrgica junto con el efluente cloacal y lleva en operación casi 15 años. Sus dimensiones son 50 m de largo por 40 m de ancho. Un tabique central obliga al efluente a recorrer el doble de distancia y se tratan 100 m³/día. *T. domingensis* es la especie dominante con una cobertura de aproximadamente 80%. El tiempo de residencia hidráulica es de 7-12 días. En las zonas de entrada y salida se realizaron mensualmente muestreos del efluente, sedimentos y vegetales. Se determinó la eficiencia del humedal a partir de las concentraciones del efluente de entrada y salida. Se determinó PT, Cr, Ni y Zn en sedimento y en diferentes órganos vegetales: parte aérea y parte sumergida de hojas, raíces y rizomas. Se realizó ANOVA para determinar si existían diferencias significativas entre los muestreos y entre las concentraciones de contaminantes de los diferentes tejidos vegetales. Se aplicó el test de Duncan para diferenciar medias. Se utilizó un nivel de $p < 0,05$.

Resultados y discusión:

El humedal presentó altos porcentajes de remoción de contaminantes, disminuyendo no sólo los valores medios sino la variabilidad de los mismos (Tabla 1). El sedimento de entrada mostró concentraciones de Cr, Ni, Zn y P significativamente mayores que las determinadas en el sedimento de

Tabla 1. Parámetros medidos en el efluente de entrada y salida del humedal y porcentajes de remoción.

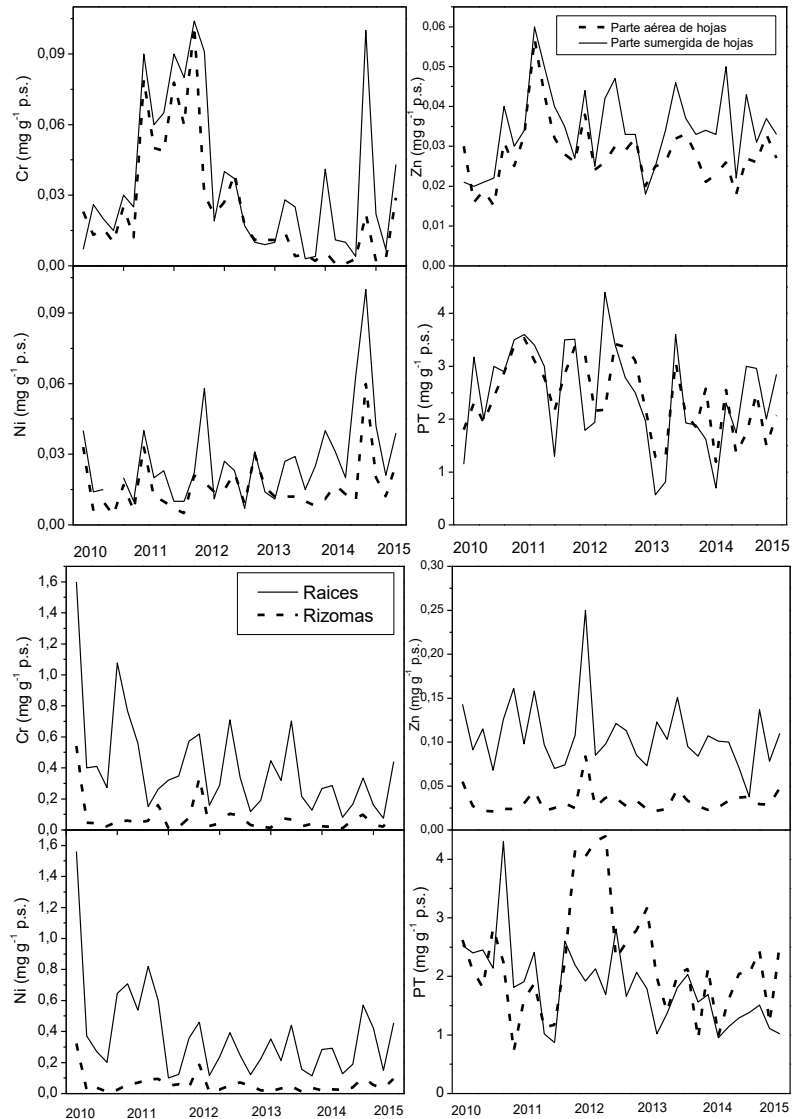
Parámetro	Entrada	Salida	%
pH	10,8	8,3	-
Conductividad (umho/cm)	5113,3	1955,6	-
NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	50,6	9,9	80,4
NO ₂ ⁻ (mg l ⁻¹)	2,221	0,352	84,1
NH ₄ ⁺ (mg l ⁻¹)	0,88	0,77	11,8
PRS (mg l ⁻¹)	0,030	0,026	13,3
Fe (mg l ⁻¹)	0,824	0,087	89,4
Cr (mg l ⁻¹)	0,092	0,014	84,7
Zn (mg l ⁻¹)	0,041	0,020	51,2
Ni (mg l ⁻¹)	0,048	0,023	69,5
DQO (mg l ⁻¹)	85	37,1	74,6
DBO (mg l ⁻¹)	31,3	9,97	73,2



salida. Las concentraciones del sedimento de salida no mostraron diferencias significativas con las concentraciones iniciales, de cuando el humedal entró en operación.

Las concentraciones de Cr, Ni y Zn fueron significativamente mayores en raíces y rizomas, en comparación con las partes aéreas y sumergidas de las hojas (Fig. 1). Las concentraciones de metales en raíces fueron significativamente superiores a las de los rizomas. Esto indica una escasa translocación de metales desde los órganos subterráneos hacia los aéreos. La unión de los iones metálicos cargados positivamente a las cargas negativas de las paredes celulares de las raíces, seguida de acumulación en vacuolas son mecanismos para reducir el transporte de metales hacia las partes aéreas y así incrementar la tolerancia. En cuanto a las hojas, sus partes sumergidas

Fig. 1. Concentraciones de Cr, Ni, Zn y PT medidas durante el estudio en raíces, rizomas, partes aéreas y sumergidas de hojas de *T. domingensis*.



mostraron mayores concentraciones que sus partes aéreas. Esto se debió a que estos tejidos se encontraban en contacto directo con el efluente. El orden de acumulación de metales fue: raíces>rizomas>parte sumergida de hojas>parte aérea de hojas. La bioacumulación de metales en las partes aéreas de las hojas no es un factor clave en el mecanismo de retención. Sin embargo, las hojas transportan oxígeno hacia las raíces y el sedimento jugando un rol importante en dichos mecanismos. Las concentraciones de PT en tejidos no mostraron una tendencia clara debido a que por ser un nutriente, durante el invierno, se acumula en rizomas para ser almacenado hasta la próxima estación de crecimiento como estrategia para un posterior desarrollo de biomasa. Los elementos tóxicos como Cr, Ni y Zn son retenidos en el sistema radicular, mientras que el P es más factible de ser translocado para poder llevar a cabo la fotosíntesis. Estos datos podrían aplicarse para conocer con más detalle el funcionamiento del humedal y las fechas óptimas de cosecha de biomasa.

Bibliografía:

Maine, M.A., Hadad, H.R., Sánchez, G.C., Mufarrije, M.M., Di Luca, G.A., Caffaratti, S.E., Pedro, M.C. 2013. Sustainability of a constructed wetland faced with a depredation event. *J. Environ. Manag.* 128, 1-6.



ADAPTACIÓN DE MACRÓFITAS TROPICALES EN HUMEDALES ARTIFICIALES DE ALTA TASA RELLENOS CON MEDIO DE SOPORTE PLÁSTICO

Adaptation of tropical macrophytes in high loaded constructed wetlands filled with plastic support media

Corzo^{a,b}, A., Sanabria^a, O.A.

^aDepartamento de Ingeniería Civil y Agrícola, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Colombia, Carrera 30 No. 45-03, Bogotá, Colombia.

^bEscuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingenierías Físico Mecánicas, Universidad Industrial de Santander, Carrera 27 calle 9, Bucaramanga, Colombia (E-mail: acorzoh@unal.edu.co)

Palabras clave: Fitopatología, Depuración, Aguas residuales

Introducción:

Los vertidos de las industrias agroalimentarias se caracterizan por el aporte de altas cargas orgánicas. Estas aguas residuales exigen tratamientos, que en su mayoría son costosos y con alto impacto ambiental en su construcción e implementación. Utilizar una nueva variante de humedales, denominados humedales artificiales de alta tasa (HAAT), para depurar altas cargas orgánicas es una alternativa potencial para resolver esta problemática. Los HAAT de esta investigación utilizan elementos de soporte plástico para formación de biofilm como material de relleno, consiguiendo alta porosidad (94-96%) y gran superficie específica (aprox. $320 \text{ m}^2/\text{m}^3$), para tratar aguas residuales urbanas e industriales con altas concentraciones de sustrato (600 a 2000 mg DBO₅/L).

