Uso de humedales artificiales para la limpieza de aguas superficiales en América Latina y el Caribe

Editores
Dr. Lino Morales-Paredes
Dr. Pablo A. Garcia-Chevesich
M. Sc. Giuliana Romero-Mariscal
Dr. Armando Arenazas-Rodríguez
Dr. Juana Ticona-Quea, Ph. D.
Dr. Roberto Pizarro

Arequipa (Perú)

2023

Agradecimientos

El equipo de editores de esta obra, junto con la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa (UNSA), Colorado School of Mines (Mines), y la Cátedra Unesco de Hidrología de Superficie, agradecen profundamente el tiempo y dedicación invertidos por cada uno de quienes contribuyeron al desarrollo de esta publicación. Del mismo modo, el agradecimiento se extiende a quienes tuvieron la gentileza de participar como revisores del documento, así como también la colaboración del Centro de Minería Sostenible (UNSA-Mines) y del Centro de Extensión del Senado de la República de Chile.

Equipo editor

Lino Morales-Paredes, Ph. D. Departamento Académico de Química. Facultad de Ciencias Naturales y Formales. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. Arequipa, Peru; e-mail: lmoralesp@unsa.edu.pe
Pablo A. Garcia-Chevesich, Ph. D. Department of Civil and Environmental Engineering, Colorado School of Mines, Golden, CO 80401, USA; Intergubernmental Hydrological Programme, UNESCO, Montevideo 11200, Uruguay; pablogarcia@mines.edu
Giuliana Romero-Mariscal, M. Sc. Escuela de Ingeniería Ambiental. Facultad de Ingeniería de Procesos. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. Arequipa, Peru; e-mail: gromeroma@unsa.edu.pe
Armando Arenazas-Rodríguez, Ph. D. Departamento Académico de Biología. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. Arequipa, Peru; e-mail: aarenazas@unsa.edu.pe
Juana Ticona-Quea, Ph. D. Departamento Académico de Química. Facultad de Ciencias Naturales y Formales. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. Arequipa, Peru; e-mail: jticonaq@unsa.edu.pe
Roberto Pizarro, Ph. D. Centro Nacional de Excelencia para la Industria de la Madera (CENAMAD), Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile; University of Talca, Talca, Chile; UNESCO Chair Surface Hydrology, University of Talca, Talca, Chile; Faculty of Forest Engineering and Nature Conservancy, University of Chile, Santiago, Chile; e-mail: rpizarro@utalca.cl

Revisores

Teresa Reyna, Ph. D. Directora Maestría en Ciencias de la Ingeniería, Mención en Recursos Hídricos, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina; e-mail: teresamaria.reyna@gmail.com
Mariela Valenzuela, Ph. D. Superintendencia del Medio Ambiente, Gobierno de Chile; e-mail: valenzuela.mariela@gmail.com
Anne M. Hansen, Ph. D. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México; e-mail: ahansen@tlaloc.imta.mx

¿Cómo citar este libro?

Morales, L., P. A. Garcia-Chevesich, G. Romero, A. Arenazas, J. Ticona, R. Pizarro (Eds.). 2023. *Uso de humedales artificiales para la limpieza de aguas superficiales en América Latina y el Caribe*. Cátedra UNESCO Hidrología de Superficie. Editorial Universitaria, Arequipa (Perú). 161 p.

TABLA DE CONTENIDOS

Prólogo, 9

Resumen Ejecutivo, 12

Introducción, **12**

Metodología, **12**

Resultados y discusión, **13**

Conclusiones y recomendaciones, **18**

Referencias, **19**

Capítulo 1. Uso de humedales artificiales para el tratamiento de aguas resuduales y aguas superficiales en Argentina, 21

Introducción, **21**

Marco regulatorio, **22**

Tratamiento de efluentes en base a humedales artificiales, **25**

Conclusiones y recomendaciones, **33**

Agradecimientos, **34**

Referencias, **34**

Capítulo 2. Uso de humedales para la limpieza de aguas contaminadas en Brasil, 47

Introducción, **47**

Marco regulatorio: políticas públicas brasileñas para la gestión ambiental y de saneamiento, **49**

Tratamiento de contaminantes a través de humedales, **51**

Conclusiones y recomendaciones, **56**

Referencias, **57**

Capítulo 3. Desarrollo de los humedales construidos para el tratamiento de aguas servidas en zonas rurales de Chile, 62

Introducción, **62**

Marco regulatorio, **63**

Tratamiento de aguas servidas mediante humedales construidos, **66**

Conclusiones y recomendaciones, **72**

Agradecimientos, **72**

Referencias, **73**

Capítulo 4. Uso de humedales para la limpieza de aguas contaminadas en Colombia, 77

Introducción, **77**

Marco regulatorio, **78**

Tratamiento de contaminantes en base a humedales, **80**

Conclusiones y recomendaciones, **82**

Referencias, **83**

Capítulo 5. Uso de humedales para la limpieza de aguas contaminadas en Costa Rica, 85

Introducción, **85**

Marco regulatorio, **86**

Tratamiento de contaminantes en base a humedales, **89**

Conclusiones y recomendaciones, **95**

Referencias, **97**

Capítulo 6. Uso de humedales para la limpieza de aguas contaminadas en Cuba: una revisión bibliográfica, 100

Introducción, **100**

Revisión bibliográfica nacional, **101**

Uso de humedales para la limpieza de aguas contaminadas en Cuba, **104**

Conclusiones y recomendaciones, **110**

Agradecimientos, **111**

Referencias, **111**

Capítulo 7. Uso de humedales artificiales para el tratamiento de agua residuales en Guatemala, 113

Introducción, **113**

Marco regulatorio, **113**

Tratamiento de contaminantes en base a humedales, **115**

Conclusiones y recomendaciones, **119**

Referencias, **120**

Capítulo 8. Uso de humedales para la limpieza de agua contaminadas en Honduras, 121

Introducción, **121**

Marco regulatorio, **121**

Tratamiento de contaminantes en base a humedales, **122**

Conclusiones y recomendaciones, **123**

Referencias, **124**

Capítulo 9. Uso de humedales artificiales para el tratamiento de agua residuales en Paraguay, 125

Introducción, **125**

Marco regulatorio, **126**

Tratamiento de contaminantes en base a humedales, **129**

Conclusiones y recomendaciones, **133**

Referencias, **137**

Capítulo 10. Uso de humedales para la limpieza de aguas contaminadas en Perú, 141

Introducción, **141**

Marco regulatorio, **143**

Tratamiento de aguas contaminadas en base a humedales, **144**

Conclusiones y recomendaciones, **149**

Referencias, **150**

Estudios de caso, **153**

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 0.1. Evolución de los humedales artificiales documentados en la región. No incluye nueve humedales creados en 2021 y 14 humedales que no presentaron fecha de establecimiento, **15**

Figura 1.1. HA relevados de la bibliografía entre (2006-2020) discriminados en la escala del diseño y tipo de tecnología empleada, **26**

Figura 1.2. Distribución geográfica a nivel nacional de las diferentes experiencias en HA relevadas mediante el Relevamiento Nacional de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (2019-2020) y búsqueda bibliográfica (2006-2020), **27**

Figura 1.3. a) Soporte conformado por tres neumáticos apilados y aireadores de tubo de PVC de 53 mm. b) Soporte conformado por una maceta de tela geotextil de 400 µm y aireadores con tubo de PVC de 23 mm. En ambos diseños las capas estuvieron conformadas (de arriba hacia abajo) por: arena, grava fina, LECA (Light Clay Expand Aggregate), pometina y grava gruesa. La especie vegetal empleada fue *Thypha latifolia*, **32**

Figura 1.4. a) Corte transversal de la sección a intervenir. Situación actual y propuesta de los diferentes estratos vegetales. b) Diseño en planta de la zona a intervenir con la distribución de los estratos vegetales y principales comunidades de la vegetación palustre. c) Mapa conceptual del diseño participativo mediante la integración de criterios ecológicos y preferencias de la comunidad, **45**

Figura 1.4 (continuación). a) Corte transversal de la sección a intervenir. Situación actual y propuesta de los diferentes estratos vegetales. b) Diseño en planta de la zona a intervenir con la distribución de los estratos vegetales y principales comunidades de la vegetación palustre. c) Mapa conceptual del diseño participativo mediante la integración de criterios ecológicos y preferencias de la comunidad, **46**

Figura 2.1. Lista de áreas húmedas de importancia internacional en el territorio brasileño, **48**

Figura 3.1. Distribución por zonas geográficas de las tecnologías de tratamiento de aguas servidas disponibles en Chile. Fuente: elaboración propia en base a SISS, 2021, **64**

Figura 3.2. División porcentual de tecnologías utilizadas en el tratamiento de aguas servidas en zonas rurales para el año 2010, **66**

Figura 3.3. Progresión de publicaciones WoS de investigadores chilenos y su citación en el tiempo, **67**

Figura 3.4. Principales temas de las publicaciones WoS de investigadores chilenos, **68**

Figura 3.5. Distribución de grupos de investigación en Chile que están trabajando en humedales construidos, **69**

Figura 3.6. Sistema piloto de humedales subsuperficial horizontal, **70**

Figura 3.7. Sistema piloto de flujo vertical subsuperficial. a) proyección de humedal para tratar aguas grises y b) efluente de aguas grises depurado, proyecto liderado por CEHUM, CAREP, UCM y GIBA-UDEC, **71**

Figura 3.8. Problemas de clogging en humedales construidos en zonas desconcentradas de la región del Biobío para tratar aguas servidas. a) sistemas plantados con *Typha latifolia y Zantedeschia aethiopica* y b) sistemas plantados con *Typha latifolia*, **72**

Figura 5.1. Dimensiones del humedal artificial según número de personas y consumo de agua, **91**

Figura 5.2. Ejemplo del visor cartográfico con la ubicación e información general que se despliega para cada humedal artificial ubicado. Abajo, se muestra la imagen de un humedal artificial instalado en uno de los hogares visitados en el proyecto C2451 Sistematización de los humedales artificiales instalados en Costa Rica y evaluación de sustratos alternativos en el tratamiento de las aguas residuales ordinarias. El visor utiliza como plataforma Google Maps, **94**

Figura 6.1. Esquemas generales de los humedales de flujo subsuperficial. A la izquierda: flujo horizontal; a la derecha: flujo vertical, **102**

Figura 6.2. Esquema general de los humedales de flujo libre, **102**

Figura 6.3. Humedales construidos en el Gran Parque Metropolitano de La Habana, **106**

Figura 6.4. Remociones del parámetro microbiológico. Coliformes totales, **106**

Figura 6.5. Remociones del parámetro microbiológico mediante *Enterococcus*, **107**

Figura 6.6. Remociones del parámetro microbiológico mediante *Streptococcus*, **107**

Figura 6.7. Diagrama de flujos, con opciones para la gestión y tratamiento de residuos porcinos, **109**

Figura 6.8. Diseño del prototipo de humedal de flujo subsuperficial (FSS), **109**

Figura 7.1. Humedal artificial perteneciente a industria cementera, en su etapa 1 (izquierda) y etapa (derecha), **116**

Figura 7.2. Humedal artificial ERIS (etapa única), **116**

Figura 7.3. Humedal artificial EMAPET, **119**

Figura 10.1. Panorámica del estudio de caso 1 (humedal artificial para el tratamiento de agua residual doméstica, mediante sistema francés instalado en la PTAR piloto de la UNALM), **155**

Figura 10.2. Celdas de humedal PTAR UNACEM, con la especie vegetal *Canna edulis* – Achira, **157**

Figura 10.3. Panorámica del humedal para tratamiento de drenaje ácido, **159**

Figura 10.4. Panorámica del humedal artificial para tratamiento de drenaje ácido de minas, **161**

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 0.1. Especies utilizadas en los humedales artificiales construidos en los países participantes (números indican cantidad de especies por país), **16**

Tabla 1.1. Estimación de eficiencias de remoción de DBO_5 y DQO en Aguas Residuales Municipales mediante el uso de HA de Flujo Horizontal Subsuperficial, y comparación con los valores de vertido regulados, **42**

Tabla 1.2. Humedales Artificiales relevados a partir de la bibliografía disponible. Se empleó la nomenclatura empleada en inglés para definir el tipo de tecnología. FWS: Free Water Surface (superficial libre); HSFCW: Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands (horizontal de flujo subsuperficial); VFCW: Vertical Flow Constructed Wetlands (flujo vertical); RDSCW Reduced Depth Stacked Constructed Wetlands (apilado de profundidad reducida); FTW: Floating Treatment Wetlands (flotante), **43**

Tabla 5.1. Leyes, reglamentos y normas para el manejo de los residuos líquidos en Costa Rica, **87**

Tabla 5.2. Tipo de reúso de las aguas efluentes de un sistema de tratamiento de aguas residuales en Costa Rica, **88**

Tabla 5.3. Proyectos de aplicación de humedales artificiales por ACEPESA y universidades públicas en Costa Rica, **91**

Tabla 5.4. Humedales artificiales ubicados en Costa Rica bajo el proyecto C2451, iniciado en el año 2022, **93**

Tabla 6.1. Eficiencias de eliminación típicas de los principales tipos de humedales para tratamiento, **103**

Tabla 6.2. Límites máximos permisibles promedio para las descargas de aguas residuales según la clasificación del cuerpo receptor, **104**

Tabla 6.3. Humedales construidos en áreas del Gran Parque Metropolitano de La Habana, **105**

Tabla 6.4. Remoción alcanzada por los diferentes tipos de sistemas, **106**

Tabla 6.5. Especies censadas en los sistemas Palatino y Pogolotti, **107**

Tabla 7.1. Límites máximos permisibles de descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, **114**

Tabla 7.2. Condiciones humedales escala piloto, **117**

Tabla 7.3. Condiciones a entrada y salida de agua residual humedal ERIS, **117**

Tabla 7.4. Condiciones a entrada y salida de agua residual humedal industria cementera, **117**

Tabla 7.5. Condiciones de entrada del humedal EMAPET, **119**

Tabla 7.6. Condiciones a entrada y salida de agua residual Humedal EMAPET, **119**

Tabla 9.1. Resumen de los usos según clasificación de aguas del territorio nacional, **127**

Tabla 9.2. Valores límite máximo para vertido de aguas residuales con metales, **128**

Tabla 9.3. Resumen de variables evaluadas en los diferentes estudios de sistemas de humedales artificiales en el Paraguay, **135**

Tabla 10.1. Marco legal vigente relacionado al tratamiento, vertimiento, reúso y monitoreo del agua con humedales construidos y humedales naturales, **143**

Prólogo

Trabajando con la naturaleza para abordar los desafíos de los recursos hídricos en América Latina y el Caribe

Jonathan O. Sharp[1] (jsharp@mines.edu)

[1]Director of the Hydrologic Science and Engineering Program and Professor of Civil and Environmental Engineering, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, USA.

Los Incas y sus antecesores entendían el valor de trabajar con la naturaleza. Machu Picchu (Perú) que fue construido hace cientos años y representa un testimonio de su habilidad. Sin embargo, este ingenio también se evidencia en las prácticas de gestión del agua de sus predecesores, casi 800 años antes. Hace un tiempo, Ochoa-Tocachi et al. (2019) concluyeron que las civilizaciones preincaicas trabajaron con los paisajes y la topografía existentes para transportar y almacenar agua cuando (y donde) se necesitaba, mediante el uso de infraestructura de infiltración. Prácticas análogas, informadas por la ciencia moderna y estimuladas por el cambio climático, están ganando terreno y reconocimiento por su potencial paralelo de almacenamiento y tratamiento. Las soluciones basadas en la naturaleza son prometedoras como alternativas o complementos más sostenibles y de menor costo para la infraestructura de tratamiento y almacenamiento de agua que la ingeniería más tradicional. Tienen poca o ninguna dependencia de combustibles fósiles y productos químicos, mientras proporcionan un hábitat para la vida silvestre, un valor recreativo y belleza escénica. Al igual que los Incas y sus predecesores, gobiernos, profesionales y académicos están innovando una vez más en el espacio tecnológico, social y político para aumentar la adopción de esta solución prometedora.

En este marco, un ejemplo destacado es la creciente adopción de humedales de tratamiento, que se pueden construir y se están construyendo en casi todos los climas del mundo. Los humedales naturales también están experimentando esfuerzos de restauración y conservación, a medida que la sociedad valora cada vez más los servicios ecosistémicos proporcionados por estos cuerpos de agua superficial, que también contribuyen al control de inundaciones, la infiltración de aguas subterráneas y la productividad biológica. Sin ir más lejos, el clásico libro publicado por Kadlec y Knight (1996) proporciona la ayuda necesaria para guiar el creciente campo de los humedales artificiales de tratamiento de aguas.

Los autores resumen que, si bien los objetivos de diseño y tratamiento son muy variables, una característica definitoria de estos humedales es que están saturados durante una fracción de un período anual lo suficientemente larga como para alterar las propiedades del suelo. Como tales, están dominados por géneros de plantas que incluyen typha, pragmites, rhizosphora y cupressus, que están adaptados a concentraciones edáficas de oxígeno más bajas, i.e. zonas de inundación. En su estado natural, los pantanos, ciénagas y humedales se forman en la transición entre las tierras altas y los sistemas acuáticos, y se caracterizan por tener profundidades de no más de uno o dos metros. Los humedales construidos siguen un principio similar y generalmente se ubican de modo que los sistemas hidráulicos pasivos puedan mantener condiciones análogas de saturación estacional o perenne. La prominencia interfacial de los humedales da como resultado un sistema biológicamente robusto y productivo que tiene la capacidad de transformar de manera sostenible

muchos contaminantes comunes del agua. Este es, sin embargo, un proceso intensivo que tuvo obstáculos tecnológicos, regulatorios y de percepción para su adaptación.

Aquí radica la necesidad de comprender cómo se están implementando actualmente los humedales de tratamiento en las diferentes regiones del mundo. De manera similar, solo es apropiado centrarse en la región que incluye un lugar de nacimiento potencial para la gestión de recursos hídricos basada en la naturaleza. El enfoque de este libro (humedales construidos en América Latina y el Caribe) brinda una ventana para comprender la implementación, la promesa operativa y las limitaciones en esta parte geográfica del planeta, la cual se caracteriza por su diversidad ecológica y cultural. Una meta de esta compilación es aprender colectivamente de estas experiencias para mejorar los sistemas actuales. La encuesta específica de cada país reveló que la mayoría de los humedales encuestados se construyeron para tratar las aguas residuales industriales y municipales y, por lo general, funcionan de forma aislada y no siempre tan bien como se esperaba.