La diversidad de vegetación es un factor importante respecto a la capacidad de eliminación de contaminantes en humedales. La rizosfera de las macrofitas estimula el crecimiento de las comunidades microbianas, por lo tanto, cualquier modificación de la diversidad de la planta y su hábitat lleva a cambios en la comunidad microbiana, y consecuentemente a la eficiencia de remoción de contaminantes (Boven et al., 2008). La selección adecuada del tipo de vegetación es tema prioritario en el diseño de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal (Brisson y Chazarenc, 2009; Vymazal, 2011). Siendo los HAAT una tecnología en desarrollo, en esta investigación se propuso evaluar la aclimatación de tres especies vegetales (*Cyperus alternifolius*, *Heliconia burleana* y *Zantedeschia aethiopica*) en HAAT utilizando un medio de soporte plástico de alta superficie específica (MSP) como material de soporte, bajo condiciones climáticas de intersección entre bosque seco tropical y subhúmedo premontano (clasificación Holdrige).

Metodología:

Se construyó un sistema piloto conformado por tres líneas de HAAT, dispuestas en paralelo, cada una de ellas constó de dos contenedores plásticos rectangulares en serie, de $0,6 \text{ m}^2$ de superficie y lámina de agua de 0,30 cm, plantados con una de las tres especies vegetales del test. Cada línea se inoculó con un consorcio microbiológico comercial para propiciar el crecimiento del biofilm. El sistema fue ubicado en el Centro de Caracterización de Materiales de la Universidad Industrial de Santander en Bucaramanga (Colombia), cuyas condiciones climáticas corresponden a intersección entre bosque seco tropical y subhúmedo premontano (clasificación Holdrige).

El flujo de agua residual fue de tipo intermitente, con una carga hidráulica de 0.164 m/día por línea. El sistema operó con agua residual sintética, utilizando glucosa como fuente de



carbono, con baja carga de contaminantes en la fase de arranque (DBO₅ de 160 mg/L y 240 mg/L) para favorecer la generación de biopelícula en los MSP y la adaptación vegetativa.

Se realizó seguimiento diario a las variables climáticas de temperatura y humedad, medición de pH en el interior de los reactores usando un medidor de pH PCE-PHD 1, de la compañía PCE instruments. Al finalizar el periodo de observación se realizaron pruebas micológicas y bacteriológicas vegetales para detectar fitopatologías, tamaño de muestra vegetal del 32% de la población. Para la detección de micología vegetal se realizó identificación a partir de caracteres morfológicos taxonómicamente determinantes del agente patógeno asociado a la sintomatología presente. En las pruebas bacteriológicas, se utilizaron la técnica serológica o prueba immunostrip para detectar *Ralstonia solanacearum*; y pruebas bioquímicas de Oxidasa, Citrato, y Tinción de Gram.

Resultados:

Se observó estrés vegetativo para las especies *Heliconia burleana* y *Zantedeschia aethiopica*, evidenciado mediante disminución de su población, amarillamiento y presencia de manchas café con halos cloróticos en hojas, y olor fétido en los reactores, durante el primer mes. Finalmente se da una fase de fitopatología alta debido a la colonización no inducida por hongos y bacterias en L2 y L3 (Tabla 1). La especie *Cyperus alternifolius* presentó colonización por hongos a nivel radicular, sin embargo se adaptó totalmente en el HAAT, observándose desarrollo radicular, crecimiento y reproducción.

Tabla 1. Valores de parámetros de control y resultados de microbiología.

Parámetro	L1	L2	L3
Temperatura (°C)		25± 3	
Humedad (%)		74± 8	
pH	6,5± 0,3	6,5±0,3	6,4±0,3
Hongos	<i>Rhizoctonia sp.</i>	<i>Exserohilum rostratum</i> y <i>Pestalotia</i>	<i>Pythium sp.</i> y <i>Colletotrichum gloeosporioides</i>
Bacterias		<i>Erwinia sp</i>	<i>Erwinia sp.</i>

Las especies *Heliconia burleana* y *Zantedeschia aethiopica*, son plantas capaces de adaptarse a ambientes acuáticos, sin embargo al ser expuestas a un agente contaminante como el agua residual sintética, disminuyen su capacidad de defensa, lo cual sumado a las condiciones climáticas de bosque seco tropical y subhúmedo premontano, generaron la colonización por hongos y bacterias, causantes de pudrición acuosa y muerte del 90% de las especies vegetales de las líneas 2 y 3.

En conclusión se puede establecer que la especie de vegetación idónea para humedales artificiales de alta tasa en condiciones climáticas de bosque seco tropical y subhúmedo premontano corresponde a *Cyperus alternifolius*.

Bibliografía:

- Boven, L., Stoks, R., Forro, L., Brendonck, L. (2008) Seasonal dynamics in water quality and vegetation cover in temporary pools with variable hydroperiods in Kiskunsag (Hungary). *Wetlands*. 28, 401-410.
- Brisson, J., Chazarenc, F. (2009) Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte species selection? *Science of the total environment*. 407, 3923-3930.
- Vymazal, J. (2011) Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia*. 674, 133-156.



PARTICIPACIÓN DE *TYPHA DOMINGENIS* EN LA REMOCIÓN DE NUTRIENTES MEDIANTE HUMEDALES CONSTRUIDOS VERTICALES EN CONDICIONES DE CLIMA SUBTROPICAL

Participation of *Typha domingensis* on nutrient removal in vertical flow constructed wetlands under subtropical climate

Sánchez^a, G., Santos^a, M.O., Rouso^a, B.Z., Pelissari^a, C., Freitas^a, M.N, Sezerino^a, P.H.

^aGrupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Trindade, Florianópolis/SC, Brasil. CEP: 88040-970. (E-mail: giova.sanchez1611@gmail.com)

Palabras clave: Humedales construidos de flujo vertical, aguas residuales, remoción de nitrógeno y fósforo, Macrófitas.

Introducción:

Las macrófitas son uno de los principales componentes en el tratamiento de aguas residuales mediante humedales construidos (HC). Diversos estudios sobre su participación en la remoción de nutrientes han sido realizados, principalmente en HC de flujo horizontal (HCH), sin embargo, el movimiento vertical descendente del agua en humedales construidos verticales (HCV) podría mejorar los procesos de asimilación y remoción de nutrientes debido a una mejor transferencia de oxígeno y a un mayor contacto entre las aguas residuales y la zona radicular, considerando que más del 50% de la biomasa radicular se encuentra en los 5 cm superiores del lecho filtrante (Stefanakis et al., 2014).

Así también, estudios con relación a las macrófitas toman importancia para un buen manejo de estos sistemas; ya que durante la época de primavera y verano se incrementa la producción de biomasa en zonas de clima subtropical, pudiendo ocasionar liberación de grandes cantidades de carbono en el sistema cuando estas se degradan.

El objetivo principal de este trabajo fue evaluar la influencia de la macrófita *Typha domingensis* en la remoción de nutrientes de aguas residuales en dos humedales construidos verticales (HCV) con diferentes alturas de saturación de fondo, en términos de concentración de nutrientes (g.Kg^{-1}) y capacidad de remoción (g.m^{-2}).

Metodología:

El presente estudio se realizó en la planta piloto para el tratamiento de aguas residuales localizada en la Universidad Federal de Santa Catarina al sur de Brasil; por un periodo de 215 días (entre junio/2015 y enero/2016). Los sistemas fueron construidos en mampostería, con arena como material filtrante y sembrados con *Typha domingensis*. Las características de cada uno de los HC se presentan en la Tabla 1.

Tabla 2. Características de los HCV en estudio

	Área superficial (m ²)	Profundidad (m)	Altura de saturación de fondo (m)	Caudal de alimentación (L/s)	Tasa hidráulica aplicada (mm/d)	Carga orgánica aplicada* (gDQO/m ² .d)	Tipo de Alimentación
HCV ₁	7.60	0.83	0.00	1.05	70.57	41	Por pulsos
HCV ₂	7.30	0.84	0.40	1.26	67.95	41	Por pulsos

*Recomendaciones de Sezerino (2006) en clima subtropical.