El tratamiento generalmente se centró en la materia orgánica, los patógenos y el nitrógeno soluble, típicos de este flujo de desechos. Esto se destacó tanto como un desafío como una oportunidad, ya que muchos países tenían una implementación limitada del tratamiento centralizado de aguas residuales para sus ciudadanos y una clara necesidad de abordar mejor las aguas residuales de origen humano. En este contexto, si bien los humedales construidos brindan tratamiento de agua, a menudo funcionan de manera más efectiva cuando se combinan con otras tecnologías, como el tratamiento de aguas residuales de ingeniería más convencional que está diseñado para eliminar primero la demanda de oxígeno y las cargas orgánicas de las aguas ricas en materia orgánica, especialmente cuando el valor del suelo es alto. Cuando se implementan de esta manera, los humedales pueden servir para mejorar la calidad del recurso antes que las aguas entren al sistema de tratamiento convencional, que demandan menos uso de suelo. La combinación de luz solar, viento y procesos biológicos puede degradar o inmovilizar contaminantes como patógenos, nutrientes y productos farmacéuticos de manera más sostenible que la infraestructura de ingeniería tradicional. También hubo documentación de humedales que trataron flujos de desechos alternativos, como aguas deterioradas por metales. Aquí también, una combinación de múltiples enfoques como el ajuste de la alcalinidad río arriba y los estanques de sedimentación, en lugar de una dependencia total de los humedales, podría lograr un tratamiento del agua más confiable y sólido.

Si bien actualmente no se utilizan en la región de América Latina y el Caribe (según lo reportado), también hay innovaciones tecnológicas más nuevas que surgen de América del Norte que podrían promover los objetivos de tratamiento y sostenibilidad. Uno de ellos es el humedal de aguas abiertas de proceso unitario poco profundo (UPOW, por sus siglas en inglés), tal como lo describen Jasper et al. (2013) y se explora más a fondo en estudios posteriores de su grupo. Este es un diseño innovador que difiere de la definición tradicional de un humedal, en el sentido de que los suelos saturados y las plantas adaptables se sustituyen por un revestimiento que evita el contacto de las plantas con los suelos y, por lo tanto, limita el crecimiento de las raíces. Más bien, el humedal UPOW está colonizado por plantas microscópicas llamadas “diatomeas” que colonizan de forma natural y rápida el medio acuoso, como una manta microbiana béntica a lo largo del revestimiento. La combinación resultante de una columna de agua superpuesta transparente y una biomanta microbiológicamente activa da como resultado tasas de transformación de contaminantes que eclipsan las de los humedales tradicionales con vegetación. También mineraliza el nitrógeno

disuelto y desactiva los patógenos con la misma o mayor eficacia que los humedales tradicionales. Otra innovación de los humedales es el dique horizontal (Cecchetti et al., 2020), que imparte la doble función de protección contra el aumento del nivel del mar inducido por el clima en las regiones costeras, con el tratamiento de nutrientes y productos farmacéuticos presentes en las aguas residuales municipales vertidas. Estos sistemas únicos y en evolución son solo dos ejemplos de la oportunidad y la necesidad de una innovación más amplia en el tratamiento del agua en América Latina y el Caribe, basándose en la naturaleza a medida que se desarrollan tecnologías de tratamiento del agua sostenibles, equitativas y adaptadas localmente para los ciudadanos de nuestro planeta.

Literatura consultada

Ochoa-Tocachi, B.F., Bardales, J.D., Antiporta, J. *et al.* (2019) Potential contributions of pre-Inca infiltration infrastructure to Andean water security. *Nat Sustain* **2**, 584–593 (2019). https://doi.org/10.1038/s41893-019-0307-1

Kadlec, R.H. and Knight, R.L. (1996) Treatment Wetlands. Lewis Publishers, Boca Raton, 893 p.

Jasper J.T, Nguyen M.T, Jones Z.L, Ismail N.S, Sedlak D.L, Sharp J.O, Luthy R.G, Horne A.J, Nelson K.L. (2012). Unit Process Wetlands for Removal of Trace Organic Contaminants and Pathogens from Municipal Wastewater Effluents. Environ Eng Sci. 2013 Aug;30(8):421-436. doi: 10.1089/ees.2012.0239. PMID: 23983451; PMCID: PMC3746285.

Cecchetti, A. R., A. N. Stiegler, K. E. Graham, and D. L. Sedlak, (2020), The horizontal levee: a multi-benefit nature-based treatment system that improves water quality and protects coastal levees from the effects of sea level rise: Water research X, v. 7, p. 100052–100052, doi:10.1016/j.wroa.2020.100052.

Resumen Ejecutivo

Lino Morales[1] (lmoralesp@unsa.edu.pe)**, Pablo A. Garcia-Chevesich[2,3], Giuliana Romero[4], Armando Arenazas[5] y Juana Ticona[6]**

[1]Facultad de Ciencias Naturales y Formales. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. Arequipa, Perú
[2]Department of Civil and Environmental Engineering. Colorado School of Mines. Golden, Colorado (USA)
[3]Programa Hidrológico Intergubernamental. United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization (UNESCO)
[4]Facultad de Ingeniería de Procesos. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. Arequipa, Perú
[5]Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. Arequipa, Perú
[6]Facultad de Ciencias Naturales y Formales. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. Arequipa, Perú

Introducción

Los desafíos relacionados con la contaminación de ríos persisten a nivel mundial, incluyendo la región de América Latina y el Caribe (LAC) (e.g. Gómez-Oliván, 2019). Autores de muchos países de la región han reportado importantes niveles de contaminación en ríos de Argentina (Merlo et al., 2011), Bolivia (Smolders et al., 2002), Brasil (Leite et al., 2017), Chile (Alonso et al., 2017), Costa Rica (Echeverría-Sáenz et al., 2018), and Venezuela (Laraque et al., 2013), entre muchos otros. Sin embargo, y pese a que la contaminación de aguas superficiales por causas antrópicas es un problema creciente en LAC, los países han estado trabajando en distintos métodos de tratamiento para mejorar la calidad de sus ríos. Al respecto, Biswas et al. (2006) desarrolló un importante análisis regional (Brasil, Costa Rica, México, Argentina, Chile y Colombia) sobre cómo se está abordando el tratamiento de aguas en las Américas, considerando temas como gestión regional, derechos y mercados de agua, aspectos institucionales, políticas públicas, y algunos estudios de casos, haciendo difícil la realización de un análisis macro en términos de cómo se están tratando las aguas en LAC. Así que, pese a que autores de distintos países han estudiado más que nada en el tratamiento de aguas provenientes de actividades industriales como la minería (e.g. Rosende et al., 2021), la mayoría de los estudios en LAC se han enfocado más que nada en tratamientos aguas residuales municipales (e.g. Cirelli y Ojeda, 2008), existiendo muchas formas de descontaminarlas, entre las que resaltan los humedales debido a su bajo costo y beneficios ecológicos y sociales.

Esta publicación tiene su enfoque en lo que se ha avanzado en LAC, en términos del tratamiento de distintos contaminantes en aguas superficiales mediante el uso de humedales artificiales (ya sea en escala de laboratorio, piloto o campo), con el fin de que distintos países informen sobre sus avances a nivel nacional. El objetivo principal fue realizar un análisis regional y enfatizar las metodologías y prácticas que han dado buenos resultados, para que otros países sigan el ejemplo.

Metodología

En un admirable esfuerzo liderado por la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa (UNSA) y Colorado School of Mines (Mines), y junto con el apoyo de la Cátedra Unesco en Hidrología Superficial, se invitó a autores de distintos países de LAC a enviar un capítulo, como contribución al libro titulado “Uso de humedales artificiales para la limpieza de aguas superficiales en América Latina y el Caribe”. Los autores fueron identificados y seleccionados en base a lo que

han publicado en el tema, tras estudios realizados en sus respectivos países. Cada autor tuvo la libertad de incluir otros coautores nacionales. La invitación a cada autor incluyó ciertas instrucciones, las que se detallan a continuación.

- *Título:* Uso de humedales artificiales para la limpieza de aguas superficiales contaminadas en (PAÍS)
- *Autor(es):* Nombres, afiliaciones y correos electrónicos.
- *Introducción:* Refiérase brevemente a los problemas de contaminación de agua de su país y a la situación respecto al tratamiento de líquidos residuales. Indique los campos de aplicación de la tecnología de tratamiento empleando humedales.
- *Marco regulatorio:* Refiérase brevemente a las leyes y normas que regulan el vertido de efluentes líquidos, su reúso y los aspectos relacionados a la operación de los humedales como sistemas de tratamiento de líquidos residuales. Indique, de ser posible, si con esta tecnología se alcanzan los límites de vertido establecidos por la normativa de su país.
- *Tratamiento de contaminantes en base a humedales:* Refiérase brevemente a lo que se ha avanzado en términos del tratamiento de aguas contaminadas mediante el uso de humedales. De ser necesario, separe esta Sección en dos, enfatizando humedales a escala de laboratorio y a escala de campo.
- *Conclusiones y recomendaciones:* Resalte las principales conclusiones, lecciones aprendidas y recomendaciones futuras, en base a las secciones anteriores.
- *Referencias:* Las referencias, tablas, imágenes, artículos científicos, documentos, informes y enlaces, se cuentan por separado de la cantidad de páginas. Las citas deben ser completas, indicando autores, año, título del trabajo, y detalles de dónde se publicaron (revista científica, libro, editorial, online, etc.).

Adicionalmente, se especificaron las siguientes consideraciones: (1) Los capítulos debían tener un límite máximo de 10 páginas (sin considerar referencias, Times New Roman, tamaño 11, interlineado sencillo), justificado, con títulos en negrita (tamaño Carta); y (2) Puesto que toda información incluida en el documento (e.g. texto, imágenes, etc.) debía contar con la respectiva autorización interna del(los) autor(es) intelectual(es), los autores de cada capítulo asumieron total responsabilidad legal por el contenido del material enviado, así como el permiso para su uso en la publicación.

Cada capítulo fue recibido, formateado y evaluado por el equipo editor del libro, el cual estuvo constituido por académicos de UNSA, Mines y Unesco. Además del estado del arte en el uso de humedales artificiales para el tratamiento de aguas contaminadas de cada país, se buscaron patrones en común como tipos de humedales más empleados, tipo de aguas más tratadas, contaminantes objetivo, especies acuáticas, mejores resultados, etc. Adicionalmente, especial énfasis se puso en el marco normativo existente y los avances científicos alcanzados a nivel nacional.

Resultados y discusión

De los países invitados a formar parte de este esfuerzo regional, diez enviaron sus capítulos en la fecha límite pactada. En este análisis participaron investigadores de Argentina, Brasil, Chile, Colombia, Costa Rica, Cuba, Guatemala, Honduras, Paraguay y Perú. Lamentablemente, el

formato especificado en las instrucciones no fue seguido por todos los países, haciendo difícil una evaluación regional en el tema. Sin embargo, todos los capítulos representaron importantes contribuciones y muchas cosas pudieron rescatarse de este esfuerzo continental. A continuación, se describen los principales patrones encontrados.

Contaminación de aguas

Todos los países que participaron en este importante documento reportan que los recursos hídricos que poseen se encuentran contaminados por los vertimientos de aguas residuales sin tratamiento, las que pueden ser domésticas (en muchos casos vertidas a los cursos de agua, lagos o mar sin tratamiento alguno), industriales o provenientes de otros sectores como la agricultura, lo que se traduce en contaminación por coliformes fecales, metales y elementos nitrogenados. En este sentido, la contaminación por aguas residuales domésticas (cuyo tratamiento representa el mayor enfoque que los países han dado a sus capítulos) es causada por una clara ausencia de inversión suficiente en infraestructura de limpieza, y muchas de las que existen sobrepasan los límites máximos establecidos por las normativas de cada país o no han sido ampliadas para satisfacer la necesidad de tratamiento de acuerdo con la extensión de las zonas urbanas.

Chile logró ser el primer país de América Latina en tratar la totalidad de las aguas servidas de sus ciudades, aunque la situación de recolección y disposición de las aguas servidas no es generalizada para toda la población rural, llegando a cubrir sólo el 14% del total no urbano (unas 180.000 personas). Siguiendo el ejemplo chileno, LAC necesita con urgencia destinar fondos para el tratamiento de sus aguas servidas.

Así, tenemos casos como Brasil, en donde existe una serie de deficiencias relacionadas a los servicios de saneamiento; apenas el 39% de la carga orgánica es removida de las aguas residuales que se generan diariamente en dicho país, y la mayoría de su población no está conectada a las redes públicas de captación. Para el caso de Colombia, solo 541 municipios (de los 1.122 registrados) cuentan con algún tipo de planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR), en donde se obtienen las eficiencias y remoción de carga contaminante para el 36% de los municipios con información reportados con PTAR; adicionalmente, la actividad ganadera, agrícola, el uso piscícola y las hidroeléctricas son actividades que han generado mucha contaminación en los últimos años. En Costa Rica solo el 14,4% de los 966.455 m^3/día de agua residual ordinaria se trata mediante la actual infraestructura sanitaria, mientras que el 48% de las aguas residuales especiales (provenientes de las industrias y agroindustrias) son vertidas directamente en cuerpos de agua. En Cuba se reportan vertimientos no controlados e indiscriminados por parte de las entidades responsables y de las poblaciones, desde inicios del siglo XXI. La situación también es crítica en Paraguay, donde solo el 2% de las aguas residuales tiene algún tipo de tratamiento previo a su vertido a los cauces hídricos (solamente las ciudades de San Lorenzo y Asunción cuentan con PTAR). Similarmente, en Perú existe una inadecuada gestión de aguas residuales y una sobrecarga de aguas residuales en muchas plantas de tratamiento cuya infraestructura es insuficiente, lo cual origina que los efluentes tratados excedan los límites máximos permisibles (LMP) y no se cumplan con los estándares de calidad ambiental. Problemas similares (contaminación como resultado del vertido descontrolado de aguas residuales originados de centros urbanos y de la actividad comercial, industrial y agrícola) se reportan también en Argentina, Honduras y Guatemala.

Humedales en LAC

Un total de 122 humedales fueron reportados en los capítulos enviados, de los cuales 19 (16%) corresponden a prototipos construidos en condiciones controladas (laboratorio), 27 (22%) fueron establecidos a escala piloto, y 74 (61%) operan a escala real. Dichos humedales se encuentran en su mayoría en Argentina (35%) y Brasil (22%), y el resto se distribuye entre los países restantes, con números que van entre 5 y 11 humedales documentados por país. Sin embargo, es importante mencionar que los humedales artificiales mencionados en cada capítulo no necesariamente representan la realidad del país.

En cuanto a la evolución de los humedales artificiales de la región, se ha evidenciado un notable incremento desde el siglo pasado (Figura 0.1), sin considerar los nueve humedales creados en 2021 y otros 14 que no indicaron fecha de establecimiento.

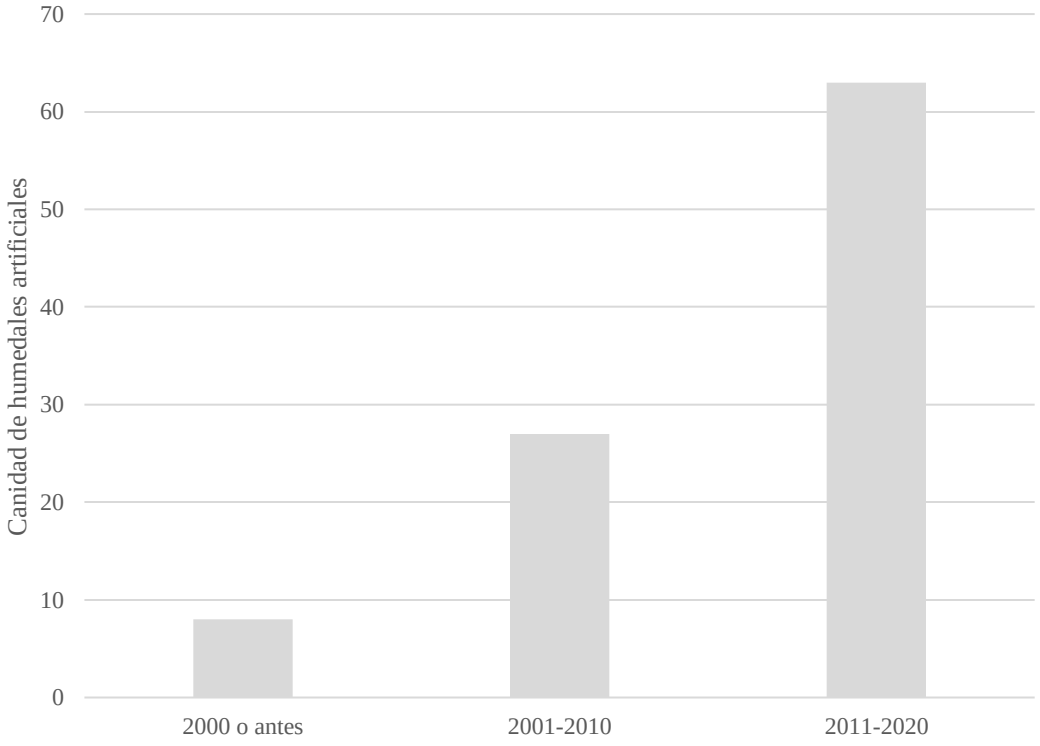


Figura 0.1. Evolución de los humedales artificiales documentados en LAC. No incluye nueve humedales creados en 2021 y 14 humedales que no presentaron fecha de establecimiento.

La evolución de los humedales artificiales ha permitido analizar el efecto de la dominancia de distintas especies de macrófitas sobre los mecanismos de retención de contaminantes en la región, actuando ya sea en forma independiente o en combinación con otras especies. En total, se reportaron 57 especies de macrófitas utilizadas en el diseño y desarrollo de humedales artificiales que tratan diferentes tipos de efluentes líquidos. Cabe destacar que Brasil, Perú, Argentina y Cuba han reportado la mayor diversidad de macrófitas, con 21, 15, 14 y 11 especies, respectivamente (Tabla 1). Las especies vegetales de mayor uso en el diseño y desarrollo de humedales artificiales

son *Eichhornia crassipes* y *Typha domingensis* (en cuatro países), *Heliconia psittacorum*, *Phragmites australis*, *Schoenoplectus californicus y Scirpus californicus* (en tres países), siendo estas especies en su mayoría angiospermas monocotiledóneas que agrupan excelentes plantas para la implementación y depuración de aguas de distinto origen que requieran un tratamiento adecuado.

Tabla 0.1. Especies utilizadas en los humedales artificiales construidos en los países participantes (los números indican cantidad de especies por país).

Especie	**Argentina (14)**	**Brasil (21)**	**Chile (4)**	**Colombia (6)**	**Costa Rica (2)**	**Cuba (11)**	**Guatemala (3)**	**Honduras (-)**	**Paraguay (6)**	**Perú (15)**
Alpinia purpurata		X								
Alternanthera spp.		X								
Arundina bambusifolia		X								
Brachiaria decumbens		X								
Brachiaria spp.		X								
Canna edulis spp.										X
Canna indica	X								X	
Canna limbata				X						
Canna sp.		X								
Chrysopogon zizanioides				X						X
Cladium mariscus		X								
Cortaderia selloana	X									
Cortaderia sp.										X
Cynodon spp-		X								
Cyperus alternifolius										X
Cyperus giganteus									X	
Cyperus haspan	X									
Cyperus isocladus		X								
Cyperus papyrus		X								X
Datylis glomerata										X
Eichhornia crassipes	X					X	X		X	
Eleocharis spp.		X								
Elodea spp.						X				
Hedyhium coronarium						X				
Heliconia psittacorum		X		X	X					
Iris pseudacorus	X									
Juncus articus										X
Juncus effusus	X									
Juncus sellovianus		X								
Juncus sp.		X								
Landoltia punctata									X	
Lemna sp.		X				X				
Lolium multiflorum										X

Especie	Argentina (14)	Brasil (21)	Chile (4)	Colombia (6)	Costa Rica (2)	Cuba (11)	Guatemala (3)	Honduras (-)	Paraguay (6)	Perú (15)
Myriophyllum spp.										X
Neomarica gracilis					X					
Nymphaea spp.							X			
Oryza sativa		X								
Pennisetum clandestinum										X
Phalaris sp.										X
Phragmites australis	X		X			X				
Phragmites sp.				X						
Pontederia cordata	X									
Potamogeton spp.						X				
Rorippa nasturtium aquaticum										X
Sarcocornia perennis	X									
Schoenoplectus californicus			X						X	X
Scirpus californicus	X			X						X
Scirpus cernuus	X					X				
Spirodella spp.						X				
Typha domingensis	X	X		X					X	
Typha latifolia	X		X							
Typha spp.	X	X				X	X			
Urochloa mutica		X								
Veronica anagallis-aquaticum										X
Wolffia spp.						X				
Wolffiela spp.						X				
Zantedeschia aethiopica		X	X							
Zizaniopsis spp.		X								

Gran parte de los humedales reportados corresponden a estructuras de flujo superficial (15%) y subsuperficial (65%). Similarmente, una pequeña porción se realizó bajo condiciones de flujo vertical (6%) o correspondió a humedales flotantes (6%). Sin embargo, en 17% de los casos no se entregó especificaciones técnicas.

Entre los tipos de flujo tratados con humedales artificiales, en su gran mayoría corresponden a aguas grises y aguas de alcantarillado doméstico (47%), seguido por residuos industriales (27%) como el sector minero, curtiembre, lácteos, porcino y agrícola. También se documentó tratamiento de aguas grises, aguas pluviales y residuos cloacales, entre otros.

Pese a los grandes avances, llama la atención la ausencia absoluta de otros tipos de humedales artificiales actualmente utilizados en Estados Unidos, en donde las plantas simplemente se reemplazan por microorganismos capaces de absorber distintos contaminantes.

Normativas

La Legislación y normativa para humedales está bien establecida en la mayoría de los países participantes, esto mediante leyes, decretos y normas que permiten el uso adecuado del recurso hídrico, así como el tratamiento de sus aguas residuales mediante humedales artificiales. En la mayoría de los capítulos se detallan las leyes, decretos y normas relacionadas con los recursos hídricos y su tratamiento mediante humedales u otros métodos.

En base a la información proporcionada, se puede apreciar la gran diversidad de instrumentos legales que se utilizan para regular de algún modo u otro el uso de los humedales, así como también cómo algunos países han estado creando nuevas herramientas para una mejor gestión en esta temática. Además del ya mencionado ejemplo de Chile (100% de cobertura en tratamiento de aguas servidas en zonas urbanas), Costa Rica representa otro caso a recalcar, pues está muy avanzado en cuanto al tratamiento de sus aguas residuales utilizando tanto humedales naturales como artificiales. Costa Rica posee normativas desde el año 2003, que están bien establecidas y que se aplican a todas las empresas o industrias que descargan agua residual, incluso con penalidades para los que no cumplen y multas que van en aumento según los kg de contaminantes vertidos sobre la norma. Los montos recaudados por esta vía lo utilizan para aplicar acciones preventivas y correctivas en las cuencas hidrográficas donde se originan los contaminantes. Además, tienen presupuestos destinados al tratamiento con humedales y proteger la salud pública y el medio ambiente en general.

En cuanto al número de instrumentos jurídicos relacionados con el tema del tratamiento de aguas mediante el uso de humedales artificiales, Argentina lidera con 17, seguida por Costa Rica (9), Honduras (7), Guatemala y Perú (5), Brasil y Paraguay (4), Chile y Colombia (3), y Cuba (1). Pese a esto, como ya se ha mencionado, la contaminación de las aguas es un problema que no se ha podido controlar legalmente.

Conclusiones y recomendaciones

Gracias al invaluable esfuerzo de muchos autores en los 10 países que participaron en este análisis regional, se ha logrado desarrollar un informe preliminar sobre el estado actual del uso de humedales artificiales para el tratamiento de aguas contaminadas en LAC. Al respecto, existe una clara y urgente necesidad de tratar las aguas residuales (urbanas, industriales y agrícolas) en la mayoría de los países involucrados, con lo que se puede asumir que el resto de las naciones en la región enfrentan problemas similares. En este sentido, los humedales artificiales no solo son una alternativa, sino más bien una necesidad.

El uso de humedales artificiales para tratar aguas contaminadas en LAC ha ido incrementando con el tiempo, empleándose principalmente para afluentes domésticos (aguas servidas), aunque también se han reportado casos de humedales construidos para descontaminar residuos industriales y agrícolas. También llama la atención que la totalidad de las técnicas implementadas se basan en plantas (en su gran mayoría acuáticas), no existiendo humedales que descontaminen el agua en base a microorganismos (diatomeas, etc.), los cuales han demostrado ser tremendamente eficientes en la remoción de contaminantes en aguas residuales urbanas, industriales (incluyendo la minería) y agrícolas.

Finalmente, pese a que existe un sistema normativo bastante avanzado en la totalidad de los países que participaron en este análisis, en general no se evidencia que dichos sistemas estén funcionando en forma eficiente, por lo que es necesaria la creación de herramientas jurídicas más potentes en LAC.

Referencias

Alonso, Á., Figueroa, R. y Castro-Díez, P. (2017), Pollution Assessment of the Biobío River (Chile): Prioritization of Substances of Concern Under an Ecotoxicological Approach: Environmental management (New York), v. 59, no. 5, p. 856–869, doi:10.1007/s00267-017-0824-5.

Biswas, A. K., Tortajada, C., Braga, B. y Rodriguez, D. J. (2006), Water Quality Management in the Americas: Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg, doi:10.1007/3-540-30444-4.

Cirelli, A. F., y Ojeda, C. (2008), Wastewater management in Greater Buenos Aires, Argentina: Desalination, v. 218, no. 1, p. 52–61, doi:10.1016/j.desal.2006.10.040.

Echeverría-Sáenz, S., Mena, F.; Arias-Anés, M.; Vargas, S.; Ruepert, C.; van den Brink, Castillo, L. E., y Gunnarsson, J. S. (2018), In situ toxicity and ecological risk assessment of agro-pesticide runoff in the Madre de Dios River in Costa Rica: Environmental science and pollution research international, v. 25, no. 14, p. 13270–13282, doi:10.1007/s11356-016-7817-4.

Gómez-Oliván, L. M., (2019), Pollution of Water Bodies in Latin America Impact of Contaminants on Species of Ecological Interest: Cham, Springer International Publishing, doi:10.1007/978-3-030-27296-8.

Laraque, A. et al., (2013), Seasonal variability of total dissolved fluxes and origin of major dissolved elements within a large tropical river: The Orinoco, Venezuela: Journal of South American earth sciences, v. 44, p. 4–17, doi:10.1016/j.jsames.2012.12.011.

Leite, L. A., Pedro, N. H.; de Azevedo, R. K.; Kinoshita, A.; Gennari, R. F.; Watanabe, S. y Abdallah, V. D. (2017), Contracaecum sp. parasitizing Acestrorhynchus lacustris as a bioindicator for metal pollution in the Batalha River, southeast Brazil: The Science of the total environment, v. 575, p. 836–840, doi:10.1016/j.scitotenv.2016.09.132.

Merlo, C. et al., (2011), Integral assessment of pollution in the Suquía River (Córdoba, Argentina) as a contribution to lotic ecosystem restoration programs: The Science of the total environment, v. 409, no. 23, p. 5034–5045, doi:10.1016/j.scitotenv.2011.08.037.

Resende, R. F., Silva, T. F. B.; do V. Santos, N. A.; Papini, R. M. y Magriotis, Z. M. (2021), Anionic collector adsorption onto bentonites and potential applications in the treatment of mining wastewater: Colloids and surfaces. A, Physicochemical and engineering aspects, v. 629, p. 127401–, doi:10.1016/j.colsurfa.2021.127401.

Smolders, A. J. P.; Guerrero Hiza; M. A. van der Velde, G. y Roelofs, J. G. M. (2002), Dynamics of discharge, sediment transport, heavy metal pollution and Sábalo (Prochilodus lineatus) catches in the lower Pilcomayo river (Bolivia): River Research and Applications, v. 18, no. 5, p. 415–427, doi:10.1002/rra.690.

CAPITULO 1

Uso de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales y aguas superficiales en Argentina

Gomez Bárbara. M[1] (barbaramarion@gmail.com)**, Vezzoni Agustin[1], Aguerreberry Emiliano[3], Sinistro Rodrigo[2], Graziano Martín[2] y Hanela Sergio[1]**

[1]Subgerencia Centro de Tecnología del Uso del Agua, Instituto Nacional del Agua, Buenos Aires, Argentina.
[2]Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos Aires (IEGEBA-UBA/CONICET), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
[3]Dirección Nacional de Agua Potable y Saneamiento, Secretaría de Infraestructura y Política Hídrica, Ministerio de Obras Públicas.

Introducción

América Latina ha experimentado un importante proceso de urbanización, con más del 80% de su población viviendo en zonas urbanas (AUNDESA, 2019). Este rápido crecimiento poblacional no fue acompañado, en muchos casos, por una infraestructura sanitaria básica (Walteros & Ramírez, 2021). El déficit de servicios básicos no sólo repercute en la salud y la calidad de vida de las personas que lo padecen, sino que también impacta negativamente en la calidad de los cursos de agua que reciben efluentes industriales y domésticos con ausencia o deficiente tratamiento (Cirelli et al., 2008; Ramírez et al., 2008). En Argentina, las aguas superficiales se distribuyen de manera desigual en el territorio, circunscribiendo la mayor disponibilidad de recursos de agua dulce a las regiones Pampeana y Mesopotámica donde se concentra el 66% de la población del país (INDEC 2010), y las actividades agrícolas e industriales (Cirelli et al., 2008). Como consecuencia, en esta región se encuentran las cuencas hidrográficas más deterioradas a nivel local y regional. Por otro lado, el 75% restante del país presenta características de semiáridas a áridas. En este sentido, Argentina enfrenta desafíos respecto a la calidad de aguas superficiales y subterráneas, que representan una amenaza creciente para el estado ecológico de los recursos hídricos y un patrón sostenible de suministro de agua. Según un estudio reciente de la Dirección Nacional de Agua Potable y Saneamiento (DNAPyS), la cobertura por red cloacal del sistema de recolección de aguas residuales municipales es del 63,1% en zonas urbanas, y se estima que sólo un 27,6% reciben un tratamiento adecuado.

En lo que respecta a la degradación de los cuerpos de agua, los principales contaminantes encontrados en las aguas superficiales son materia orgánica, macronutrientes, bacterias y otros microorganismos, así como sustancias tóxicas orgánicas e inorgánicas (Magdaleno et al., 2001; Vilches et al., 2011; Rigacci et al., 2013; Saraceno et al., 2021). Circunstancias como el intenso desarrollo urbano e industrial han llevado a una contaminación muy grave de los afluentes (OECD, 2020). Simultáneamente, la pobreza y el desempleo se convirtieron en una característica estructural de Argentina en los últimos 40 años, lo que se correlaciona con la falta de acceso al agua potable, de acceso público a las áreas verdes, la degradación de la biodiversidad y de la integridad ecológica de los cuerpos de agua, la urbanización de áreas frecuentemente inundadas y sujetas a la contaminación del agua, el suelo y el aire (Ríos, 2015; Tobías y Fernández, 2019; Graziano et al., 2021).

En este contexto de vulnerabilidad hídrica, degradación ambiental y contaminación, es necesario poner en agenda la implementación de tecnologías económicas, de bajo mantenimiento y fácil operación (Dotro et al., 2012; Cabred et al., 2019). La emergencia de enfoques basados en tecnologías de bajo impacto, de infraestructura verde, o "soluciones basadas en la naturaleza" (SbN) permite promover una mejora en la integridad y conectividad del ecosistema manteniendo el acceso a un rango amplio de beneficios ecosistémicos que se ven desfavorecidos con otros tipos de infraestructura clásica (Tzoulas et al., 2007). En este sentido, los humedales artificiales (HA) se constituyen como una herramienta capaz de aportar a la construcción de respuestas a esta necesidad. Si bien el uso más empleado de los HA es *para el tratamiento de efluentes* de diversas fuentes (industrial, municipal, entre otras), Stefanakis et al. (2014) definen, según su función y propósito, dos áreas más de aplicación: *HA para la creación de hábitats* y *HA para el control de inundaciones*. Este último punto resalta la versatilidad que tiene este tipo de tecnologías con respecto a las convencionales.

Aunque las condiciones ambientales en Argentina son favorables, los HA se encuentran poco implementados (Maine et al., 2019). Argentina es el segundo país latinoamericano en cuanto a producción científica relacionada a HA y, salvo algunos casos puntuales, el empleo de los HA está sujeto a instancias de evaluación a escala laboratorio o piloto (Rodriguez-Dominguez et al., 2020). En ese sentido, el objetivo de este trabajo es realizar una síntesis de los principales esfuerzos realizados en el país para la implementación de HA en los diferentes contextos de aplicación y escalas señalados anteriormente.

Marco regulatorio

La República Argentina es un país federal, compuesto por 23 provincias y un Distrito Federal, la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. La Constitución Nacional faculta a cada provincia, para ejercer la regulación y el control sobre sus recursos hídricos. Asimismo, existen cuencas hídricas interprovinciales que se gestionan mediante autoridades o comités de cuenca, con participación de todas las provincias que asientan su territorio en la cuenca. Dichos comités en ocasiones cuentan con regulaciones propias respecto a control de vertidos. Adicionalmente, la prestación de servicios de recolección, transporte y tratamiento centralizado de efluentes líquidos; también es controlada por las autoridades de las respectivas jurisdicciones, contando con marcos regulatorios provinciales que en muchos casos establecen condiciones de calidad a cumplir para los líquidos residuales tratados. Esta situación ha incidido en la conformación de un complejo entramado de normas y organismos, difícil de sintetizar, en el que coexisten diversos objetivos de calidad a alcanzar para el vertido de aguas residuales al ambiente (Hanela et al., 2016; Rodriguez Bormioli et al., 2018).

A continuación, se analizan los valores requeridos por las normativas para algunos parámetros que se consideran relevantes a la hora de analizar la factibilidad de emplear HA para el tratamiento de aguas residuales, principalmente de origen municipal. Se entiende de esta forma, a los líquidos colectados en núcleos urbanos y tratados en forma centralizada. Muchos de estos parámetros también pueden encontrarse en efluentes industriales, aunque sus rangos pueden variar enormemente en función de los procesos que les dieron origen. Un relevamiento realizado por los autores, de 17 normativas vigentes en 14 de las 24 jurisdicciones existentes en el territorio nacional, indica que los valores exigidos para Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días (DBO_5)

oscilan entre 30 y 50 mg/L para el vertido a cursos superficiales, con una única norma que requiere 15 mg/l en cursos de agua de una cuenca ambientalmente comprometida. Para Demanda Química de Oxígeno (DQO), los límites permitidos oscilan entre 75 y 250 mg/L.

En la Tabla 1.1. se presentan de forma estimativa, las concentraciones de DBO_5 y DQO calculadas de forma teórica, que podrían obtenerse en líquidos municipales tratados, partiendo de los rangos de concentraciones característicos de líquidos crudos, y de los rangos de remoción reportados en bibliografía. Los HA siempre se instalan luego de un primer desbaste, que puede consistir en rejas y desarenadores, pero pueden o no ser precedidos de sedimentación primaria. En dicha tabla, también se presentan las concentraciones que podrían obtenerse al emplear HA como tratamiento secundario y terciario. Se resalta que los valores presentados son solo estimativos a fines de analizar de forma general la factibilidad de emplear HA para cumplir los valores regulados pero los mismos deberán verificarse caso a caso en función de las características propias de cada líquido a tratar y al tipo, diseño, construcción y operación de los sistemas de tratamiento.