Se monitoreo el crecimiento de las macrófitas a cada 15 días, a fin de determinar la velocidad de crecimiento, la densidad de plantas y producción de biomasa. Se determinó la concentración de nitrógeno y fósforo en el tejido foliar de *Typha domingensis* siguiendo recomendaciones de Tedesco (1995), para cuatro diferentes periodos después de realizado el plantío. La capacidad de remoción de N y P por las plantas se determinó de acuerdo con



Pelissari (2013). Se analizaron también pH, alcalinidad, DQO, DBO₅, SST, NT, N-NH₄⁺, P-PO₄³⁻ de acuerdo con los métodos establecidos en *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005) y N-NH₄⁺ de acuerdo con Vogel (1981).

Resultados y discusión:

Se observó mejor eficiencia de remoción en el HCV₂ en referencia a DQO (86%); DBO₅ (90%); NT (48%) y P-PO₄³⁻ (89%) mientras que en el HCV₁ se obtuvieron mejores eficiencia para SST (95%) y N-NH₄⁺ (53%) en términos de concentración afluente - efluente.

Las plantas se adaptaron rápidamente, alcanzando 149 cm de altura en el HCV₁ y 207 cm en el HCV₂ después de 180 días de realizado el plantío y las velocidades medias de crecimiento variaron entre 0.10 - 4.4 cm.d⁻¹ y 0.4 - 6.1 cm.d⁻¹, respectivamente (Figura 2). La poda estimuló el crecimiento alcanzando 102 y 125 cm de altura en apenas 15 días. Así, entre los días 120 y 180 se registraron variaciones bruscas de temperatura y mayor precipitación pluviométrica, éste último evento favoreció la velocidad de crecimiento de las plantas en el HCV₂; causando que ésta sea hasta 3 veces mayor con relación al HCV₁.

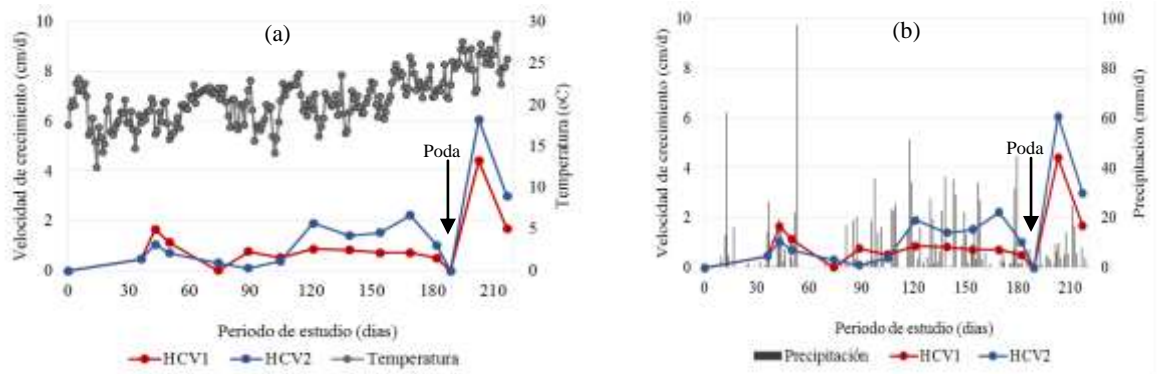


Fig. 2. Velocidad promedio de crecimiento de *Typha domingensis* relacionada con temperatura del aire (a) y precipitación pluviométrica (b).

La densidad de plantas por metro cuadrado aumentó de 4.2 a 16 para el HCV₁ en tanto que en el HCV₂ aumentó de 3.7 a 28, este aumento de biomasa, asociado a las condiciones más favorables para el desarrollo de las plantas en el HCV₂ puede ser reflejado en un mejor desempeño en la remoción de nutrientes.

Las concentraciones de N y P en el tejido foliar de las macrófitas, fueron las siguientes: N: 24.85 g.Kg⁻¹ y P: 2.11 g.Kg⁻¹ para HCV₁ y N: 25.55 g.Kg⁻¹ y P: 1.72 g.Kg⁻¹ para HCV₂. Así también, se identificaron remociones de nutrientes significativamente superiores en el HCV₂ durante el periodo de 180 días, presentando valores de 37 y 2.5 g/m² para N y P respectivamente; en tanto que en el HCV₁ fueron apenas de 17.8 y 1.51 g/m² para N y P.

Bibliografía:

- APHA (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Amer. Publ. Health Assoc., NY, 1268 p.
- Pelissari, C. (2013). Tratamiento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento subsuperficial. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria/RS (in portuguese).
- Sezerino, P.H. (2006). Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis/SC (in portuguese).
- Stefanakis, A.; Akrotos, C.; Tsihrintzis, V. (2014) *Vertical Flow Constructed Wetlands*. Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment. Elsevier, 392p.
- Tedesco, M.J.; Gianello, C.; Bissani, C.A.; Bohnen, H.; Volkweiss, S.J. (1995) *Análise do solo, plantas e outros materiais*. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 174p. (in portuguese).
- Vogel, A.I (1981). *Química analítica qualitativa*. 5ed, Editora Mestre Jou: São Paulo, 665p. (in portuguese).



VARIACION DE LA MATERIA ORGANICA PARTICULADA Y DEL AMONIO ASOCIADA A LOS HUMEDALES DEL ESTUARIO DE BAHIA BLANCA

Variation of POM and ammonium associated with the wetlands of Bahía Blanca estuary

Carbone ^{a,b}, M.E., Spetter ^{a,c}, C.V., Buzzi, ^{a,d} N., Marcovecchio. ^{a,e,f} J.E.

^aInstituto Argentino de Oceanografía (CONICET) Bahía Blanca, Argentina. ^bDepartamento de Geografía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina. ^cDepartamento de Química, UNS, Bahía Blanca, Argentina. ^dDepartamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, UNS, Bahía Blanca, Argentina.

^eUniversidad Tecnológica Nacional – Facultad Regional Bahía Blanca, Bahía Blanca, Argentina ^fUniversidad FASTA, Mar del Plata, Argentina
(E-mail ecarbone@criba.edu.ar)

Palabras clave: MOP, Amonio, Humedal, Estuario Bahía Blanca, SIG

Introducción:

El estuario de Bahía Blanca (EBB), de régimen mesomareal, está conformado por canales de mareas, zonas intermareales e islas. La amplitud media de la marea en los puertos de Ing. White y Galván (zona más interna) es de 3,8 y 2,7 m en sicigia y cuadratura respectivamente (Perillo y Piccolo, 1990). Las zonas intermareales están representadas por las planicies de marea y marismas. Las primeras son áreas de escasa pendiente constituidas por sedimentos finos limo arcilloso consolidado. Las partes más altas de esta unidad correspondiente a una planicie de marea inactiva, se hallan colonizadas por una estepa halófila arbustiva.

Las marismas, localizadas en los bordes de los canales de marea, están compuestas principalmente por limos y vegetadas por halófitas *Spartina sp.* y *Sarcocornia sp.*. Estos ambientes ocupan parte de la franja intermareal, en zonas en las que la baja energía permite tanto la depositación de sedimentos finos, como el desarrollo de la vegetación (Brinson et al, 1995). Las marismas representan el 14,3% en el área de la cabecera y el 8% del sector intermedio en cercanía al Puerto de Bahía Blanca (Carbone et al., 2008).