Puede apreciarse en la Tabla 1.2, que en los rangos de DBO_5 y DQO obtenidos mediante la aplicación directa de HA, logran cumplimentar aquellas normativas menos restrictivas, pero no las que exigen valores más bajos. Se destaca nuevamente que, al tratarse de valores estimados a partir de datos bibliográficos, los mismos deberán verificarse caso a caso ya que podrían darse diferencias significativas en la realidad. Para el caso de HA dispuestos en serie con tratamientos convencionales (primario + secundario), si se logran cumplimentar satisfactoriamente los límites regulados. Una situación intermedia ocurre al emplear HA horizontales de flujo subsuperficial como tratamiento posterior a un sistema primario, caso en el que se mejoran los valores hasta concentraciones de DBO_5 por debajo de 30 mg/L, aunque con escaso margen de seguridad, pero la DQO calculada no llega a cumplimentar los 75 mg/L. Aunque no se desprende directamente de la tabla, la presencia de pre-tratamientos primarios de sedimentación, adicionalmente a las rejas y desarenadores que siempre deben estar presentes, aunque tienen muy bajas eficiencias de remoción de DQO y DBO_5 (Metcalf et al., 2003), además brinda ventajas operativas al remover una mayor cantidad de sólidos minimizando taponamientos y depósitos en las unidades de entrada, mejorando el comportamiento hidráulico del sistema y facilitando su operación. En la mayoría de los casos, los HA se emplean con posterioridad a dichos tratamientos. La combinación de técnicas puede reducir los costos de construcción y operación, pero esta posibilidad deberá analizarse en cada caso particular.

Si observamos la carga de nitrógeno, encontramos que algunas normas no regulan dicho parámetro, mientras que otras lo hacen mediante la limitación del nitrógeno total Kjeldahl (NTK, con límites comprendidos entre 10 y 35 mg/L), el nitrógeno amoniacal (con límites entre 3 y 25 mg/L) y en unos pocos casos mediante la restricción del nitrógeno orgánico, que se calcula como la diferencia entre los dos mencionados previamente. Un análisis de factibilidad de cumplimiento de estos valores mediante el empleo de HA, resultará fuertemente dependiente del tipo de sistema empleado ya que no en todos los casos ocurren los mismos procesos con los compuestos nitrogenados.

Adicionalmente a los porcentajes de remoción, es necesario destacar que los niveles de concentración finales reportados en la bibliografía (Kröpfelová, 2008; Masi, 2008**;** Vymazal y Kröpfelová 2008; Maine et al., 2016**;** Rousso et al., 2016; Sánchez et al., 2016**)** para las descargas

de sistemas de HA generalmente satisfacen los límites de vertido requeridos para parámetros relacionados a materia carbonácea (DBO_5, DQO).

Respecto a parámetros microbiológicos, hay normas que no los regulan, otras que regulan coliformes totales, con máximos permitidos comprendidos entre 1000 y 5000 NMP/100 ml, y otras que limitan la cantidad de coliformes fecales, termotolerantes y/o *Escherichia coli* con límites de entre 200 y 1000 UFC/100 mL o NMP/100 mL. Cabe resaltar que, a fines de garantizar la desinfección de los líquidos tratados, muchas de las normas relevadas exigen un residual de cloro comprendido entre 0,1 y 1,0 mg/L. En algunos casos, también se exige la cloración hasta el cumplimiento de la demanda de cloro líquido.

Trabajos como el de Alvear et al. (2014) reportan eficiencias de desinfección de coliformes totales, y *E. coli*, inferiores a 2 logs para tiempos de residencia hidráulicos inferiores a 3 días, pudiendo alcanzar máximos cercanos a 3,4 logs aumentando dicho parámetro hasta 6 días. Otros trabajos (Mariñelarena y Giorgi, 2016) reportan remociones inferiores a 2 logs para coliformes fecales. Consistente con lo antedicho, el relevamiento bibliográfico realizado por Vymazal y Kröpfelová (2008) concluye que habitualmente los HA presentan remociones comprendidas entre 1 y 3 logs para los indicadores de contaminación bacteriológica más empleados, maximizándose dicho valor para las coliformes fecales en torno a 3. El trabajo de Muñoz-Nava y Baumann, (2017) por ejemplo, reporta remociones del orden de 4 logs de coliformes totales y *E. coli*, mediante la combinación en serie de procesos de barros activados, con HA lo que resulta una combinación habitual para la aplicación de la tecnología en plantas de aguas residuales municipales. Dado que las aguas residuales domésticas crudas, presentan concentraciones de coliformes totales que pueden oscilar entre 10^6 y 10^{10} UFC/100 mL (Metcalf et al., 2003) se requieren remociones de entre 3 y 7 logs para alcanzar los requerimientos normativos. Los tratamientos primarios, empleados habitualmente aguas arriba de los HA, no aportan desinfecciones superiores a 1 log (OMS, 2019). Consecuentemente, los HA por sí solos no resultarían suficientes, aunque sí podrían constituir una etapa de desinfección adicional que se complemente con la aportada por otras unidades de tratamiento, tal como podrían ser lagunas de maduración. Se destaca también que para cumplimentar aquellas normas que requieren cloración de los efluentes tratados, indefectiblemente deberá incorporarse cloro posteriormente al HA, con lo que pierde criticidad la eficiencia del mismo para remover patógenos. Es posible que este requerimiento se modifique en el futuro ante la mayor difusión de técnicas de desinfección sin cloro, tales como la ozonización o la radiación UV, con el objetivo de evitar subproductos no deseados de la cloración.

Trabajos desarrollados en una industria del rubro metalmecánico, evidencian la posibilidad de cumplimentar valores reglamentados para la descarga de metales pesados, nutrientes y sales, entre otros parámetros presentes en aguas residuales de origen industrial. La gran dispersión de procesos industriales, y de la respectiva composición de sus efluentes, torna necesario un análisis detallado de la aplicabilidad o no de la tecnología para cada caso en particular.

Se destaca también que al tratarse de una tecnología cuya eficiencia depende de factores climáticos, tales como la temperatura, para el cumplimiento normativo deberán contemplarse las variaciones estacionales en las condiciones operativas, a fin de garantizar un cumplimiento de los valores regulados en todo momento del año. Particularmente en Argentina existe una amplia diversidad de climas y temperaturas en el territorio nacional.

No se incluyen en el presente análisis las normas relativas al vertimiento a redes cloacales, a otros cuerpos receptores tales como mar abierto ni tampoco normas relativas al reúso de líquidos cloacales, campo en el que posiblemente los HA también tengan auspiciosas potencialidades. Se destaca que los requisitos para reúso dependerán fuertemente del destino que se dará a los líquidos tratados. En algunas provincias existen normativas para reúso, con una considerable dispersión de requerimientos. Las potencialidades de aplicación de HA en este campo merecerían un análisis pormenorizado que excede el alcance del presente texto.

Tratamiento de efluentes en base a humedales artificiales

Se realizó un relevamiento bibliográfico identificando 54 trabajos escritos entre el 2006 y el 2020 reportando experiencias realizadas en Argentina sobre el tratamiento de aguas residuales mediante HA. Se identificaron 19 HAs, que fueron clasificados según el tipo de tecnología empleada, así como la escala, según Rodriguez-Dominguez y col. (2020) (Tabla 1.2). Se observó que el 50% de los HAs relevados, se construyeron a escala real, un 11% a escala piloto y un 39 % a escala laboratorio. Por otro lado, el tipo de tecnología más empleada fue la de HAs horizontales de flujo subsuperficial seguidos por los HAs superficiales libres (Figura 1.1).

A escala real, los tipos de HAs más empleados fueron los de flujo libre (FWS) y los horizontales de flujo subsuperficial (HSFCW). Por otro lado, se resalta el importante desarrollo académico de esta tecnología como tratamiento secundario de diversos tipos de efluentes, como, por ejemplo: lixiviados de rellenos sanitarios metalúrgicos, curtiembre, agua de rechazo de osmosis inversa, entre otros. También se destaca, la búsqueda de nuevos sustratos como la arcilla expandida (light expanded clay aggregates, LECA) para mejorar la eficiencia (Schierano et al., 2016; Schierano et al., 2018; Silvestrini et al., 2019; así como para remover otros tipos de contaminantes como productos farmacéuticos (Dordio et al., 2010) y fertilizantes (Maine et al., 2019). Cabe destacar, que se están desarrollando experiencias en la prueba de una novedosa tecnología que consiste en combinar HA con tecnologías electroquímicas microbianas (de sus siglas en inglés, MET) (Cabred et al., 2019).

Adicionalmente, consultando el Diagnóstico y Prospectiva del Tratamiento de Aguas Residuales en Argentina (DNAPyS, 2022), realizado por la Dirección Nacional de Agua Potable y Saneamiento (DNAPyS), que resume los resultados obtenidos a través del Relevamiento Nacional de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (RNPTAR) en el que se relevó un universo de 600 plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas de todo el país, se han identificado tan solo 8 de ellas con sistemas de HA (poco más de un 1%), lo que en el relevamiento se identificó como filtros fitoterrestres. Esto da cuenta de lo poco asumida o explorada que se encuentra esta tecnología como alternativa para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Otra cuestión por resaltar es que es posiblemente exista un número mayor de HA construidos en instalaciones privadas, ya sea industriales, habitacionales o de algún otro tipo, pero que no hayan sido identificados por no contar con la información, con bases de información centralizada o con relevamientos en el sector privado a nivel provincial o nacional.

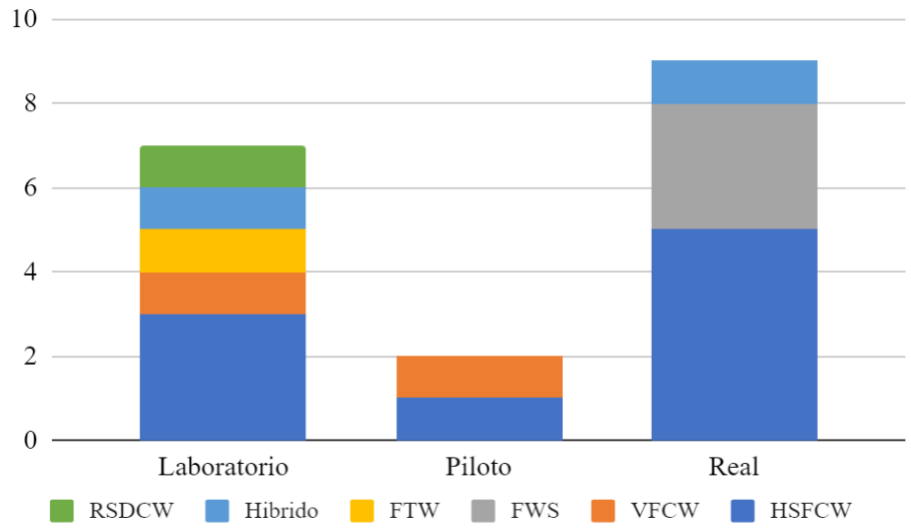


Figura 1.1. HA relevados de la bibliografía entre (2006-2020) discriminados en la escala del diseño y tipo de tecnología empleada.

Salvando las limitaciones antes mencionadas, en la figura 1.2, se presenta la distribución en el territorio de los diferentes HAs relevados. Se puede observar una concentración de experiencias en la región pampeana (provincias de Santa Fe y Buenos Aires) y en la región patagónica (provincia de Chubut). Cabe destacar, que estas zonas presentan una amplitud térmica contrastante donde se alcanzan, en la región patagónica, temperaturas por debajo de los 0 °C varios meses al año. Si bien, la disponibilidad de luz, el tipo de efluente y el clima son variables que impactan sobre las eficiencias de los HAs, esta no parecería ser la mayor limitante en la adopción de este tipo de tratamiento como para que se vea tan poco representado con respecto a otras tecnologías (~ 1%).

Rodriguez-Dominguez y col (2020), destacan diferentes factores que pueden influir de forma aislada o combinada sobre la adopción de este tipo de tecnología a nivel regional pero que son escalables a nivel local. Entre estos factores se pueden destacar: una alta producción de artículos académicos de excelente calidad, pero acotada a pocos grupos de trabajos, las limitaciones en los recursos económicos para el desarrollo de proyectos de investigación en la materia y una falta de comunicación entre las comunidades científicas y los demás actores de la sociedad, sumada a una barrera de difusión que se refleja en el modo de comunicación que emplea la ciencia, el paper. Este acota el alcance de los nuevos resultados y desarrollos hacia actores no académicos. Si bien el objetivo de este trabajo no es profundizar sobre los factores que modulan la falta de implementación de HAs, consideramos importante destacar la asimetría observada en su distribución dentro del territorio argentino.

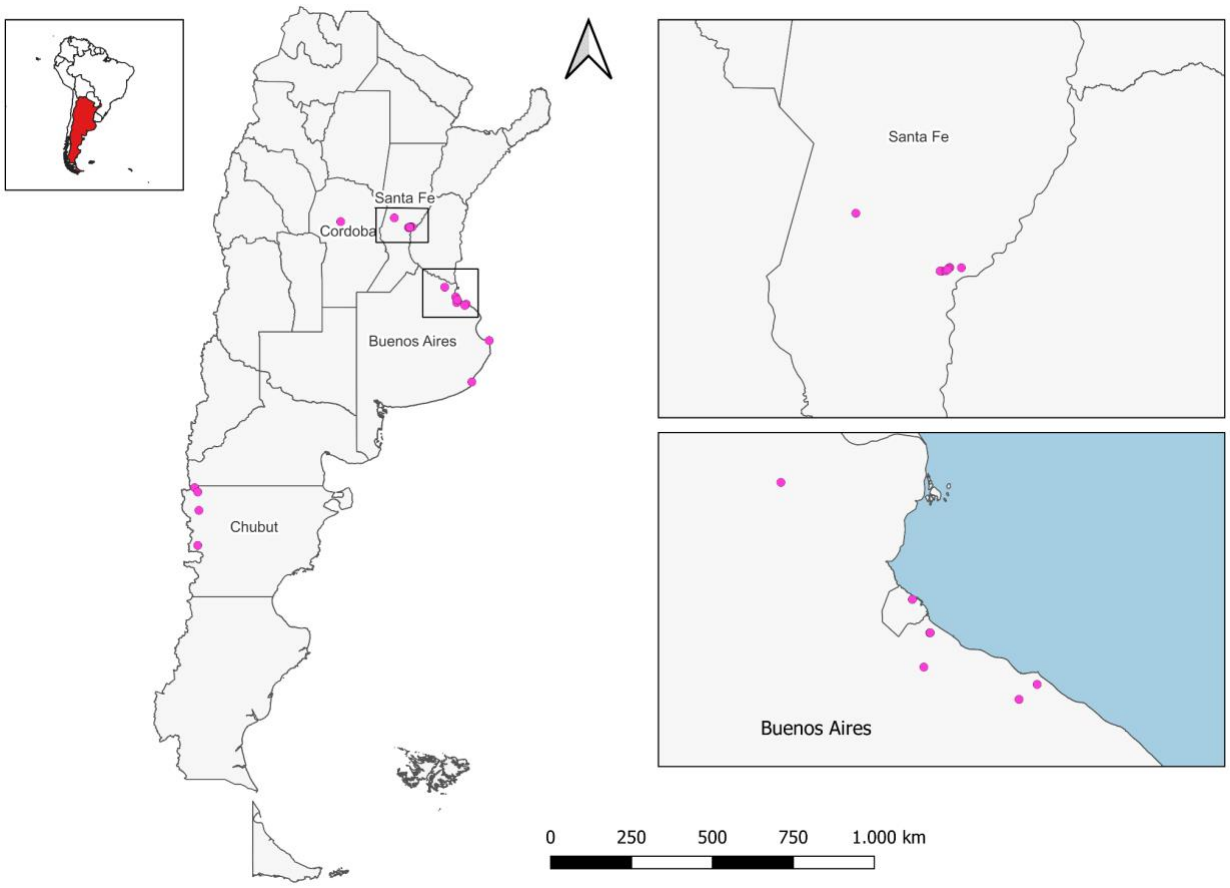


Figura 1.2. Distribución geográfica a nivel nacional de las diferentes experiencias en HA relevadas mediante el Relevamiento Nacional de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (2019-2020) y búsqueda bibliográfica (2006-2020).

Experiencias de humedales artificiales a escala real para el tratamiento de aguas residuales municipales

A partir de la información relevada en el RNPTAR se identificó que, en Argentina, los HA han sido implementados a escala real para el tratamiento de aguas residuales municipales en localidades que poseen poblaciones pequeñas o medianas. No hay casos de aplicación de esta tecnología para el tratamiento de aguas residuales municipales en poblaciones mayores a 35.000 habitantes, donde se utilizan otras tecnologías de tratamiento, como barros activados, lechos percoladores o lagunas de estabilización.

En el relevamiento, se identificó una planta en la provincia de Buenos Aires, localidad de San Clemente, que sirve a 12,200 habitantes, dos plantas en la provincia de La Pampa, localidades de Eduardo Castex y Uriburu, que sirven respectivamente a 9,500 y 1,000 habitantes pero no se encuentran operativas al momento sus unidades de HA, y cinco plantas en la provincia de Chubut, localidades de El Hoyo, Epuyén, Esquel, Gan Gan y Río Pico, que sirven respectivamente poblaciones de 12,000; 1,750; 33,000; 700 y 770 habitantes aproximadamente. El sistema de Gan Gan tampoco estaba operativo al momento del relevamiento. Consecuentemente se identificaron tres HA que sirven poblaciones superiores a 10,000 habitantes y se encuentran en funcionamiento, uno diseñado para servir una población de 9,500 habitantes que estaba fuera de servicio, y cuatro

para servir poblaciones de entre 700 y 1,800 habitantes. Todos los HA identificados para aguas residuales domésticas estarían procesando las aguas residuales generadas por alrededor de 71,000 habitantes.

Solamente se cuenta con algún grado de detalle respecto a los HA de las plantas que sirven a más de 10,000 habitantes, que muestran distintos grados de complejidad y combinaciones con otras tecnologías en su tren de tratamiento. Los HA pueden ser utilizados como tratamiento secundario, tal como en el caso de las localidades de Esquel y El Hoyo, o como tratamiento terciario, tal como en el caso de San Clemente. Se conoce que los sistemas de HA de las localidades de Esquel y El Hoyo, 1.son del tipo horizontal, de flujo Sub Superficial, pero no hay información detallada para los demás.

En coincidencia con el panorama nacional del sector, estas plantas presentan en general distintos estados de mantenimiento en cuanto a su infraestructura, con grandes déficits en su operación y mantenimiento, que provocan bajos niveles de tratamiento y dificultades en la operación. Si bien la tecnología de tratamiento mediante HA no requiere un mantenimiento intensivo, los inconvenientes mencionados suelen ocurrir en las etapas previas (bombeo, desbaste, tratamiento primario, y eventualmente secundario) ocasionando que el HA reciba un afluente en condiciones diferentes a las de diseño.

Entre los posibles motivos de la escasa difusión de esta tecnología para el tratamiento de aguas residuales de origen doméstico, se identificó que, para muchas PTARs, los proyectistas consideran las *Normas de Estudio, Criterios de Diseño y Presentación de Proyectos de Desagües Cloacales para localidades de hasta 30,000 habitantes*, publicadas en el año 1993 (HyTSA, 1993) para el entonces Consejo Federal de Agua Potable y Saneamiento (COFAPyS). En dichas normas se detallan los criterios de diseño para diferentes sistemas de tratamiento, entre otras cuestiones, pero los HA solo cabrían en la sección 11.15, denominada “Tratamientos sobre el terreno”, que también incluye sistemas de infiltración en terreno, y solo presenta referencias y criterios generales, sin especificar aspectos constructivos ni procedimientos para el cálculo y dimensionamiento de los sistemas.

Experiencias de humedales artificiales a escala piloto y laboratorio

<u>Humedales artificiales para el tratamiento de arsénico en agua de rechazo de procesos de potabilización por ósmosis inversa</u>

Se encuentran bien documentados los efectos y trastornos en la salud humana producidos por la presencia de arsénico (As) en el agua de bebida (Ng et al., 2003; Mukherjee et al., 2006; Navoni et al., 2012, 2014) y su toxicidad depende principalmente de la concentración, la especiación y la dósis. La región más afectada en la Argentina es la llanura chaco-pampeana (Nicolli et al., 1989; Cabrera et al., 2001; Smedley y Kinniburgh, 2002; Farías et al., 2003; Pérez Carrera y Fernández Cirelli, 2005; Bhattacharya et al., 2006; Navoni et al., 2014) y su origen es principalmente subterráneo y natural (Bardach et al., 2015). Una de las tecnologías más utilizada para la remoción del As es la ósmosis inversa (OI) (Corroto et al., 2019), y en dicho proceso se producen dos corrientes efluentes: El permeado, que pasa por la membrana de la OI y es el que se destinará a consumo humano, y otra corriente residual denominada “rechazo” en la que se concentran los

compuestos removidos, en este caso el arsénico, con concentraciones superiores aproximadamente entre dos y cinco veces a las del caudal de alimentación. Este residuo por lo general es descargado en los cuerpos de agua naturales, habiéndose encontrado referencias internacionales de efectos de bioacumulación en peces expuestos a altas concentraciones de arsénico en los cursos de agua (Sha et al., 2008).

Corroto y col. (2019) evaluaron el uso de HA para la remoción de As (85 µg L^{-1}) en el "agua de rechazo" del proceso de OI. Construyeron HA en mesocosmos, que operaron en régimen continuo durante más de un año comparando la efectividad de dos especies de macrófitas, *Cyperus haspan* (PA) y *Juncus effusus* (PB), un control sin plantas y un material de bajo costo (laterita), que posee un alto contenido de óxidos de hierro (Fe) y aluminio (Al), promoviendo así la bioacumulación y adsorción de As (Amin et al., 2006; Jadhav et al., 2015 y Thi et al., 2021). Los resultados mostraron que durante el periodo de estabilización (90 días), se obtuvo una remoción del 90% de As debida a procesos de adsorción dada por los sitios activos de la laterita (óxidos de Al y Fe), y pasado este tiempo de estabilización, la remoción de As (%) fue mayor en los humedales tratados con PB (30 – 80 %) en comparación con PA (10 – 40 %) y el PC (8 – 33 %). Los resultados obtenidos para PB indicarían altos valores de bioacumulación y bajos de translocación, no así en PA. Este sustrato (laterita) en conjunto con el uso de macrófitas específicas (un junco en este caso) tienen el potencial de ser una alternativa eficiente y ambientalmente sostenible para el tratamiento del "agua de rechazo" proveniente del proceso de OI, reduciendo de esta manera las concentraciones de As liberadas al medio ambiente.

Humedales artificiales para el tratamiento de metales pesados

El tratamiento de efluentes industriales con metales pesados implica analizar la eficiencia de los humedales artificiales para remover este tipo de contaminantes, por fuera de los contaminantes tradicionales a eliminar, como el fósforo y el nitrógeno (Maine et al., 2016). En Argentina, investigadores de la Universidad Nacional del Litoral (UNL-CONICET), han analizado la eficiencia de humedales artificiales de flujo superficial para la remoción de metales pesados como cromo (Cr), níquel (Ni) y cinc (Zn) (Hadad et al., 2006; Maine et al., 2006). En sus primeros trabajos a escala de laboratorio, los investigadores determinaron que el enriquecimiento del efluente industrial con nutrientes mejoraba la tolerancia de las plantas acuáticas a los metales pesados (Hadad et al., 2007), implementado posteriormente HA en dos industrias de la Provincia de Santa Fe a partir de la utilización del efluente sanitario junto con el efluente industrial (Maine et al., 2016). Dichos humedales han evidenciado una alta capacidad de remoción de los metales (entre 50% y 93%, con mayor eficiencia para el Cr, seguido del Ni y por último el Zn) (Maine et al., 2016; Hadad et al., 2018). A partir de los mismos los investigadores han analizado los mecanismos de depuración involucrados en la remoción.

La evolución de los sistemas artificiales de humedales ha permitido analizar el efecto de la dominancia de distintas especies de macrófitas sobre los mecanismos de retención, aunque en general la eficiencia de retención fue similar (Maine et al., 2007; Maine et al., 2009). Durante la dominancia de *Eichornia crassipes* (camalote, una macrófita flotante), los contaminantes fueron retenidos en la biomasa, con un desplazamiento a los sedimentos cuando la especie dominante fue *Typha domingensis* (totora, macrófita emergente) o en co-dominancia con *Eichornia crassipes* (Maine et al., 2009). *Typha domingensis* presentó una alta capacidad de retención de dichos

metales especialmente en su zona radicular, demostrando su capacidad de fitoestabilización como forma de almacenamiento (Maine et al., 2009; Hadad et al., 2018), y una alta adaptabilidad morfológica a las características del efluente para convertirse en la especie dominante (Hadad et al., 2010). Por su parte, otros estudios han evidenciado también la capacidad potencial de distintas macrófitas de la región para la remoción simultánea de metales pesados (Miretzky et al., 2004; Mufarrege et al., 2010; Mufarrege et al., 2021).

Más allá de la retención de metales por las plantas en sus tejidos, en todos los trabajos realizados se observa que el principal compartimento acumulador de metales fue el sedimento, lo que ocurrió de forma preponderante a través de mecanismos de sorción. El análisis posterior de los sedimentos evidenció la adsorción de los distintos metales en la fracción de carbonatos (Ni, Zn) y en la fracción de óxidos de Fe-Mn (en el caso del Cr). Las características propias de estos efluentes industriales - pH básicos, alta alcalinidad, conductividad y presencia de Fe y Ca - dificulta en este caso la liberación de los metales adsorbidos, reduciendo la liberación de estos en solución (Di Luca, 2011).

En función de estos resultados, las investigaciones desarrolladas han demostrado la eficiencia de sistemas superficiales de humedales artificiales para el tratamiento de efluentes industriales. Es necesario seguir ampliando estos estudios a otros contextos industriales, debido a las favorables condiciones ambientales para el desarrollo de macrófitas en la región, que es sin duda una gran ventaja para la adopción de estos sistemas a gran escala.

Humedales artificiales in situ para el tratamiento de aguas grises en barrios con deficiente infraestructura sanitaria. Caso de estudio en Buenos Aires

Durante el transcurso del 2019, se llevó a cabo la experiencia de diseñar, confeccionar e implementar *in situ* una serie dispositivos que reproducen las condiciones de un Humedal Artificial Vertical (HAV) para el tratamiento de aguas grises. La experiencia se realizó en la localidad de Claypole, Almirante Brown, Provincia de Buenos Aires. Esta localidad presenta características sociodemográficas preocupantes, en donde solo el 2% de 19.935 hogares cuentan con cloacas y tan solo un 23% con suministro de agua potable (INDEC, 2010). Dicha condición conlleva a que las aguas grises de los hogares lleguen a un arroyo por medio de la red pluvial del barrio. Se diseñaron dos prototipos a escala piloto, uno cuya estructura consistió en tres neumáticos apilados (Figura 1.3a), y otro cuya estructura fue una maceta de tela geotextil de 400 µm (Figura 1.3b). La composición de las capas consistió en (de arriba hacia abajo): arena, grava fina, LECA (de sus siglas en inglés Light Clay Expand Aggregate), pometina y grava gruesa. La especie empleada en ambas fue la *Typha latifolia* una especie arraigada muy utilizada en HA (Ciria, Solano y Soriano, 2005; da Costa et al., 2015; Calheiros et al., 2009) y con amplia distribución en la Provincia de Buenos Aires.

En cuanto a la eficiencia, el primer prototipo tuvo una excelente performance con remociones entre el 90-95% para los parámetros: Demanda Química de Oxígeno (DQO), Nitrógeno Total por Kjeldahl (NTK) y Fósforo Total (FT) y 40% para Carbono Orgánico Disuelto (DOC). Este dispositivo fue monitoreado durante 3 semanas consecutivas hasta que fue vandalizado. En cuanto al segundo diseño, se confeccionaron 8 dispositivos los cuales pudieron ser muestreados una sola vez previamente a la pandemia (año 2020). Los resultados no fueron favorables dado que las remociones fueron pobres: 11% DQO, 25% NTK, < 5% FT y 20% DOC. Por otro lado, también

se analizó la supervivencia y resistencia frente al lavado de los sustratos por efecto del caudal, así como a las inundaciones. El 50% permaneció 1 año operativo y un 25% durante 2 años. Se adjudica la diferencia en la respuesta de estos dos diseños al tiempo de retención, dado que en el primero fue mayor al presentar una capa mayor de arena. Actualmente se sigue trabajando en la mejora del diseño haciendo pruebas de estos dispositivos en condiciones controladas para determinar la mejor combinación de sustratos, así como también la optimización del tiempo de residencia.

Humedales artificiales multipropósito: control de inundaciones, mejora de la calidad del agua e integridad ecológica. Casos de estudio en Buenos Aires y Chubut

En los últimos años se empezó a incorporar el análisis y evaluación de los HA desde una perspectiva multipropósito. Cabe destacar que estos estudios fueron realizados en dos regiones: Pampeana y Patagónica, con condiciones climáticas y topográficas contrastantes.

El primer caso de estudio se localiza en la localidad de Claypole, Buenos Aires, donde además de las condiciones deficientes en infraestructura sanitaria ya mencionadas anteriormente, esta localidad sufre de inundaciones frecuentes e intensas. Para atenuar esta situación, las autoridades municipales realizaron la ampliación del cauce del arroyo San Francisco el cual atraviesa el barrio "Mariano Moreno". En este contexto, el ensanchamiento del cauce generó una zona para la implementación de un humedal fluvial artificial.

Desde un enfoque eco-hidrológico, los humedales fluviales son interfases eco-hidrológicas que funcionan como zonas de transición dinámica y controlan el movimiento y la transformación de organismos, agua, materia y energía, entre sistemas adyacentes (Krause et al., 2011). A su vez, proporcionan funciones y beneficios ecosistémicos clave, incluyendo la mejora en la calidad del agua, la regulación térmica, aumentan la biodiversidad local y proporcionan beneficios espirituales y culturales para la comunidad local, entre otras contribuciones (Belnap et al., 2003; Perelo, 2010; Krause et al., 2011; Freitas et al., 2015). Por otro lado, estos humedales, cumplen un rol primordial como zonas de retención del agua durante la tormenta, retardando temporalmente el agua que fluye aguas abajo reduciendo los picos de creciente (Gómez et al., 2015). En ese sentido, una gestión eficiente y multidisciplinaria de estos sistemas es clave para favorecer sus potenciales beneficios tanto en lo que respecta a la mitigación de inundaciones como a la mejora de la calidad del agua y la conservación de la biodiversidad. En este contexto, en el 2019 en Claypole (Buenos Aires), se realizó una jornada de rediseño del paisaje para la generación de un humedal fluvial generando un gradiente de humedad en el suelo, ampliando la zona de contacto y almacenamiento transitorio del caudal de base, e incrementando la heterogeneidad y biodiversidad de la flora nativa. El rediseño del paisaje fue de carácter participativo de tal manera que la comunidad local se involucró tanto en el conocimiento de los beneficios de estas intervenciones, así como también en la elección de las especies vegetales a reintroducir en base a sus preferencias. Para ello se generó material ilustrativo con la flora nativa que potencialmente se podría reintroducir, así como también la interacción de ésta con la fauna local. En base a esta información, la comunidad seleccionó la vegetación autóctona en base a sus atributos estéticos, florales y ecológicos. Se seleccionaron más de 40 especies de flora autóctona y con esto se armó un plan de rehabilitación ecológica (Figura 1.4) que incorpore distintos ambientes, aumente la biodiversidad y los atributos socioculturales a la vez que propicie espacios que funcionen como reservorio en los momentos de crecida. Actualmente este plan se está discutiendo con las autoridades locales para empezar su ejecución.

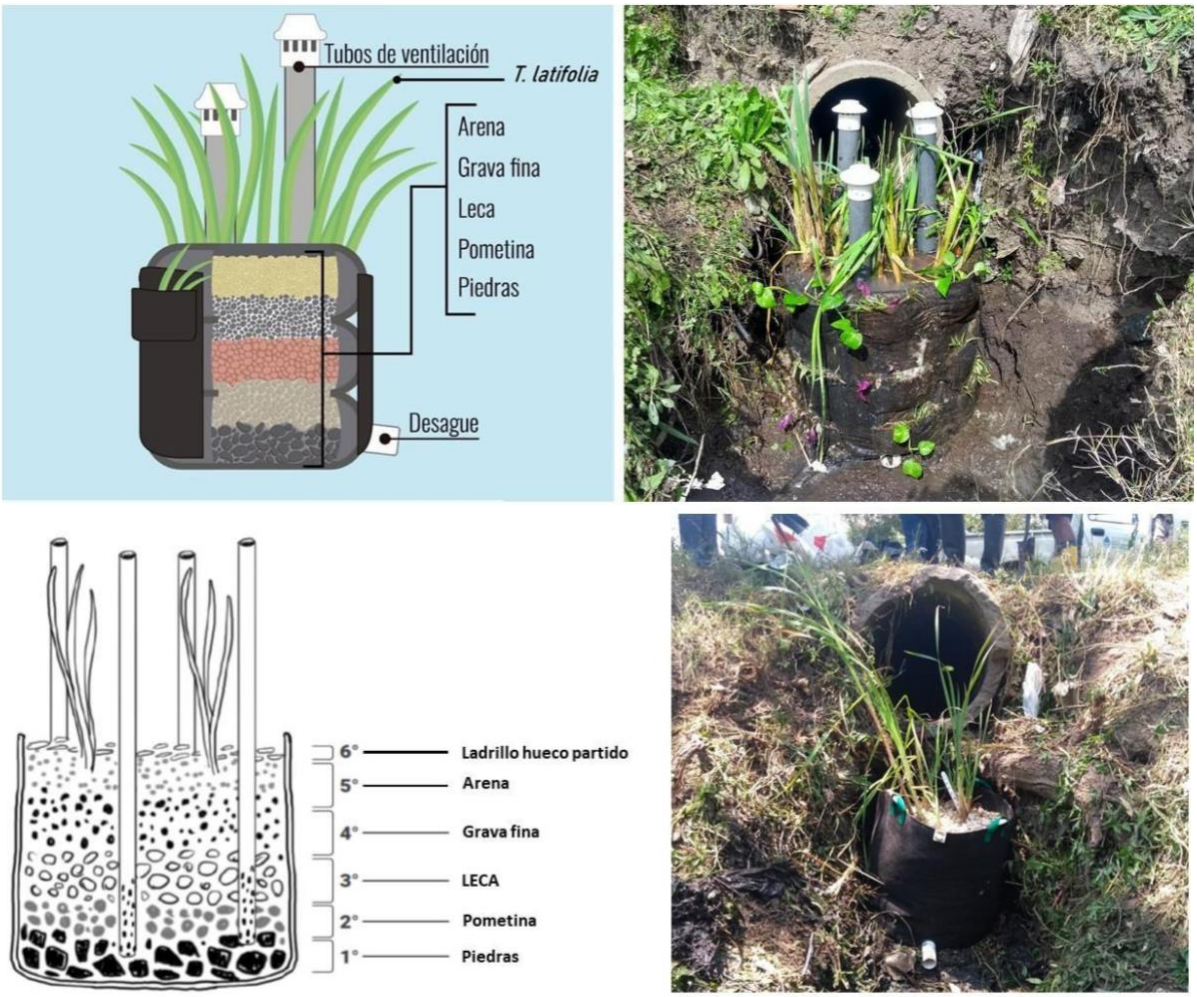


Figura 1.3. a) Soporte conformado por tres neumáticos apilados y aireadores de tubo de PVC de 53 mm. b) Soporte conformado por una maceta de tela geotextil de 400 µm y aireadores con tubo de PVC de 23 mm. En ambos diseños las capas estuvieron conformadas (de arriba hacia abajo) por: arena, grava fina, LECA (Light Clay Expand Aggregate), pometina y grava gruesa. La especie vegetal empleada fue *Thypha latifolia*. Créditos: Dg. Micaela Garramuño.

El segundo caso, se desarrolló en la localidad de Esquel, provincia de Chubut, Manzo y col. (2020) estudiaron los factores que influencian la biodiversidad acuática en dos sistemas de HA: uno para el control de inundaciones (aguas arriba de la ciudad) y otro para el tratamiento de aguas residuales municipales (aguas abajo de la ciudad) que vierten al arroyo Esquel. Las mayores diferencias entre estos dos sistemas se vieron reflejadas en la calidad del agua.

En los HAs empleados para el control de inundaciones, se observó un número de especies de plantas y macroinvertebrados comparable a los hallados en humedales naturales. Por ende, estos HA le proveen a la matriz urbana sitios que incrementan la biodiversidad a la vez que ofrece valiosos servicios socioculturales (recreativos, educativos, estéticos, entre otros). En el caso de los HA implementados para el tratamiento de aguas residuales, mostraron una eficiencia parcial y una menor diversidad de especies siendo los taxones *Psychoda* sp. y *Chironomus* sp. los predominantes, indicando una calidad ecológica pobre. Estos humedales funcionan como

sumideros de nutrientes más que como puntos de biodiversidad. Aun así, mediante un rediseño del paisaje y una gestión adecuada esta podría incrementarse.

Experiencias similares, relacionadas con la implementación de humedales artificiales con perspectiva multipropósito, ponen en manifiesto la versatilidad de este tipo de tecnologías y la importancia en un contexto de cambio climático con eventos extremos y pérdida acelerada de biodiversidad.