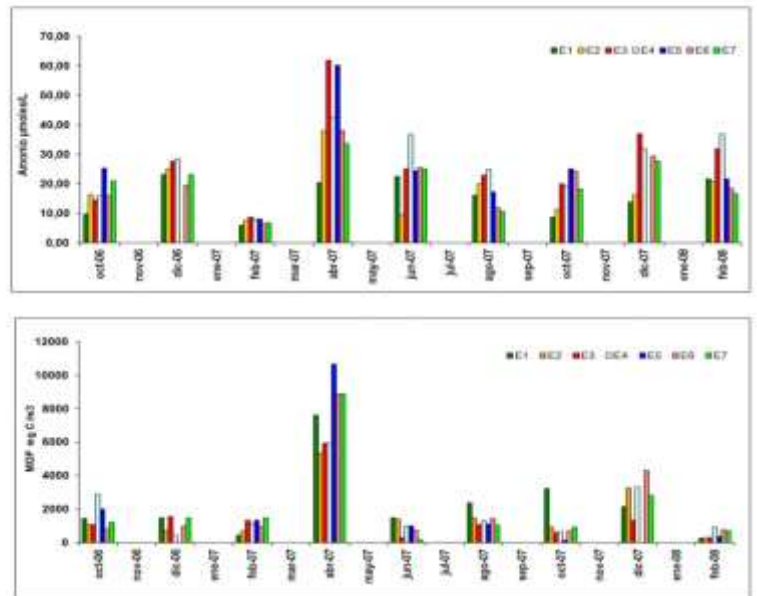
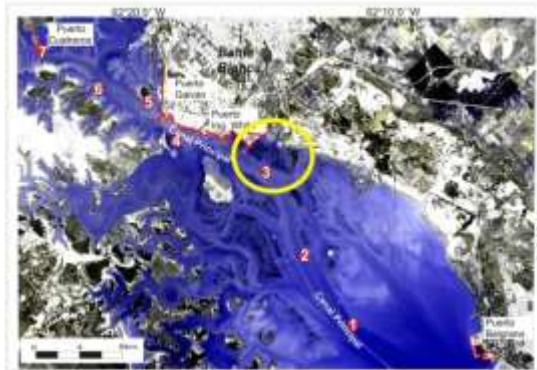


Fig. 1. Localización de estaciones de muestreo a lo largo del Canal Principal del EBB Derecha sup: Distribución espacial y anual de Amonio en el EBB. Derecha inf: variación anual de la materia orgánica particulada en el área de estudio.

Los usos del suelo están asociados principalmente con las actividades humanas que se desarrollan en las localidades ubicadas en el veril norte del Canal Principal (General Cerri, Bahía Blanca, Ing. White y Punta Alta). En el presente trabajo se evaluó la variación anual de



la materia orgánica particulada (MOP) y del amonio en los sectores internos e intermedios del Canal Principal (Fig. 1) y su relación con los humedales cercanos al Puerto de Bahía Blanca.

Metodología:

Durante el período octubre 2006 – diciembre 2008 se realizaron muestreos mensuales a bordo de la embarcación institucional en el Canal Principal del EBB. A lo largo de siete estaciones de la zona interna e intermedia del estuario se midieron *in situ* los parámetros físicos y químicos en el agua superficial (prof ~ 0,50 m). Se determinó NH_4^+ siguiendo el método descrito por Richards and Klestch modificado por Treguer y Le Corre (1975) utilizando un Analizador automático Autoanalyzer Technicon II. La concentración de materia orgánica se midió según Strickland y Parsons (1968) (Rango: 10-4000 mgC m^{-3}) y usando un espectrofotómetro UV –VIS Beckman DU- II.

Se evaluaron las diferencias en los valores de MOP y NH_4^+ entre los sitios muestreados y entre las diferentes fechas de muestreo. Se aplicó ANOVA simple, previamente se comprobó el cumplimiento de los supuestos de normalidad y homocedasticidad. En el caso de haber detectado diferencias estadísticas significativas entre las estaciones o fechas de muestreo se realizó la prueba de Tuckey.

Resultados y discusión:

El análisis estadístico demuestra diferencias altamente significativas en los niveles de MOP y NH_4^+ entre las diferentes fechas muestreadas ($p < 0.01$). En el caso del amonio se observó una marcada variación con mínimos valores durante la campaña estival 2007 (~6 $\mu\text{moles/L}$) y máximos en otoño durante todo el período estudiado (Figura 1). El máximo valor registrado fue de 61.95 $\mu\text{moles/L}$ también en 2007 (Test Tuckey, $p < 0,05$), en las estaciones cercanas al Puerto de Ing. White (E3 y E5). Esta tendencia coincide con estudios previos (Spetter, 2006) realizados en el área de estudio.

El análisis de MOP presentó un patrón regular con un rango amplio de concentración (152 - 10680 mg C m^{-3}) donde los máximos se observaron durante el otoño y en estaciones intermedias cercanas a las marismas del sector portuario (Fig. 1). Estas concentraciones de MOP significativamente mayores probablemente se deban a su ingreso a través de los humedales cercanos costeros y al aporte por parte de la descarga cloacal proveniente principalmente de la ciudad de Bahía Blanca (301.500 hab). El nivel de MOP resultaría suficientemente elevado para sustentar los procesos biológicos de mineralización en el área de estudio y aportar amonio como nitrógeno regenerado al sistema. Se pudo observar un crecimiento de 1,65% de las marismas desde el año 2006 a 2016. Los parches de vegetación se componen de forma comparativa en las imágenes satelitales spot (Convenio IADO CONAE) e Ikonos. Finalmente mediante la aplicación del coeficiente de correlación de se observó una correlación positiva entre MOP y NH_4^+ ($p < 0,05$).

Bibliografía:

- Brinson, M.M., Christian, R.R., Blum, L.K. (1995) Multiple states in the sea-level induced transition from terrestrial forest to estuary. *Estuaries*, 18, 648-659.
- Carbone, M.E., Limbozzi, F., Alberdi, E., Abalo, P. (2008) Effect of the flowrate variations of Sauce Chico and Napostá Grande rivers over the inner part of Bahia Blanca estuary En: *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America* Neves, 489-500.
- Spetter, C.V. (2006) Ciclo biogeoquímico de nutrientes inorgánicos de nitrógeno en los humedales del estuario de bahía blanca. Ph.D. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina, 158p.
- Strickland, J.D., Parsons, T.R. (1968). Determination of Particulate Organic Carbon. En: Strickland, J.D., Parsons, T.R. (Eds.). *A Practical Handbook of Seawater Analysis*, Bulletin 167, Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, 207 – 211.
- Treguer, P., Le Corre, P. (1975) Analyse des sels nutritifs sur autoanalyzer II. Manuel D'Analyse des Sels Nutritifs dans L'Eau de Mer, Univ. Bretagne Occidentale, France, 11 - 22.



ACUMULACIÓN DE METALES PESADOS Y METALOIDES EN UN HUMEDAL SEMIPERMANENTE EN UNA ZONA MINERA EN TAXCO, GRO MÉXICO

Gómez-Bernal^a, J.M., Ruiz-Huerta^b, E.A., Armienta-Hernández^c, M.A., Luna-Pabello^a, V.M.

^aDepartamento de Biología, Facultad de Química, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510, México. (E-mail: gupi02@yahoo.com.mx). ^bDepartamento de Biología, Universidad Autónoma Metropolitana unidad Iztapalapa. ^cDepartamento de Recursos Naturales, Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510, México.

Palabras clave: Especies vegetales, humedales naturales, desechos mineros, bioconcentración.

Introducción:

Los humedales son ecosistemas de agua transicional caracterizados por la presencia de plantas tolerantes a agua tales como: espadañas, musgos y juncos (Mausbach y Richardson 1994). Los humedales purifican, reciclan y retienen nutrientes, contaminantes y sedimentos mediante mecanismos de adaptación únicos que incluyen transformaciones REDOX, retención vegetal de contaminantes, degradación microbiana y sedimentación. Los humedales se encuentran a veces interactuando en zonas mineras las cuales impactan a estos en diferentes formas. El impacto en la descarga de metales pesados a partir de las minas se dirige especialmente a los ambientes acuáticos dado que se utiliza el agua como parte de proceso de beneficio y esta agua residual es vertida alrededor de la mina y por consiguiente pueden llegar a los humedales. Por lo que esta investigación tiene como propósito; 1) identificar especies vegetales que se desarrollan naturalmente en un humedal semipermanente y 2) evaluar la tolerancia y acumulación de metales pesados y As en los tejidos vegetales de las especies, para su posterior consideración en fitoestabilización en zonas con características similares.

Metodología:

Las muestras de plantas y sedimentos fueron colectadas en un humedal natural semipermanente el cual se encuentra en el municipio de Taxco, Guerrero. El jal "La Concha" está localizado al norte de la mina de San Antonio. Las coordenadas UTM son 14Q 432894 E y 2049996 N. Se colectaron muestras de sedimentos en el humedal semipermanente en 5 puntos a una profundidad de (0-35cm) realizando una muestra compuesta. Estas contienen una mezcla de sedimento y desecho minero. Esta mezcla localizada en la rizosfera fue analizada para metales pesados y As. Las muestras de plantas fueron colectadas en el humedal semipermanente en 5 puntos con un número de 3 individuos por zona. Se dividieron las plantas en 2 para realizar dos procedimientos uno para el análisis del contenido de metales y As y otro para la determinación taxonómica. Las plantas fueron tratadas como según el método empleado por Gómez-Bernal et al. (2014). Las concentraciones totales de los metales pesados y As fueron medidas en un espectrómetro de fluorescencia de rayos X NITON XL3. El espectrómetro se calibró con estándares de referencia certificados para metales pesados en suelos (Montana soil 2711 y 2710a) y en plantas de NIST (hojas de durazno, NIST 1547. Las concentraciones de las muestras se midieron por triplicado. Las mediciones de las concentraciones de los metales pesados y As fueron usadas para estimar el factor de Translocación (FT) y el de Bioconcentración (FB) (Gómez-Bernal et al. 2014).

Resultados y discusión:

Las plantas determinadas fueron *Eleocharis ovata* (Roth) Roem. & Schult encontrada en la parte inicial del humedal en manchones que interactúan con briofitas, *Bouteloua repens*



(Kunth) Scribn. & Merr se localizó a la mitad del humedal semipermanente interactuando con briofitas y *E. ovata* en menor proporción; *Cyperus manimae* (L.) Kuhn se localizó en la parte final del humedal en manchones, y *Typha dominguensis* Pers. en la parte final con presencia de abundante agua. Por lo que, en base a lo observado se constató la factibilidad del establecimiento de este grupo de plantas en sitios contaminados por manejo de residuos mineros, pues estas, no requiere de mucho estudios en relación a factores de acondicionamiento para su introducción, ya que las especies se pueden establecer, distribuir y desarrollar en apariencia normal de acuerdo a lo observado.

Contenido de metales y As en sedimentos y plantas

Las concentraciones de metales pesados y As analizados en los sedimentos del humedal son altos en el sitio de estudio para Pb (7,315.6 mg/kg), Zn (48,029 mg/kg), Cu (700.4 mg/kg), As (1,407.3 mg/kg), Mn (0.30 %) y Fe (13.8%). La acumulación en raíz fue variada siendo las más altas en *C. manimae* para Pb (13,866.1±2081.7 mg/kg), Cu (918.8±18.5 mg/kg) y As (5,707.4±100.0 Kg/mg), en *T. dominguensis* Mn (10.6±9.3 %) y Fe (22.2±17.8 %) y para *E. ovata* en Zn (41,972.6±2309.4 mg/kg). En la hoja de *B. repens* se acumularon la mayor cantidad de Pb (16,938.6±3491.9 mg/kg), Zn (48,748.6±9931.8 mg/kg), Cu (1,071.4±153.2 mg/kg), Mn (1.5±0.3 %) y Fe (31.4±6.7 %), el As presentó la mayor concentración (2,304.29±173.9 mg/kg) para *C. manimae*.

Factor de translocación y de Bioconcentración

Los cálculos del factor de translocación para cada especie indicaron que *B. repens* tiene la mejor capacidad de translocar Pb (3.5), Zn (2.9), Cu (2.1), As (2.1), Mn (4.8) y Fe (6.5) de la raíz a las hojas y *E. ovata* fue la segunda planta con valores altos en los metales pesados y As. Un valor muy cercano o mayor a 1 significa que los metales son translocados completamente de la raíz a las hojas. Los factores de bioconcentración más altos se determinaron para *C. manimae*: Pb (1.9), Cu (1.3), y As (4.1), *E. ovata* fue para Zn (0.9) y *T. dominguensis* para Mn (29.9) y Fe (1.5). Estos valores son altos e indican acumulación de metales pesados y As principalmente para *C. manimae* y *E. ovata*.

Bibliografía:

- Gómez-Bernal, J.M., Morton-Bermea, O., Ruiz-Huerta, E.A. (2014) Microscopic evidences of heavy metals distribution and anatomic alterations in breaching-leaves of *Cupressus lindleyi* growing around mining wastes. *Microscopy Research and Technique*. 77, 714–726.
- Mausbach, M.J., Richardson, J.L. (1994) Biogeochemical processes in hydric soil formation. *Current topics in wetland biogeochemistry*. 1, 68–127.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G. (1993) *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold. N.Y. 722 p.
- Ruiz-Huerta, E.A., Armienta-Hernández M.A. (2012) Acumulación de arsénico y metales pesados en maíz en suelos cercanos a jales o residuos mineros. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 28, 103–117.
- Tu, C., Ma, L.Q., Bondada, B. (2002) Arsenic accumulation in the hyperaccumulator Chinese brake and its utilization potential for phytoremediation. *Journal of Environmental Quality*. 31,1671–1675.



DISPONIBILIDAD DE NUTRIENTES EN SUELO DE HUMEDALES NATURALES DE LA PATAGONIA

Nutrients' ground availability in natural wetlands in Patagonia

Mendos, G.^a; López, R.M.^{b,c}; Mangani, A.^b

^a Departamento de Biología. ^b Departamento de Química, Facultad de Ciencias Naturales. ^c Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco. 9000 Comodoro Rivadavia. Argentina (e-mail: mendos_mg@hotmail.com)

Palabras clave: humedales, sedimentos, nutrientes, disponibilidad, suelos áridos

Introducción:

Los mallines son ambientes típicos, de alta productividad de especies palatables para el ganado vacuno y ovino y por lo tanto, son de alto interés económico en la región.

Los mallines de la Patagonia, son sometidos a varios procesos de degradación, dentro de los más significativos se encuentra el sobrepastoreo, el cual resulta en distintos grados de deterioro (Bonvissuto y Somlo, 1997; Bran et al., 2004). El mismo, causa una disminución de la cobertura vegetal, induciendo una mayor tasa evaporativa sobre el suelo desnudo aumentando la erosión y la concentración de sales en superficie. Esta degradación, actúa aumentando el escurrimiento superficial y la remoción de los sedimentos, alterando las propiedades físico químicas del suelo (Raffaele, 1999).

Los animales pastorean preferentemente aquellos lugares que ofrecen forraje de calidad o reparo de las inclemencias climáticas y/o de los predadores (INTA, 2002). Es de gran importancia determinar el estado actual de los mallines como un aporte para la conservación de la biodiversidad y el desarrollo socio económico de la región.

El objetivo fue evaluar la disponibilidad de nutrientes en humedales naturales productivos de la meseta Patagónica, utilizando herramientas quimiométricas para correlacionar las propiedades físico químicas y seleccionar las variables más relevantes.

Metodología:

Se tomaron muestras de suelo de humedales naturales (profundidad: 0-20cm) situados en tres establecimientos agropecuarios del Distrito fitogeográfico del Golfo San Jorge, ubicado en la vertiente oriental de Pampa Salamanca, en noviembre de 2013.

El análisis textural de las muestras se determinó por el Método de Bouyoucos utilizando un densímetro y se clasificó según el método del Triángulo Textural. La determinación del pH (1:1) se realizó según el METHOD 9045D y la conductividad (CE) fue corregida a 25°C (1:5). El contenido de materia orgánica (%MO) fue determinado por el Método de Walkley y Black, mientras que el Nitrógeno total (% N total) y el Fósforo disponible (Pdisp.; mg/kg) por los métodos de Kjeldal y Olsen, respectivamente.

Todos los cationes fueron cuantificados en meq/100 g. El Sodio (Na⁺) y el Potasio (K⁺) se determinaron por fotometría de llama, mientras que el Calcio (Ca⁺²) y Magnesio (Mg⁺²) por titulación complejométrica. Con los mismos se calculó el PSI (Porcentaje de Sodio Intercambiable).

Se buscaron las relaciones entre las parejas de variables físico químicas con el coeficiente de correlación de Pearson y posteriormente se llevó a cabo el Análisis de Componentes Principales (ACP), con previa estandarización de los datos utilizando el programa Minitab 14.20.

Resultados y discusión:

Los suelos analizados pertenecen a la clase textural franco ó franco arenosa, considerados suelos aptos para cultivos. Los humedales estudiados son del tipo de suelos sódicos no salinos, ya que el pH de los sedimentos es moderadamente alcalino (valores entre 8 a 8,5), la



CE es menor de 2 dS/m y los valores de PSI en general mayores de 15 meq/100 g (Richards, 1993). Estos resultados se condicen con la observación de especies vegetales en la periferia de los humedales, indicadoras de ambientes salinos, como *Disichlis* sp., *Puccinellia* sp., *Triglochin concinna* e indicadoras de deterioro como *Azorella monantha*, Cardos, *Lepidium perfoliatum*, *Grindelia chilensis* entre otras según la clasificación de Roig y Mendez (2003) las cuales proporcionan una cubierta vegetal evitando la erosión.