Conclusiones y recomendaciones

Los HA presentan un gran potencial al aportar soluciones técnicas a la problemática asociada al tratamiento de aguas residuales, tanto de origen doméstico, como industrial o generadas en actividades específicas como los procesos de potabilización de agua o los lixiviados de rellenos sanitarios, entre otras. Estos procesos pueden emplearse en forma aislada o, como es más habitual, en serie con otras unidades, actuando como unidades de tratamiento secundario o terciario. La gran diversidad de diseños y experiencias, así como la amplia gama de aguas residuales que pueden tratarse mediante HA requieren que la factibilidad de cumplimentar los aspectos regulatorios en cuanto a calidad de los líquidos tratados sea analizada caso a caso. No obstante, se destaca que los HA cuentan con la potencialidad de aportar remociones significativas de parámetros tanto de carga orgánica, como de nutrientes, entre otros. Se identificaron procesos de tratamiento de aguas residuales municipales mediante HA, para servir comunidades de entre 700 y 33.000 habitantes. También se identificaron HA construidos para tratar aguas residuales de origen industrial, algunos de ellos ampliamente documentados en bibliografía científica. Argentina cuenta con un importante desarrollo científico en materia de humedales artificiales donde aborda en profundidad el tratamiento de efluentes complejos, como el metalúrgico, la innovación en sustratos alternativos y el desarrollo de nuevas configuraciones de HA en combinación con tecnologías electroquímicas microbianas. Por último, destacamos estudios en proceso que amplían el rango de experimentación con HAs hacia la mitigación del ingreso de contaminantes en aguas superficiales, y el rediseño de paisajes multipropósito, entre otras funciones, la mejora de la calidad de las aguas en arroyos urbanos.

En ese sentido, y a diferencia de las técnicas convencionales, los HA presentan beneficios ecosistémicos significativos, tales como la mejora en la calidad de los cursos de agua linderos, la regulación térmica y el aumento de la biodiversidad local cumpliendo también funciones relevantes en cuanto a la laminación de picos de caudal generados por lluvias, actuando como reservorio temporal y colaborando de esta forma a obtener una mejor respuesta de los sistemas de drenaje urbano para reducir la posibilidad de ocurrencia y la magnitud de inundaciones. Adicionalmente, proporcionan beneficios paisajísticos, recreativos y culturales a las comunidades cercanas, existiendo casos exitosos de proyectos realizados de forma participativa con la comunidad en torno al desarrollo de HA. Creemos que Argentina tiene las condiciones ambientales apropiadas y la experiencia necesaria para poder abordar de manera integral el uso de HAs en el tratamiento de aguas para cumplir con las normativas vigentes en torno a los estándares de calidad de aguas.

Agradecimientos

Parte de los trabajos presentados fueron financiados parcialmente con fondos del: Instituto Nacional del Agua a través del Plan Estratégico, 2021-2023; Universidad de Buenos Aires a través del Programa UBACyT 2020 y el Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación a través del Programa Nacional de Tecnologías para la Inclusión Social (PROCODAS).

Referencias

Alasino, N., Nadal, F., Primo, L., Bollo, P., y Larrosa, N. (2015). Comportamiento cinético e hidráulico de un humedal construido a escala real. Tecnología y ciencias del agua, 6(3), 93-104.

Avelar F.F., Antonio T. de Matos A.T., de Matos M. P. y Borges A.C. (2014) Coliform bacteria removal from sewage in constructed wetlands planted with Mentha aquatica, Environmental Technology, 35(16), 2095–2103, http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2014.893025

Affairs, United Nations Department of Economic and Social, and United Nations Department of Economic and Social Affairs. (2019). "World Urbanization Prospects 2018: Highlights." https://doi.org/10.18356/6255ead2-en.

Amin, M.N., Kaneco, S., Kitagawa, T., Begum, A., Katsumata, H., Suzuki, T., Ohta, K., (2006). Removal of arsenic in aqueous solutions by adsorption onto waste rice husk. Ind. Eng. Chem. Res. 45, 8105–8110.

Bardach, A.E., Ciapponi, A., Soto, N., Chaparro, M.R., Calderón, M., Briatore, A., Capoddi, N., Tassara, R., Litter, M.I., (2015). Epidemiology of chronic disease related to arsenic in Argentina: a systematic review. Sci. Total Environ. 538, 802–816.

Basílico, G., de Cabo, L., Magdaleno, A., & Faggi, A. (2016). Poultry effluent bio-treatment with Spirodela intermedia and periphyton in mesocosms with water recirculation. Water, Air, & Soil Pollution, 227(6), 1-11.

Belnap, J., Hawkes, C. V., Firestone, M. K. (2003). Boundaries in miniature: two examples from soil. Bioscience 53, 739-749.

Bhattacharya, P., Claesson, M., Bunduschuh, J., Sracek, O., Fagerberg, J., Jacks, G., Martin, R.A., Storniolo, A.R.y Thir, J.M., (2006). Distribution and mobility of arsenic in the Río Dulce alluvial aquifers in Santiago del Estero Province, Argentina. Sci. Total Environ. 358, 97–120.

Cabrera, A., Blarasin, M., Villalba, G., (2001). Groundwater contaminated with arsenic and fluoride in the argentine pampean plain. J. Environ. Hydrol. 9, 1–9.

Calheiros, C. S., Rangel, A. O., y Castro, P. M. (2009). Treatment of industrial wastewater with two-stage constructed wetlands planted with Typha latifolia and Phragmites australis. Bioresource technology, 100(13), 3205-3213.

Rodrigues Capítulo, A., Tangorra, M., y Ocón, C. (2001). Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic ecology*, *35*(2), 109-119.

Cabred, S., Ramos, V. G., Busalmen, J. E., Busalmen, J. P., y Bonanni, S. (2019). Reduced depth stacked constructed wetlands for enhanced urban wastewater treatment. Chemical Engineering Journal, 372, 708-714.

Cirelli, A. F., Fernández Cirelli, A., y Ojeda, C. (2008). Wastewater management in Greater Buenos Aires, Argentina. In Desalination (Vol. 218, Issues 1-3, pp. 52–61). https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.10.040.

Ciria, M. P., Solano, M. L., y Soriano, P. (2005). Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. Biosystems Engineering, 92(4), 535-544.

Corroto, C., Iriel, A., Cirelli, A. F., y Carrera, A. P. (2019). Constructed wetlands as an alternative for arsenic removal from reverse osmosis effluent. Science of the Total Environment, 691, 1242-1250.

Cortizo, L. V., Scelsio, N., Perotti, S., Castro, M., Markán, A., Mariñelarena, A. López, L. y Martegani, J. (2015). Tratamiento de efluentes provenientes del curtido de piel ovina. II Congreso Internacional de Ciencia y Tecnología Ambiental y II Congreso Nacional de la Sociedad Argentina de Ciencia y Tecnología Ambiental (SACyTA), Buenos Aires.

da Costa, J. F., Martins, W. L. P., Seidl, M., y von Sperling, M. (2015). Role of vegetation (*Typha latifolia*) on nutrient removal in a horizontal subsurface-flow constructed wetland treating UASB reactor–trickling filter effluent. Water Science and Technology, 71(7), 1004-1010.

Di Luca, G. A., Maine, M. A., Mufarrege, M. M., Hadad, H. R., Sánchez, G. C., y Bonetto, C. A. (2011a). Metal retention and distribution in the sediment of a constructed wetland for industrial wastewater treatment. Ecological Engineering, 37(9), 1267-1275.

Di Luca, G. A., Mufarrege, M. M., Sánchez, G. C., Hadad, H. R., y Maine, M. A. (2011b). P distribution in different sediment fraction of a constructed wetland. Water Science and Technology, 63(10), 2374-2380.

Di Luca, G. A., Mufarrege, M. M., Hadad, H. R., y Maine, M. A. (2016). Distribution of high Zn concentrations in unvegetated and *Typha domingensis* Pers. vegetated sediments. Environmental Earth Sciences, 75(9), 1-9.

Di Luca, G. A., Mufarrege, M. M., Hadad, H. R., y Maine, M. A. (2019). Nitrogen and phosphorus removal and *Typha domingensis* tolerance in a floating treatment wetland. Science of the Total Environment, 650, 233-240.

Dirección Nacional de Agua Potable y Saneamiento (2022) Diagnóstico y Prospectiva del Tratamiento de Aguas Residuales en Argentina (en edición).

Dotro, G., Tujchneider, O., Paris, M., Faggi, A., y Piovano, N. (2010). Tratamiento de efluentes de curtiembre con humedales construidos: resultados preliminares. Calidad de Vida y Salud, 3(1).

Dotro, G., Castro, S., Tujchneider, O., Piovano, N., Paris, M., Faggi, A., Palazolo, P., Larsen, D. y Fitch, M. (2012). Performance of pilot-scale constructed wetlands for secondary treatment of chromium-bearing tannery wastewaters. Journal of hazardous materials, 239, 142-151.

Farías, S.S., Casa, V.A., Vázquez, C., Ferpozzi, L., Pucci, G.N., Cohen, I.M., (2003). Natural contamination with arsenic and other trace elements in ground waters of Argentine Pampean Plain. Sci. Total Environ. 309, 187–199.

Freitas, J. G., Rivett, M. O., Roche, R. S., Durrant Nee Cleverly, M., Walker, C., Tellam, J. H. (2015). Heterogeneous hyporheic zone dechlorination of a TCE groundwater plume discharging to an urban river reach. Science of the Total Environment 505, 236–252.

Gómez, N., A. Rodrigues Capítulo, D. Colautti, A. Mariñelarena, M. Licursi, J. Cochero, L. C. Armendáriz, M. E. Maroñas, J. Donadelli, R. Jensen, J. García de Sousa, T. Maiztegui, I. García, M. B. Sathiq, J. Suarez, and B. Cortese. (2015). La puesta en valor de los servicios ecosistémicos que ofrecen los arroyos de llanura como una medida de mitigación de las inundaciones: El caso del Aº del Gato en el Partido de La Plata. Pages 39–52 Ecología y manejo de ecosistemas acuáticos pampeanos (VIII EMEAP).

Graziano, M., Giorgi, A., & Feijoó, C. (2021). Multiple stressors and social-ecological traps in Pampean streams (Argentina): a conceptual model. Science of the Total Environment, 765, 142785.

Gutiérrez, G., Franzotti, M., Carrel, M., y Panigatti, C. (2019). Tratamiento terciario de efluentes de una industria láctea aplicando humedales construidos a escala piloto. Actas de Jornadas y Eventos Académicos de Universidad Tecnológica Nacional (1) https://doi.org/10.33414/ajea.1.594.2019.

Hadad, H. R., Maine, M. A., y Bonetto, C. A. (2006). Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment. Chemosphere, 63(10), 1744-1753.
Hadad, H. R., Maine, M. A., Natale, G. S., y Bonetto, C. (2007). The Effect of Nutrient Addition on Metal Tolerance in Salvinia herzogii. Ecol. Eng., 31(2), 122-131.

Hadad, H. R., Mufarrege, M. M., Pinciroli, M., Di Luca, G. A., y Maine, M. A. (2010). Morphological response of *Typha domingensis* to an industrial effluent containing heavy metals in a constructed wetland. Archives of environmental contamination and toxicology, 58(3), 666-675.

Hadad, H. R., Mufarrege, M. D. L. M., Di Luca, G. A., y Maine, M. A. (2018). Long-term study of Cr, Ni, Zn, and P distribution in *Typha domingensis* growing in a constructed wetland. Environmental Science and Pollution Research, 25(18), 18130-18137.

Hanela S., Duek A., Tagliavini D., Gómez, C.E., Reale M., Russian Y., Comellas E., Salinas, M. (2016). Sistematización de la normativa argentina relacionada con el control de la contaminación hídrica, aplicable a establecimientos industriales y comerciales, 3er Encuentro de Investigadores en Formación en Recursos Hídricos (IFRH, 2016) Ezeiza, Pcia. de Buenos Aires, Argentina. https://www.ina.gob.ar/ifrh-2016/trabajos/IFRH_2016_paper_61.pdf

HyTSA Estudios y Proyectos S.A. (1993) Normas de Estudio, Criterios de Diseño y Presentación de Proyectos de Desagües Cloacales para localidades de hasta 30.000 habitantes, elaboradas para el Consejo Federal de Agua Potable y Saneamiento (CoFAPyS) del Ministerio de Economìa, Obras y Servicios Pùblicos.

Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC). (2010). *Censo nacional de población, hogares y viviendas*. INDEC, Buenos Aires, Argentina. [online] URL: https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-135

Jadhav, S.V., Bringas, E., Yadav, G.D., Rathod, V.K., Ortiz, I., Marathe, K.V., (2015). Arsenic and fluoride contaminated groundwaters: a review of current technologies for contaminants removal. J. Environ. Manag. 162, 306–325.

Krause, S., Hannah, D. M., Wood, P. J., Sadler, J. (2011). Hydrology and Ecology interfaces: processes and interactions in wetland, riparian and groundwater-based ecosystems. Ecohydrology Journal 4[4], 476-480.

Kröpfelová, L. (2008), Constructed wetland Břehov: Three years of monitoring, Vymazal J., Wastewater treatment, Plant dynamics and management in constructed and natural wetlands, Springer.

Magdaleno, A., Puig, A., de Cabo, L. I., Salinas, C., Arreghini, S., Korol, S., ... y Moretton, J. (2001). Water pollution in an urban Argentine river. Springer; Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology; 67; 3; 9-2001; 0408-0415.

Maine, M. A., Suñé, N., Hadad, H. R., Sánchez, G., y Bonetto, C. (2006). Nutrient and Metal Removal in a Constructed Wetland for Waste-Water Treatment from a Metallurgic Industry. Ecol. Eng., 26, 341-347.

Maine, M. A., Suñé, N., Hadad, H. R., Sánchez, G., y Bonetto, C. (2007). Removal Efficiency of a Constructed Wetland for Wastewater Treatment According to Vegetation Dominance. Chemosphere, 68, 1105-1113.

Maine, M. A., Suñe, N., Hadad, H., y Sánchez, G. (2007). Temporal and spatial variation of phosphate distribution in the sediment of a free water surface constructed wetland. Science of the total environment, 380(1-3), 75-83.

Maine, M.A., Hadad, H. R., Sánchez, G., Caffaratti, S., y Bonetto, C. (2009). Influence of Vegetation on the Removal of Heavy Metals and Nutrients in a Constructed Wetland. J. Environ. Manag., 90, 355-363.

Maine, M. A., Sánchez, G. C., Hadad, H. R., Caffaratti, S. E., Pedro, M. D. C., Luca, G. A. D., y Mufarrege, M. D. L. M. (2016). Humedales construidos para tratamiento de efluentes de industrias metalúrgicas en Santa Fe, Argentina. Tecnología y ciencias del agua, 7(1), 5-16.

Maine, M. A., Hadad, H. R., Sánchez, G. C., Di Luca, G. A., Mufarrege, M. M., Caffaratti, S. E., y Pedro, M. D. C. (2017). Long-term performance of two free-water surface wetlands for metallurgical effluent treatment. Ecological Engineering, 98, 372-377.

Maine, M. A., Sánchez, G. C., Hadad, H. R., Caffaratti, S. E., Pedro, M. D. C., Mufarrege, M. M., y Di Luca, G. A. (2019). Hybrid constructed wetlands for the treatment of wastewater from a fertilizer manufacturing plant: Microcosms and field scale experiments. Science of the Total Environment, 650, 297-302.

Manzo, L. M., Epele, L. B., Horak, C. N., Kutschker, A. M., y Miserendino, M. L. (2020). Engineered ponds as environmental and ecological solutions in the urban water cycle: A case study in Patagonia. Ecological Engineering, 154, 105915.

Mariñelarena, A.J. y Di Giorgi, H.D. (2016) Vertical upward flow constructed wetlands for wastewater treatment of a rural school, Memorias de la III Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua Santa Fe, Argentina.

Masi F. (2008), 23 Enhanced denitrification by a hybrid HF-FWS constructed wetland in a large-scale wastewater treatment plant, Vymazal J., Wastewater treatment, Plant dynamics and management in constructed and natural wetlands, Springer.

Metcalf & Eddy inc., Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stencel, H.D. (2003) Wastewater Engineering, Treatment and reuse, 4th Edition, Mc Graw Hill.

Miretzky, P., Saralegui, A., y Cirelli, A. F. (2004). Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere*, *57*(8), 997-1005.

Mufarrege, M. M., Hadad, H. R., y Maine, M. A. (2010). Response of *Pistia stratiotes* to heavy metals (Cr, Ni, and Zn) and phosphorous. Archives of environmental contamination and toxicology, 58(1), 53-61.

Mufarrege, M. D. L. M., Di Luca, G. A., Hadad, H. R., y Maine, M. A. (2021). Exposure of *Typha domingensis* to high concentrations of multi-metal and nutrient solutions: Study of tolerance and removal efficiency. Ecological Engineering, 159, 106118.

Mukherjee, A., Sengupta, M. K., Hossain, M.A., Ahamed, S., Das, B., Nayak B, et al., Lodh, D., d Mahmudur Rahman, M., y Chakraborti, D. (2006). Arsenic contamination in groundwater: A global perspective with emphasis on the Asian scenario. Journal of Health Popul Nut. 24:143-63.

Muñoz-Nava H., Baumann J. (2017), Coliform bacteria removal through a system of activated sludge and constructed Wetland, Ecosistemas y recursos agropecuarios 4(11) http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-90282017000200287.

Navoni, J.A., De Pietri, D., Olmos, V., Gimenez, C., Bovi Mitre, G., de Titto, E., Villaamil Lepori, E.C., (2014). Human health risk assessment with spatial analysis: study of a population chronically exposed to arsenic through drinking water from Argentina. Sci. Total Environ. 499, 166–174.

Ng, J., Wang, J. y Shraim A. (2003) A global health problem caused by arsenic from natural sources. Chemosphere. 52:1353-9.

Nicolli, H., Suriano, J., Gomez Peral, M., Ferpozzi, L., Baleani, O., (1989). Groundwater contamination with arsenic and other trace elements in an area of the Pampa, Province of Córdoba, Argentina. Environ. Geol. Water Sci. 14, 3–16.

Organisation for Economic Co-operation and Development. (2020). Gobernanza del Agua en Argentina, OECD Publishing, Paris, https://doi.org/10.1787/53ee8b2e-es.