Según el criterio para la evaluación de suelos de mallines para la región de sierras, mesetas y costas, dada por el INTA los valores obtenidos de MO, P disp. y N total se hallan comprendidos en un Nivel Medio de calidad de suelos (San Martino, 2003).

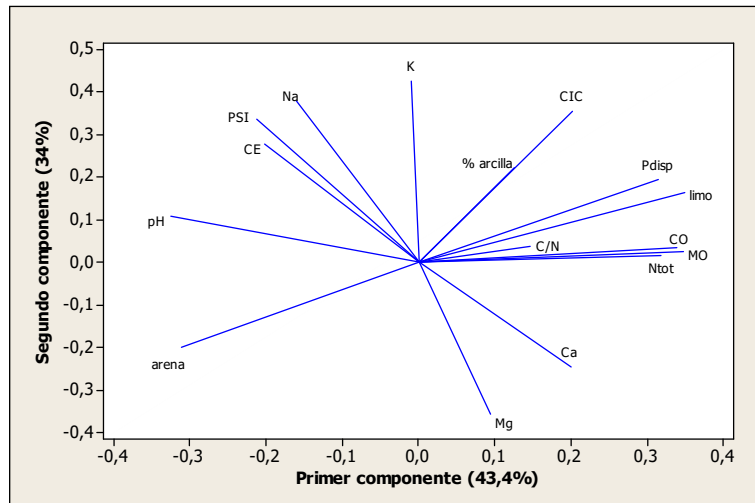


Fig. 1. Análisis de correlación de variables físico químicas de humedales naturales de la meseta Patagónica.

Las 3 componentes principales calculados por ACP (Fig. 1), dan cuenta del 89,5 % de la variabilidad total. Se encontró que las variables de mayor contribución al 43,4 % de la varianza, expresada por el primer componente principal, fueron: el pH y el % de arena con valor negativo; y el resto de las variables con valores positivos: el % de limo, MO, el P disp, Carbono Orgánico (%) y los valores de N total. En el componente dos, que explica el 34% de la varianza, las variables de mayor contribución son el K, CIC, Na, PSI y Mg. En el tercer componente (11,1 %) influye la relación Carbono /Nitrógeno (C/N), el % de arcilla, CE y Ca.

Entre las propiedades físico químicas del suelo, las mayores correlaciones estadísticas que se encontraron fueron: N total con MO ($r: 0,915$); limo con Pdisp. ($r: 0,935$) y PSI con CE ($r: 0,935$) todos con un $P < 0,01$.

Bibliografía:

- Bonvissuto, G. L., Somlo, R. (1998) Guías de condición para los mallines de Precordillera y Sierras y Mesetas. PRODESAR. INTA-GTZ.
- Bran, D. (2004) Los mallines de la Patagonia extrandina. En: Malvárez, A.I. y R.F. Bó (compiladores). Documentos del curso-taller: Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina.
- Raffaele, E. (1999) Mallines: Aspectos generales y problemas particulares. En: Malvárez A.I. (ed). Tópicos sobre humedales templados y tropicales de Sudamérica. UNESCO, Montevideo, Uruguay. 27-33 p.
- Richards, L.A. (1993) Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Editorial Limusa. México.
- Roig, A., Mendez, E. (2003). Especies indicadoras de estados y procesos en la vegetación patagónica. Separado de: Desertificación. Indicadores y puntos de referencia en América Latina y Caribe. Abraham, Tomasini y Maccagno eds. Mendoza.
- San Martino, L. (2003) Fertilización de mallines en la Patagonia. Centro Regional Patagonia Sur. INTA-EEA-Santa Cruz.



ESTRATEGIAS PARA LA PRESERVACIÓN DE LOS HUMEDALES DEL ESTUARIO DE BAHÍA BLANCA

Strategies for preservation of Bahía Blanca estuary wetlands

Cifuentes^a, O.I., Escudero^a, D.K.

^aGrupo de Estudios Ingeniería Ambiental, Facultad Regional Bahía Blanca, Universidad Tecnológica Nacional,
11 de Abril 461, Bahía Blanca (8000), Argentina. (E-mail:ocifuentes@speedy.com.ar)

Palabras clave: Estuario, Efluentes, Pasivos Ambientales

Introducción:

Los humedales son áreas cuya superficie natural o artificial, está permanente o temporalmente inundada. Se los categoriza como marinos, ribereños, estuarios, lacustres, palustres y manglares. Son ecosistemas que sirven de hábitat para numerosas especies, algunas de importancia económica; actúan como filtradores naturales de agua, mejorando su calidad, por ello se los denomina riñones de la tierra. Previenen la erosión costera, impiden la intrusión de aguas salinas, se adaptan a las fluctuaciones del nivel del mar y regulan el clima. Sirven de hábitat y refugio para la fauna acuática, terrestre y aves, capaces de migrar grandes distancias, motivo por el que la destrucción o degradación de los humedales en un país puede provocar impactos directos sobre los recursos de otros. Son productores de materia prima para la construcción, proporcionan recursos alimenticios, medicinales y ornamentales. Poseen función recreativa y educativa. Regulan procesos ecológicos esenciales para la vida, como los ciclos hidrológicos y de carbono. El proceso de limpieza del agua se debe a procesos físicos de sedimentación y adsorción, así como biológicos desarrollados por microorganismos y plantas. Las partículas de los suelos por estar cargadas eléctricamente retienen sustancias disueltas en el agua con cargas opuestas (ej. removiendo fosfatos). La dinámica biológica entre microorganismos y plantas, remueve del agua el nitrógeno de sus formas amonio y nitratos a través del proceso microbiano de desnitrificación. Los humedales regulan en el ciclo del carbono, capturando 12 veces más CO₂ que las selvas. Almacenan carbono no sólo en la parte aérea y radicular de las plantas, sino también en el suelo. Su degradación favorece el incremento del CO₂ en la atmósfera y provoca la pérdida de ecosistemas ricos en diversidad biológica, lo que representa la desaparición de recursos o procesos naturales. "La pérdida de humedales tiene traducción monetaria, se estima que en los últimos 20 años se han perdido 100 mil millones de dólares por la destrucción de estos ecosistemas" (Flores Castro, 2015).

Lo expuesto, fortalece el objetivo de demostrar que es imprescindible minimizar los impactos de las descargas puntuales y difusas para preservar los humedales del estuario de Bahía Blanca (Pcia. Buenos Aires, Argentina).

Metodología:

El universo de estudio es el sector interno del estuario de Bahía Blanca. Para lograr el objetivo planteado, se realizó un relevamiento de las descargas puntuales y difusas, naturales y antrópicas que vuelcan al estuario (período 2002-2012). Se calculó el aporte másico de los parámetros volcados a través de los efluentes industriales y urbanos; y se compararon más de 5.000 resultados de parámetros con sus máximos admisibles según legislación vigente. Se evaluó la concentración de metales disueltos en agua hacia el interior del estuario (período 2008-2012), particularmente frente al pasivo ambiental que significa un ex basural sobre la planicie de inundación (metodología en Cifuentes et al., 2014). Se indagó sobre la legislación nacional e internacional vigente sobre humedales y se elaboraron consideraciones finales.



Resultados y discusión:

De la evaluación de los efluentes de las 2 descargas urbanas y de las 16 descargas industriales del Polo Petroquímico y Área Portuaria, surge que los parámetros con mayor número de desviaciones respecto de la legislación vigente para vuelco al estuario, son en orden decreciente: DBO, SS10m, SS2h, DQO, Hg, N_{total} y pH. La carga másica de DBO de la descarga cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca es 30 veces superior a la de la descarga industrial con mayor aporte, y la de DQO es 22 veces superior, estando siempre los resultados de ambos parámetros sobre los máximos admisibles de vuelco. Respecto al Hg, una de las descargas industriales registró 33 desviaciones en los últimos 5 años evaluados y la descarga urbana ya mencionada, 8 desviaciones en los 2 únicos años monitoreados. La carga de N_{total} aportada por la descarga cloacal Cuenca Principal es 19 veces superior a la de la descarga industrial de mayor aporte; se destaca que no se ha monitoreado este parámetro en la otra descarga urbana ubicada en la zona más interna del estuario, donde las consecuencias serían más perjudiciales, pues el recambio de agua es parcial (ver resultados, estándares y métodos estadísticos en Cifuentes et al., 2014). Para la mitigación de los impactos de los efluentes industriales y urbanos, es necesaria la aplicación de la legislación vigente de vuelco y el protagonismo de los órganos de control hoy ausentes, para asegurar su cumplimiento y evitar que los mismos vuelquen fuera de normativa al estuario, afectando su sustentabilidad.

Además, el desconocimiento respecto a los riesgos que podía generar un basural a cielo abierto sobre la planicie de inundación y la falta de legislación, favorecieron la localización y el avance durante más de 40 años de un basural cuya lixiviación genera una descarga difusa difícil de controlar. Monitoreos en aguas del estuario próximas al mismo, detectaron concentraciones de algunos metales, que podrían ser consecuencia de esa lixiviación. Al indagar sobre posibles métodos de remediación o mitigación, surge que la fitorremediación a partir de la *Sarcocornia perennis* y la *Spartina alterniflora*, presentes en los humedales del estuario, podrían ser una opción para minimizar los efectos de este pasivo ambiental.

Comparando los resultados de los distintos parámetros disueltos en aguas del estuario con los valores guía de la National Oceanic and Atmospheric Administration - NOAA (2013), surge que en algunas estaciones y en alguna oportunidad, se detectaron concentraciones mayores a los valores mínimos de referencia para Pb, Cu, Zn, Ni y Hg. Para estos dos últimos, superando el nivel de referencia de Exposición Aguda (Cifuentes et al., 2014).

Si bien Argentina adhiere al Convenio Ramsar, el estuario de Bahía Blanca con sus humedales no se encuentra incluido como sitio. Se deberían impulsar las gestiones para incorporarlo dentro del listado, a efectos de fortalecer su importancia ecosistémica. En el año 2013, se presentó un Proyecto de Ley sobre "Presupuestos mínimos para la conservación, protección y uso racional y sostenible de los humedales", que fue aprobado por unanimidad en el Senado de la Nación ese mismo año, y con dictamen favorable de la Comisión de Intereses Marítimos de la Cámara de Diputados en el 2014. Por no haber sido tratado, el mismo habría perdido estado parlamentario en el 2015. Se debería propiciar su promulgación, para contar con una herramienta legal, de efectiva aplicación, que implique voluntad política de control y asignación de recursos.

Bibliografía:

- Cifuentes, O., Escudero, D. (2014) Estudio de la dinámica (espacial y temporal) de los efluentes líquidos industriales y urbanos en la zona del Polo Petroquímico y Área Portuaria de Bahía Blanca. EdUTecNe. En: <http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/doc/Estudio-de-la-dinamica-de-los-efluentes-industriales-y-urbanos-en-la-zona-Polo-Petroquimico-y-Area-Portuaria-B-Blanca.pdf>
- Flores Castro, E. (2015) Protección y Conservación de los Humedales. Reunión Sistema Centroamericano de Relación Universidad-Sociedad (SICAUS), y Consejo Superior Universitario Centro Americano. 29 p.



REMOCIÓN DE PATÓGENOS CON HUMEDALES CONSTRUIDOS PARA APROVECHAMIENTO DE AGUAS LLUVIAS EN LA PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA

Pathogen removal in constructed wetlands for stormwater harvesting at pontificia universidad
javeriana

Rodríguez, L.C., Corrales, A.

Coautor: Lara-Borrero, J.

Pontificia Universidad Javeriana, l_rodriguez@javeriana.edu.co, corralesa@javeriana.edu.co

Palabras claves: Agua lluvia, humedales construidos, remoción de patógenos.

Introducción:

El gran crecimiento poblacional que se ha venido produciendo en los últimos siglos ha traído consigo una problemática relacionada con el espacio y la escasez de los recursos. Frente a esto se presenta un problema concreto con el agua, ya que se ha visto afectado por su mal uso y desperdicio, por lo cual al día de hoy es un recurso escaso. Es por esto, que se han venido creando diferentes sistemas de aprovechamiento o reciclaje de aguas, como los humedales construidos, estos son áreas que se encuentran en condiciones saturadas por aguas superficiales o subterráneas y donde se logran dar procesos propios de tratamiento de aguas (Lara, 1999).

Tradicionalmente se han usado los humedales construidos para tratar aguas negras, ya que en estos se llevan a cabo diversos procesos como la oxidación, filtración, sedimentación y otros, que permiten una efectiva remoción de contaminantes. Pero hay que tener en cuenta que estos procesos se logran gracias a los componentes del humedal, que son los que crean las condiciones favorables para que se lleven a cabo distintos procesos, físicos, químicos y biológicos (Kadlec y Wallace, 2008).

En la Pontificia Universidad Javeriana sede Bogotá, se desarrolló dentro del marco de Plan de Manejo Ambiental, un proyecto a través del cual se busca analizar la viabilidad económica y técnica del aprovechamiento del agua lluvia como una alternativa para el riego y el lavado de algunas zonas y fachadas de su campus (Galarza, 2011). Con el proyecto anterior surge la necesidad de analizar los procesos de remoción de contaminantes en las aguas lluvias afluentes al humedal horizontal de flujo subsuperficial de la Pontificia Universidad Javeriana, con el fin de estudiar que tan eficiente es el humedal en el tratamiento de dichas aguas frente a la remoción de patógenos, con el objetivo de lograr identificar los posibles usos de estas aguas dentro del mismo campus.

Metodología:

Para analizar la eficiencia del humedal y establecer la distribución espacial de la remoción de patógenos, se decidió medir diferentes parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua en siete puntos a lo largo del humedal. Para el desarrollo del proyecto se analizaron algunos parámetros de calidad de agua dentro de la zona de estudio, y para cada uno de los puntos se determinaron los valores de pH, oxígeno disuelto, potencial redox, conductividad eléctrica y temperatura. Para determinar el número más probable (NMP) de coliformes totales y de *E. coli*, se realizó la prueba de Colilert, este método detecta y cuantifica de forma simultánea Coliformes totales y *E. coli*. Colilert, es un método que presenta ventajas sobre otros métodos, pues su costo puede ser entre 20 - 50% más económico que métodos tradicionales como la filtración por membrana, y requiere hasta un máximo de 24 horas para obtener resultados, dependiendo del tipo de Colilert (Catalogo Idexx).



Resultados y Discusión:

Los resultados de coliformes totales indican que aunque en promedio había una poca presencia en la llegada del parqueadero (5834,8 NMP/100ml), en comparación con otros estudios (38000 NMP/100ml) (EPA, 2006), la combinación del sedimentador con el humedal de acuerdo con los resultados se podría decir que si efectúa una remoción de coliformes. De los resultados se puede evidenciar que el número de coliformes disminuye a medida que el agua pasa por el sedimentador y en el humedal se puede observar que si hay una remoción, sobre todo entre el punto 4 (entrada del humedal) y el punto 5 (1/3 del humedal), por lo cual la remoción de patógenos dentro del Humedal construido en la Pontificia Universidad Javeriana presenta niveles de eficiencia de remoción estadísticamente significativos para la eliminación de coliformes Totales en aguas lluvias, adicionalmente la granulometría del humedal construido influye positivamente en la remoción de patógenos, pues gracias a ésta se crean ambientes favorables, para que los procesos biológicos necesarios se lleven a cabo y puedan reducir la cantidad de coliformes presentes en el agua. Según los resultados, la mejor granulometría es la grava gruesa, debido a que en este tramo se removió la mayor cantidad de coliformes y hubo gran presencia de oxígeno, el cual ayuda a la eliminación de *E. coli*. Con los resultados obtenidos es claro que el humedal es un buen sistema de tratamiento de aguas pluviales y particularmente para el estudio el tratamiento que reciben las aguas lluvias que llegan a los parqueaderos de la universidad es ideal para su aprovechamiento dentro del campus, siendo así factible su uso para riego y lavado de fachadas.