Organización Mundial de la Salud (2019), Guías para el saneamiento y la salud, https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/330097/9789243514703-spa.pdf

Perelo, L. W. (2010). In situ and bioremediation of organic pollutants in aquatic sediments. Journal of Hazardous Materials 177[1], 81-89.

Pérez Carrera, A., Fernández Cirelli, A., (2005). Arsenic concentration in water and bovine milk in Córdoba, Argentina. Preliminary results. J. Dairy Res. 72, 122–124.

Rahman, I.M.M., Iwakabe, K., Kawasaki, J., (2008). Laterite-A potential alternative for removal of groundwater arsenic. J. Appl. Sci. Environ. Manag. 12, 93–100.

Ramírez, A., Pringle, C. M., y Wantzen, K. M. (2008). Tropical Stream Conservation. In Tropical Stream Ecology (pp. 285–304). https://doi.org/10.1016/b978-012088449-0.50012-1.

Ramírez, I. G. (2018). Tratamiento de efluentes de producción láctea para la agricultura familiar, Informe final de tesis de grado, Universidad Nacional de La Plata. http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/65605.

Rigacci, L. N., Giorgi, A. D., Vilches, C. S., Ossana, N. A., y Salibián, A. (2013). Effect of a reservoir in the water quality of the Reconquista River, Buenos Aires, Argentina. *Environmental monitoring and assessment*, *185*(11), 9161-9168.

Ríos, D. (2015). Present–day capitalist urbanization and unequal disaster risk production: the case of Tigre, Buenos Aires. Environment and Urbanization, 27 (2), 679–692.

Rodriguez-Dominguez, M. A., Konnerup, D., Brix, H., y Arias, C. A. (2020). Constructed wetlands in Latin America and the Caribbean: a review of experiences during the last decade. Water, 12(6), 1744.

Rodríguez Bormioli, N., Reale M., Hanela, S., Davico M.A., El Kassisse, K., Tagliavini D., Duek, A., Comellas E., Gómez, C.E. (2018). Estudio comparativo de límites de vertido para efluentes

industriales en cinco regiones de la República Argentina, 4to Encuentro de Investigadores en Formación en Recursos Hídricos (IFRH, 2018) Ezeiza, Pcia. de Buenos Aires, Argentina. https://www.ina.gov.ar/ifrh-2018/pdf/IFRH_2018_paper_70.pdf

Rousso, B.Z., Santos, M.O., Freitas, M.N., Pelissari, C., Sánchez, G.C., Sezerino, P.H., (2016), Performance of a hybrid constructed wetland employed as sanitary wastewater treatment solution during its operational starting period Memorias de la III Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua Santa Fe, Argentina.

Saraceno, M., Gómez Lugo, S., Ortiz, N., Gómez, B. M., Sabio y García, C. A., Frankel, N., y Graziano, M. (2021). Unraveling the ecological processes modulating the population structure of Escherichia coli in a highly polluted urban stream network. *Scientific reports*, *11*(1), 1-14.

Sánchez, G.C., Maine, M.A., Hadad, H.R., Caffaratti, S., Pedro, M.C., Mufarrege M.M., Di Luca, Camaño Silvestrini, (2016) N., Hybrids wetlands for ammonium removal in industrial wastewater, Memorias de la III Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua Santa Fe, Argentina.

Schierano, M. C., Maine, M. A., y Panigatti, M. C. (2017). Dairy farm wastewater treatment using horizontal subsurface flow wetlands with *Typha domingensis* and different substrates. Environmental technology, 38(2), 192-198.

Shah, A., Kazi, T., Arain, M., Jamali, M., Afridi, H., Jalbani, N., Baig, J., Kandhro, G., (2008). Accumulation of arsenic in different fresh water fish species–potential contribution to high arsenic intakes. Food Chem. 112, 520–524.

Schmelzle, M. y Routier, M. A. (2018). Diseño y Monitoreo de un Sistema de Depuración Natural de Aguas Residuales. Experiencia en una PyME Metalúrgica de la Ciudad de Rafaela. Pymes, Innovación y Desarrollo, 6(1), 44-59. https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/6546463.pdf

Silvestrini, N. C., Maine, M. A., Hadad, H. R., Nocetti, E., & Campagnoli, M. A. (2019a). Effect of feeding strategy on the performance of a pilot scale vertical flow wetland for the treatment of landfill leachate. Science of the Total Environment, 648, 542-549.

Silvestrini, N. E. C., Hadad, H. R., Maine, M. A., Sánchez, G. C., del Carmen Pedro, M., y Caffaratti, S. E. (2019b). Vertical flow wetlands and hybrid systems for the treatment of landfill leachate. Environmental Science and Pollution Research, 26(8), 8019-8027.

Smedley, P.L., Kinniburgh, D.G., (2002). A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. Appl. Geochem. 17, 517–568.

Stefanakis, A. I., y Tsihrintzis, V. A. (2009). Performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands treating simulated municipal wastewater: effect of various design parameters. Desalination, 248(1-3), 753-770.

Thi, H. N., Anh, T. N., Paripurnanda, L., Tiene, V. N., Saravanamuthu V., Thi Hoang H. N., Tran., H. N. (2021). Low-cost laterite-laden household filters for removing arsenic from groundwater in Vietnam and waste management, Process Safety and Environmental Protection. 152: 154-163.

Tobías, M.; Fernández, L. (2019). La circulación del agua en Buenos Aires: resonancias geográficas y desigualdades socioespaciales en el acceso al servicio. Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía, 28(2), 423–441.

Tzoulas, Konstantinos, Kalevi Korpela, Stephen Venn, Vesa Yli-Pelkonen, Aleksandra Kaźmierczak, Jari Niemela, and Philip James. (2007). "Promoting Ecosystem and Human Health in Urban Areas Using Green Infrastructure: A Literature Review." *Landscape and Urban Planning* 81 (3): 167–78.

Vilches, Carolina, Adonis Giorgi, Martina Mastrángelo, and Lucrecia Ferrari. (2011). "Non-Point Contamination Homogenizes the Water Quality of Pampean Streams." *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 87 (2): 147–51.

Von Sperling, M., (2007) Waste stabilization ponds, biological wastewater treatment series, IWA Publishing

Vymazal J., Kröpfelová L. (2008), Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow, Alloway, B.J., Trevors, J. T., Environmental Pollution

Walteros, J.M and Ramírez, A. (2020). Urban streams in Latin America: Current conditions and research needs. Revista de Biología Tropical, 68, 13-28.

Tabla 1.1. Estimación de eficiencias de remoción de DBO_5 y DQO en Aguas Residuales Municipales mediante el uso de HA de Flujo Horizontal Subsuperficial, y comparación con los valores de vertido regulados

	Concentración en aguas residuales domésticas de mediana carga (#)	Eficiencias medias de HA-hss sobre aguas residuales municipales	**Conc. tratada por HA (*)**	Eficiencias típicas de tratamientos primarios	**Concentración de descarga con primario + HA (*)**		Eficiencias típicas de tratamientos secundarios	**Concentración de descarga con primario + secundario + HA (**)**		**Valores regulados**
	mg/l	% de remoción	**mg/l**	%	**mg/l**		%	**mg/l**		**mg/l**
					Mínimo	**Máximo**		**Mínimo**	**Máximo**	
DBO_5	190	60 %(**) - 80 %(*)	**38**	30 a 40 %	**23**	**27**	65 a 95%	**7**	**19**	**30 a 50 (&)**
DQO	430	63%	**159**	30 a 40%	**95**	**111**	60 a 85%	**14**	**45**	**75 a 250**
	Metcalf y Eddy, 2003	Vymazal y Kröpfelová, 2008	Calculado	Metcalf y Eddy, 2003	Calculado		Metcalf y Eddy, 2003 Von Sperling, 2007	Calculado		Relevamiento de los autores

(*) Eficiencia reportada para el tratamiento de líquidos municipales con DBO_5>40 mg/l (80%)

(**) Eficiencia reportada para el tratamiento de líquidos municipales con DBO_5<40 mg/l (60%) por ser la condición recibida desde el tratamiento secundario

(#) Se adoptaron valores de carga contaminante media a fin de simplificar el análisis, pero la referencia también indica valores para aguas residuales de alta y baja carga

(&) Con un único caso de 15 mg/l

Nota: Se entiende por Aguas Residuales Domésticas a las generadas en las acciones normales y habituales de las viviendas y Aguas Residuales Municipales a los líquidos resultantes de la recolección centralizada mediante redes cloacales, y su transporte a las estaciones depuradoras. Estas últimas se componen principalmente por Aguas Residuales Domésticas, aunque también pueden contener aportes de actividades y servicios adicionales, tales como usos comerciales, industriales, descargas de escuelas, hospitales, edificios. A los fines del presente análisis, se consideran concentraciones equivalentes.

Tabla 1.2. Humedales Artificiales relevados a partir de la bibliografía disponible. Se empleó la nomenclatura empleada en inglés para definir el tipo de tecnología. FWS: Free Water Surface (superficial libre); HSFCW: Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands (horizontal de flujo subsuperficial); VFCW: Vertical Flow Constructed Wetlands (flujo vertical); RDSCW Reduced Depth Stacked Constructed Wetlands (apilado de profundidad reducida); FTW: Floating Treatment Wetlands (flotante).

Ubicación	**Año de construcción**	**Escala ***	**Área (m^2)**	**Especies vegetales principales**	**Tipo de tecnología**	**Etapa del tratamiento**	**Caudal entrada (m^3d^{-1})**	**Tiempo residencia (día)**	**Tipo de líquido tratado**	**Referencias**
Santo Tomé, Pcia. de Santa Fe	2003	Real	2.000	*Eichhornia crassipes* *Typha domingensis* *Pontederia cordata*	FWS	Secundario	100	7-12	Mixto: Industrial - Metalúrgica / Cloacal	Maine et al. 2006 Maine,et al. 2007a Mainé et al. 2007b Maine, et al. 2009 Hadad et al. 2009 Di Luca et al.2011a Di Luca et al. 2011b Maine et al., 2016 Main et al. 2017 Di Luca et al. 2017 Hadad et al. 2018
Santo Tomé, Pcia. de Santa Fe	2009	Real	140	*T. domingensis*	FWS	Secundario	10	7-10	Mixto: Industrial - Metalúrgica / Cloacal / Agua de enfriamiento	Maine et al. 2016 Maine et al. 2017 Di Luca et al. 2017
Berisso, Pcia. de Buenos Aires	2015	Real	3	*Typha spp*	HSFCW	Secundario	NA	5	Industrial / Láctea	Ramírez, 2018
Pcia. de Santa Fe	NA	Real	4,5	*T. latifolia*	HSFCW	Secundario	0,45	2.4	Industrial / Curtiembre	Dotro et al. 2012
							0,22	5		
Córdoba, Pcia. de Córdoba	2010	Real	10	*Cortaderia selloana*	HSFCW	Secundario	0,7	3	Agua residual doméstica	Alasino et al. 2015
Santo Tomé, Pcia. de Santa Fe	2001	Real	18	*T. domingensis*	FWS	Secundario	1	7	Mixto: Industrial - Metalúrgica / Cloacal	Hadad et al. 2006
Esquel, Pcia. Chubut	1994-actualidad (en ampliación)	Real	940	*Phragmites australis*	HSFCW	Secundario	12.000	2,14	Efluentes cloacales y pluviales	Manzo et al. 2020
	2008		NA	--	Reservorio	--	--	--	Escorrentía	
Campana, Pcia. de Buenos Aires	2019	Real	24 - 18	*T. domingensis* *C. indica*	Híbrido (HSFCW-FWS)	Primario	1	7	Industrial / Fábrica de fertilizantes	Maine et al. 2019
Rafaela, Provincia de Santa Fe	2018	Real	2,4	*T. domingensis*	HSFCW	Terciario	0,061	7	Industrial / Láctea	Gutiérrez et al. 2019
Claypole, Pcia. de Buenos Aires	2019	Piloto	1,8	*T. latifolia*	VFCW	Primario	0,7	0,004	Aguas grises	Este trabajo

(*) Según Rodriguez-Dominguez y col. (2020). NA: No aclara

Tabla 1.2 (Continuación) – Humedales Artificiales relevados a partir de la bibliografía disponible. Se empleó la nomenclatura empleada en inglés para definir el tipo de tecnología. FWS: Free Water Surface (superficial libre); HSFCW: Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands (horizontal de flujo subsuperficial); VFCW: Vertical Flow Constructed Wetlands (flujo vertical); RDSCW Reduced Depth Stacked Constructed Wetlands (apilado de profundidad reducida); FTW: Floating Treatment Wetlands (flotante).

Ubicación	**Año de construcción**	**Escala ***	**Área (m^2)**	**Especies vegetales principales**	**Tipo de tecnología**	**Etapa del tratamiento**	**Caudal entrada (m^3d^{-1})**	**Tiempo residencia (día)**	**Tipo de líquido tratado**	**Referencias**
Pcia. Buenos Aires	2016	Piloto	0,6	*Cyperus haspan* *Juncus effusus*	HSFCW	Primario	0,036	1.8	Rechazo de potabilización por ósmosis inversa	Corroto et al. 2019
Santa Fe, Pcia. de Santa Fe	2010	Laboratorio	0,06	*T. latifolia*	HSFCW	Secundario	0,0006	7	Industrial / Curtiembre	Dotro et al. 2010
La Plata, Pcia. de Buenos Aires	NA	Laboratorio	NA	*Sarcocornia perennis*	HSFCW	Terciario	NA	NA	Industrial / Curtiembre	Cortizo et al. 2015
Villa Domínico, Pcia. de Buenos Aires	NA	Laboratorio	0,15	*T. domingensis* *Canna indica*	VFCW	Dilución (1:10)	0,03	NA	Lixiviado de relleno sanitario	Silvestrini et al. 2019 a
Pcia. de Santa Fe	2016	Laboratorio	0,09	*T. domingensis y Phragmites australis*	HSFCW	Terciario	0,09	7	Industrial / Láctea	Schierano et al. 2018
Villa Domínico, Pcia. de Buenos Aires	2018	Laboratorio	0,08	*T. domingensis, Scirpus californicus, Iris pseudacorus*	Híbrido (VFCW-FWS) (VFCW-HSFCW)	Dilución (1:10)	NA	7	Lixiviado de relleno sanitario	Silvestrini et al. 2019 b
Mar del Plata, Pcia. de Buenos Aires	2018	Laboratorio	NA	*Scirpus cernuus*	RDSCW	Secundario	NA	NA	Efluentes domésticos	Cabred et al. 2019
Santa Fe, Pcia de Santa Fe	2018	Laboratorio	0,1	*T. domingensis*	FTW	No aplica	No aplica	0-28	Efluentes de escorrentia sinteticos	Di Luca et al. 2019

(*) Según Rodriguez-Dominguez y col. (2020). NA: No aclara

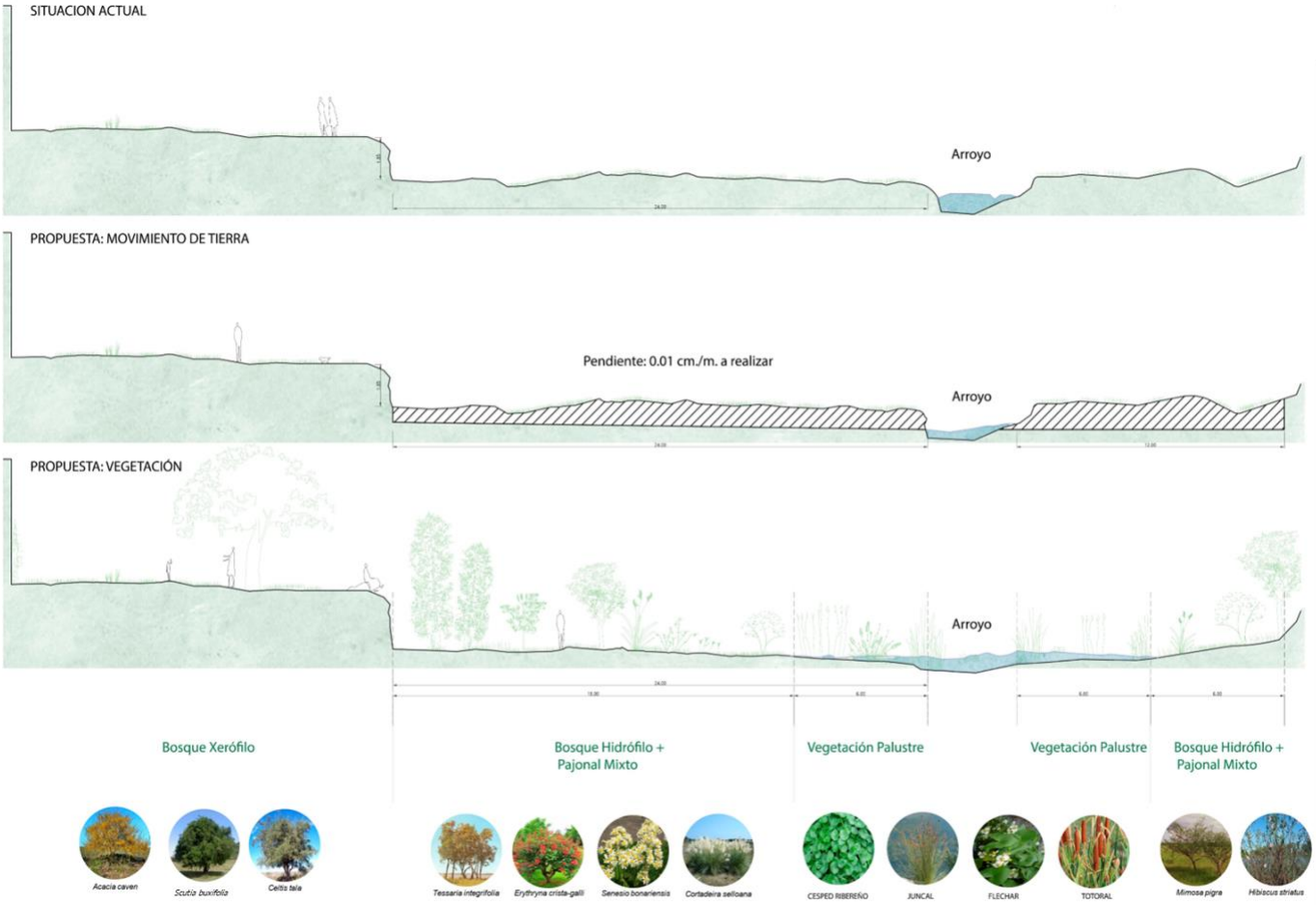


Figura 1.4. a) Corte transversal de la sección a intervenir. Situación actual y propuesta de los diferentes estratos vegetales. b) Diseño en planta de la zona a intervenir con la distribución de los estratos vegetales y principales comunidades de la vegetación palustre. c) Mapa conceptual del diseño participativo mediante la integración de criterios ecológicos y preferencias de la comunidad. Créditos: Arq. Nehuen Serpa.