Bibliografía:

- Galarza, S. (2011) Desarrollo de una herramienta de análisis multi-criterio para el soporte de toma de decisiones en el aprovechamiento de aguas lluvias en el campus de la Pontificia Universidad Javeriana, sede Bogotá.
- Idexx Laboratories, Inc. 2002. Colilert.
- Kadlec, R.H., Wallace, S. (2008) Treatment Wetlands, Second Edition. CRC Press.
- Lara-Borrero, J. (1999) Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales artificiales [tesis de maestría], Barcelona, Universidad Politécnica de Cataluña, Máster en ingeniería y gestión ambiental.
- United States Environmental Protection Agency (2006) Preliminary Data Summary of Urban Stormwater Best Management Practices, Part B.



IMPACTOS DE LA CONTAMINACIÓN EN COMUNIDADES COSTERAS DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA CIÉNAGA DE ZAPATA

Impacts of pollution on coastal communities of the reserve of the biosphere Ciénaga de Zapata

Enríquez, D.I.^a, Delgado, Y.^b, Carmenate, M.^b, Brito, J.^a

^aGrupo de Medio Ambiente, Centro de Desarrollo Local y Comunitario (CEDEL), Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente (CITMA), Lombillo 904. La Habana, Cuba. E-mail diana@cedel.cu

^bInstituto de Oceanología

Palabras claves: humedales, comunidades, contaminantes, ecosistemas marinos, Ciénaga de Zapata

Introducción:

Los humedales presentan una alta fragilidad ecológica y son de los ecosistemas más productivos de la tierra y por lo tanto constituyen importantes áreas de conservación. Sin embargo, humedales como la Reserva de la Biósfera Ciénaga de Zapata, no están exentos de serios problemas de contaminación originados por residuales líquidos que se vierten y se acumulan en la zona marino costera principalmente en época lluviosa presentan elevados índices de contaminación. Esta situación compromete no solo la calidad de las aguas y la diversidad marina presente, sino también la salud de las personas que se recrean en playas y sitios de buceo.

Metodología:

En junio y noviembre de los años 2011 y 2012, se evaluó la calidad ambiental de las aguas en comunidades marino costeras en la bahía de Cochinos, Ciénaga de Zapata, a partir de indicadores microbiológicos y químicos. Las estaciones fueron Salina Brito y Manuela, La Reserva, El Río y las de playa fueron Caletón, Playa Larga, Playa Máquina, Cueva Los Peces, Punta Perdiz y Los Pinos.

El estado trófico de las aguas se determinó según Miravet et al. (2009) y para evaluar la calidad higienico – sanitaria se empleó técnica de Tubos Múltiples de diluciones seriadas con tres réplicas según APHA (1992) y para los cálculos la tabla de Número Más Probable (NMP) (ISO 9308-2 1990). Los resultados fueron evaluados por la y 460 NMP/100mL, respectivamente) y noviembre de 2012 (240 NMP/100mL). Norma Cubana recreativo (NC:22-1999).

Resultados y discusión:

Las aguas de las playas ubicadas en el sector de estudio mostraron en general, una buena calidad sanitaria, según la norma cubana de calidad de agua para uso recreacional (NC 22:99). Aunque se encontraron concentraciones puntuales de coliformes fecales (CF) y estreptococos fecales (EF) superiores a la norma en la estación E4 (Caletón) en junio de 2011 (240 NMP/100mL).

Se detectaron algunos valores por encima en la estación E8 (Cueva Los Peces) y en noviembre de 2012 en las estaciones E5 (Playa Larga) y E8 (Cueva los Peces). La estación E4 (Caletón) se encuentra ubicada entre los poblados de Buenaventura y Caletón. Esta zona litoral actualmente se encuentra densamente poblada y no presenta alcantarillado por lo que los residuales domésticos y

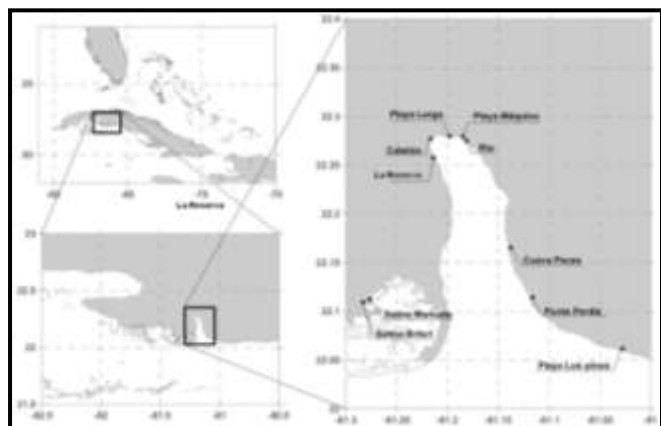


Fig. 1. Mapa de ubicación de las estaciones de muestreo, humedal Ciénaga de Zapata.



albañales que llegan a la costa directamente, lo que justifica las concentraciones de CF y EF encontradas en dicha estación. Además, la presencia de estos organismos indica una contaminación fecal reciente, ya que presentan un corto período de sobrevivencia en el medio marino al no constituir este su medio natural.

La calidad higiénico - sanitaria de las playas en las comunidades de Caletón, Playa Larga y Cueva de los Peces evidenció un Nivel de Peligro Medio, en los meses lluviosos manifestando un ligero deterioro de las condiciones ambientales (Fig. 2). Esta situación originada fundamentalmente por contaminantes domésticos y se asocia a la propia dinámica de las aguas en la bahía de Cochinos, a las precipitaciones y a la carga de visitantes al área.



Fig. 2. Nivel de Peligro ante la contaminación fecal en playas de la Ciénaga de Zapata a partir de las concentraciones promedio de coliformes fecales (CF).

Circulación de las corrientes de bahía de Cochinos:

Este modelo de circulación SISCOM (Arriaza et al., 2007) (Fig. 3), indica que el sistema de remolinos retiene de manera limitada los nutrientes dentro la bahía y facilita la degradación paulatina de los mismos, además brinda el aporte suficiente para la vitalidad y salud de los arrecifes coralinos ubicados en las estaciones E8 (Cueva Los Peces) y E9 (Punta Pérdiz). Sin embargo, en las estaciones E4 (Caletón), E5 (Playa Larga), E6 (Playa Maquina) y E7 (Río) ubicadas al fondo de bahía, la circulación es menor y la retención de la materia orgánica se mantiene por mayor tiempo, situación que se ha visto reflejada durante los meses de muestreo e incide directamente en la calidad de las aguas en estas estaciones. Sin embargo se necesitan realizar estudios oceanográficos más detallados en esta área.

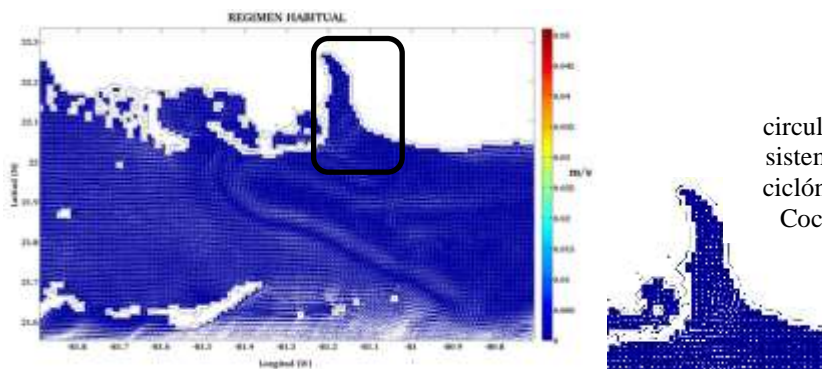


Fig. 3 Régimen habitual de circulación. Nótese la presencia de un sistema de remolinos anticiclónicos y ciclónicos en el interior de la bahía de Cochinos de la Ciénaga de Zapata.

Bibliografía:

- Miravet, M.E., Lugioyo, M., Loza, S., Enriquez, D., Delgado, Y., Carmenate, M., Pérez, D.M. (2009) Procedimientos para el monitoreo de la calidad ambiental en la zona marino costera a partir de microorganismos. Inst. de Oceanol. CITMA, Cuba. Ed. Centenario, Santo Domingo, Rep. Dominicana.
- Arriaza, L., Milian, D.E., Romero, P., Simanca, J., Ramírez, O., Rodas, L., Lorenzo, S.L., Martínez, M. (2007) Metodología para la estimación del comportamiento de las corrientes marinas en cuba. III Conferencia Científica de la Universidad de las Ciencias Informáticas, CD-R de UCIENCIA Archivo Científico de la UCI. 12 p.