Figura 1.4. (continuación). a) Corte transversal de la sección a intervenir. Situación actual y propuesta de los diferentes estratos vegetales. b) Diseño en planta de la zona a intervenir con la distribución de los estratos vegetales y principales comunidades de la vegetación palustre. c) Mapa conceptual del diseño participativo mediante la integración de criterios ecológicos y preferencias de la comunidad. Créditos: Arq. Nehuen Serpa

CAPITULO 2

Uso de humedales para la limpieza de aguas contaminadas en Brasil

André Luís de Sá Salomão[1] (andre@andresalomao.com)**, Elisa Dias de Melo[2], Ana Silvia Pereira Santos[3] y Marília Carvalho de Melo[4]**

[1]ORCID: 0000-0001-8105-9546
[2]ORCID: 0000-0001-7675-8684
[3]ORCID: 0000-0001-7823-9837
[4]ORCID: 0000-0002-9789-2169

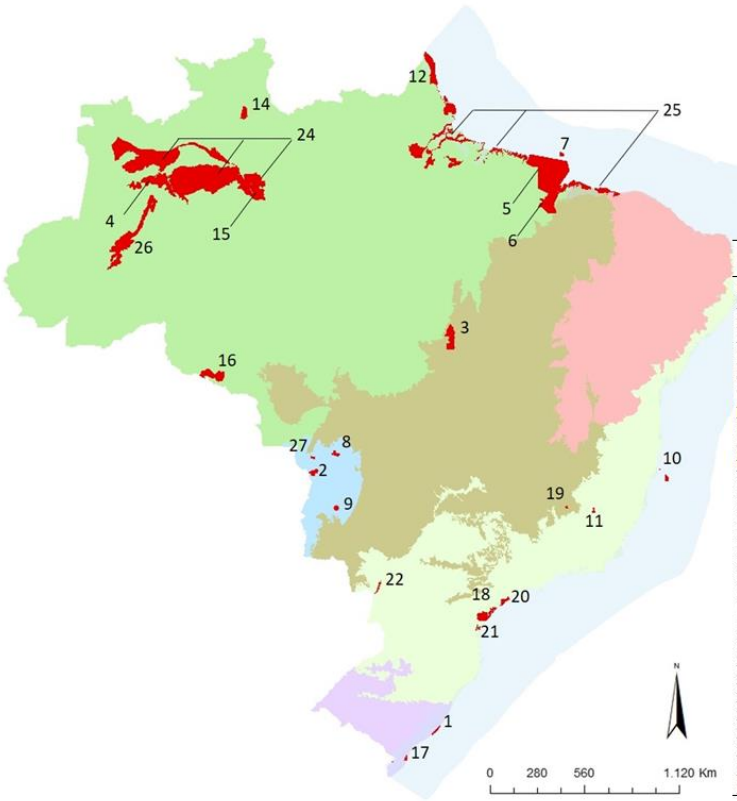
Introducción

La biodiversidad brasileña es reconocida como una de las más ricas del planeta, en donde se destacan ecosistemas como las áreas húmedas, que incluyen áreas marinas, costeras, continentales y áreas artificiales. En Brasil es posible identificar diferentes tipos de áreas húmedas, como el *Pantanal*, manglares, zonas inundables, playas, *veredas* (tipo de formación vegetal en el Cerrado, un bioma brasileño, caracterizado por suelos hidromórficos) y áreas inundadas características de la región amazónica brasileña. También se incluyen en esta categoría las áreas irrigadas para la agricultura, reservas de hidroeléctricas, entre otras (Lima, 2015).

Desde 1996, Brasil se sumó al Convenio de Ramsar (Decreto nº 1.905/96 (BRASIL, 1996)), lo que reforzó la importancia ecológica, así como el valor económico, social, cultural, científico y recreativo de las áreas húmedas, e incentivó acciones para la preservación y el uso sostenible. En el territorio nacional, existen 27 sitios incluidos en la lista de áreas húmedas de importancia internacional, alcanzando un área superficial de 26.794.455 hectáreas (RAMSAR, c2014) (ver Figura).

Los estudios para la caracterización de estas áreas son fundamentales para el mantenimiento de la biodiversidad y, consecuentemente, de los servicios ecosistémicos que estas proveen. Un ejemplo es el Proyecto *Manguezais do Brasil*, implementado en Brasil por el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo -PNUD-, con el apoyo del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM o GEF por sus siglas en inglés) y coordinado por el Instituto Chico Mendes de Conservación de la Biodiversidad (ICMBio), el cual tiene como objetivo mejorar la capacidad de Brasil de promover la conservación efectiva y el uso sostenible de los recursos en áreas de manglar, tanto en áreas protegidas por el Sistema Nacional de Unidades de Conservación (SNUC), como en áreas de conservación permanentes (ICMBio, 2018a).

Otro es el Programa de Monitoreo de los Arrecifes de Coral de Brasil que acompaña el estado de salud de los ecosistemas de arrecife brasileños por medio de estimaciones de abundancia de organismos indicadores, adaptando protocolos internacionales de la *Global Coral Reef Monitoring Network* y/o *Reef Check* a las características de los arrecifes locales. El programa inició en 2002, bajo la coordinación de la Universidad Federal de Pernambuco (UFPE) y el apoyo del Instituto de Arrecifes Costeros (IRCOS por sus siglas en portugués). Desde el 2015, el programa se desarrolla por medio de una alianza entre el Centro Nacional de Investigación y Conservación de la Biodiversidad Marina del Noreste (Cepene/ICMBio), la UFPE y el IRCOS (ICMBio, 2018b).



SITIOS	UF	FECHA DE INCORPORACIÓN
1. Parque Nacional Lagoa do Peixe	RS	24/05/1993
2. Parque Nacional Pantanal Mato-Grossense	MT	24/05/1993
3. Parque Nacional Araguaia - Ilha do Bananal	TO	04/10/1993
4. Reserva de Desarrollo Sustentable Mamirauá	AM	04/10/1993
5. Área de Protección Ambiental Reentrâncias	MA	30/11/1993
6. Área de Protección Ambiental Baixada Maranhense	MA	29/02/2000
7. Parque Estatal Marino Parcel de Manuel Luiz e Baixios do Mestre Alvaro e Tarol	MA	29/02/2000
8. Reserva Particular de Patrimonio Natural SESC	MT	06/12/2002
9. Reserva Particular de Patrimonio Natural Fazenda Rio Negro	MS	28/05/2009
10. Parque Nacional Marino Abrolhos	BA	02/02/2010
11. Parque Estatal Rio Doce	MG	26/02/2010
12. Parque Nacional Cabo Orange	AP	02/02/2013
13. Reserva Biológica Atol das Rocas	RN	11/12/2015
14. Parque Nacional Viruá	RR	22/03/2017
15. Parque Nacional Anavilhanas	AM	22/03/2017
16. Reserva Biológica Guaporé	RO	22/03/2017
17. Estación Ecológica Taim	RS	22/03/2017
18. Estación Ecológica Guaraqueçaba	PR	05/06/2017
19. Lund-Warming/APA Carste de Lagoa Santa	MG	05/06/2017
20. APA Cananéia - Iguape - Peruíbe	SP	04/09/2017
21. APA Estadual de Guaratuba	PR	21/09/2017
22. Parque Nacional Ilha Grande	MS/PR	30/09/2017
23. Parque Nacional Marino Fernando de Noronha	PE	25/01/2018
24. Rio Negro (Sitio Ramsar Regional)	AM	19/03/2018
25. Estuario Amazonas y sus manglares (Sitio Ramsar	AP-CE	19/03/2018
26. Rio Juruá (Sitio Ramsar Regional)	AM	29/09/2018
27. Estación Ecológica Taiamã	MT	21/10/2018

Figura 2.1. Lista de áreas húmedas de importancia internacional en el territorio brasileño (Fuente: MMA, 2018).

A pesar de las alertas emitidas por la comunidad científica nacional e internacional acerca de la importancia de los ecosistemas de áreas húmedas, el ritmo de degradación de estos es alarmante. El *Pantanal*, por ejemplo, la mayor área húmeda continental del planeta está sufriendo con eventos de sequias extremas desde 2019. De acuerdo con Berlinck et al. (2022), el volumen de agua en las llanuras aluviales y cauces de los ríos están disminuyendo, provocando suelos y vegetación extremamente secos y aumentando el riesgo de incendios forestales. Los autores indican una probable relación de este escenario con la deforestación en la Amazonia- otra importante región que alberga sitios Ramsar- lo que ha alterado el ciclo hidrológico y ha reducido las lluvias en partes de la cuenca del *Plata*, en donde está ubicado el *Pantanal*. Acerca de esto, un estudio realizado por Menezes et al. (2022) indicó una baja asociación entre incendios y rayos, sugiriendo a las actividades antrópicas como la principal fuente de ignición de los incendios forestales en el *Pantanal.*

Con respecto a la degradación ambiental por acciones antrópicas, cabe resaltar una serie de deficiencias relacionadas a los servicios de saneamiento en Brasil. Según datos publicados por la Agencia Nacional de Aguas y Saneamientos Básico (ANA, 2020), el 27% de la población brasileña no cuenta con servicio de alcantarillado sanitario, el 18% tiene un sistema de recolección de aguas residuales que no reciben tratamiento y el 55% reciben tratamiento, incluyendo en esta cifra la población que utiliza fosas sépticas.

La eficiencia de los tratamientos, cuando ocurren, también debe ser considerada, ya que apenas el 39% de la carga orgánica es removida de las aguas residuales que se generan diariamente en Brasil. Además, predominan sistemas biológicos (reactores anaeróbicos, lagunas y lodos activados) en las estaciones de tratamiento activas (ANA, 2020), en los cuales la eliminación de nutrientes y otros agentes contaminantes puede ser desafiadora. La liberación de aguas residuales *in natura* o sin el tratamiento adecuado está perjudicando los manantiales de abastecimiento brasileños, considerando que actualmente en el 83.450

km de tramos de ríos no se permite la captación para fines de abastecimiento público debido a la contaminación y, en 27.040 km, la captación de aguas es permitida, pero se requiere un tratamiento avanzado (ANA, 2020).

Al buscar alternativas para las cuestiones presentadas anteriormente y siguiendo los preceptos de las Soluciones Basadas en la Naturaleza (SbN)[1], se destacan los *wetlands* construidos, que son sistemas basados en la dinámica de las áreas húmedas, o *wetlands* naturales, que se presentan como una posible herramienta para alcanzar las metas de la Agenda 2030 de la ONU, específicamente el sexto Objetivo del Desarrollo Sostenible, ODS 6, y la universalización del saneamiento básico en Brasil.

Marco regulatorio: políticas públicas brasileñas para la gestión ambiental y de saneamiento

El marco regulatorio de las políticas públicas ambientales en Brasil, con el objetivo de mediar los usos de los recursos naturales para la garantía de la sostenibilidad ambiental, es extenso y está integrado a diversos instrumentos. De acuerdo con Varella y Lauzinger (2008), inicialmente se debe considerar el mérito de la Constitución Federal (CF) de 1988 que le dio el estatus constitucional a la protección del medio ambiente, que según Souza et al. (2021), de forma inédita le atribuyó un capítulo específico acerca de los derechos y garantías fundamentales, relacionado con la cuestión ambiental. En este caso, además de diversos instrumentos previstos en el capítulo, se resalta el de la creación de Espacios Territoriales Especialmente Protegidos (ETEP).

Los ETEP, en donde se incluyen las áreas húmedas de relevancia nacional e internacional, pueden ser definidos como cualquier área creada por el poder público en la cual incide la protección jurídica específica, integral o parcial, de sus atributos naturales, de origen pública o privada (Varella; Lauzinger, 2008). Según la CF, el uso de las áreas protegidas está controlado para que no se comprometa la integridad de los atributos que justifican esa protección.

En este contexto, se observa el alineamiento de la Política Nacional del Medio Ambiente, Ley 9.638/1981 (Brasil, 1981), que también incluye como uno de sus instrumentos la institución y conservación de espacios territoriales protegidos, definidos según diferentes características. En 2006, se expidió el Decreto nº 5.758/2006 (Brasil, 2006) que implementó el Plan Estratégico Nacional de Áreas Protegidas (PNAP), sus principios, directrices, objetivos y estrategias.

Es en este escenario que tanto las áreas húmedas naturales (el *Pantanal*, manglares, zonas inundables, playas, *veredas*, *várzeas* amazónicas, *igapós* y *campinarana*) como otros ecosistemas de interés ambiental específicos, reciben apoyo de la protección ambiental legal en el territorio nacional. Las alteraciones climáticas, así como el avance poblacional de los centros urbanos, ha traído enormes desafíos a la gestión ambiental del país, considerando los aspectos relacionados al agua potable, aguas residuales, residuos sólidos y aguas pluviales urbanas, que constituyen los servicios públicos de saneamiento básico en el país.

Recientemente, la ley 11.445/2007, que establece directrices nacionales para el saneamiento básico en el país (Brasil, 2007), fue alterada por el Nuevo Marco Legal de Saneamiento, ley 14.026/2020 (Brasil, 2020). Esta alteración estipula grandes cambios en el sector de saneamiento en Brasil, siendo el principal de ellos la posibilidad de inserir la iniciativa privada en la prestación de los servicios de saneamiento básico, en donde se le atribuye la regulación de estos a la Agencia Nacional de Aguas (ANA) que, de ahí

[1] De acuerdo con la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2016), SbN se definen como "las acciones para proteger, administrar de forma sostenible y restaurar ecosistemas naturales o modificados, que incluyen los desafíos sociales de forma eficaz y adaptativa, brindando simultáneamente beneficios al bienestar humano y de la biodiversidad".

en adelante, paso a llamarse Agencia Nacional de Aguas y Saneamiento Básico. En este sentido, existe una gran expectativa en el país por la modernización de este sector, para alcanzar las metas de universalización de los sistemas hasta el 2033, y como una forma de garantizar la protección ambiental de áreas urbanas y rurales.

Con respecto a los servicios de alcantarillado sanitario (SES por sus siglas en portugués), actualmente existen numerosos procesos de tratamiento de aguas residuales en Brasil, con garantía de desempeño teórico compatible con la legislación nacional vigente, que define criterios de liberación de efluentes, Resolución Nº 430 del Consejo Nacional de Medio Ambiente (CONAMA) de 2011 (Brasil, 2011). Esta legislación define, además de las condiciones específicas, los patrones para la liberación de aguas residuales, considerando dos tipos de estas: i) efluentes (E); y ii) efluentes de sistemas de alcantarillado sanitario (E-SES). En el primer caso, son definidos los estándares para los parámetros inorgánicos, además de parámetros clásicos de caracterización de efluentes; en segundo lugar, únicamente son definidos los patrones de los parámetros clásicos. Santos y Jordão (2021) resaltan que, de manera general, los estándares definidos en la resolución CONAMA Nº 430/2011 son considerados en ocasiones escasos en relación con la protección ambiental. Por ejemplo, se destaca el parámetro de indicación de materia orgánica, la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), que para E solo se requiere un desempeño mínimo de reducción del 60%; para E-ESES, la concentración final deber ser inferior a 120 mg/l, pudiendo ser superada en casos en los que la eficiencia de reducción sea superior al 60%.

Las dimensiones continentales de Brasil, además de las diferentes características ambientales, culturales y socioeconómicas entre sus regiones geográficas, implican otro elemento retador a la gestión ambiental del país. Es este caso, referente a la reglamentación para la liberación de efluentes, los estados y los municipios pueden definir otros patrones en documentos legales, desde que sean más restrictivas que la legislación nacional. Santos et al. (2014) realizaron un estudio comparativo entre los estándares de liberación de efluentes definidos en los documentos legales sub-federales de los 13 estados de la federación que definieron criterios propios. Los autores demostraron una elevada discrepancia entre los patrones impuestos por las diferentes regiones del país. Con respecto al nivel federal, el patrón de DBO para la liberación de efluente doméstico es de 120 mg/L, como fue previamente mencionado, en donde los estados de Rio de Janeiro y Rio Grande do Sul definen un límite de 40 mg/l, mientras Minas Gerais y São Paulo establecen un valor máximo de 60 mg/L.

De esta manera, estos estándares pueden ser alcanzados con diferentes tecnologías de tratamiento de aguas residuales. Los estándares más bajos son alcanzados con tecnologías de bajo costo de implementación y operación, como los reactores anaeróbicos de flujo ascendente (UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) y las lagunas de estabilización, mientras que estándares más restrictivos necesitan de tecnologías más robustas como los procesos biológicos aeróbicos de biomasa suspendida o adherida, y otras tecnologías aún más avanzadas. En general, tanto la desinfección como la remoción de nutrientes no son obligatorios en la mayoría de los aspectos legales nacionales para efluentes sanitarios.

De acuerdo con la ANA (2020), las tecnologías simplificadas (lagunas de estabilización y reactores UASB) se encuentran en mayor número absoluto en operación en Brasil, aunque la mayor parte de la población trate sus efluentes por el proceso de lodo activado. Según Chernicharo et al., (2018), Brasil presenta el mayor parque de reactores UASB en operación en el mundo. Se trata de una tecnología bastante aplicable en el territorio nacional.

Los parámetros de dimensionamiento hidráulico-sanitario de estaciones de tratamiento de aguas residuales (ETE por sus siglas en portugués) en el país son definidos por la Asociación Brasileña de Normas Técnicas (ABNT) en la Norma Brasileña NBR 12.209/2011. En este documento están contemplados los siguientes

procesos: a) separación de solidos por medios físicos (barandilla, remoción de arena, decantación primaria); b) procesos físico-químicos; c) procesos biológicos (reactor UASB, filtros biológicos, lodo activado y sus variables, además de reactor biológico de lecho móvil); d) tratamiento de lodo (tecnologías de compactación, digestión, desaguamiento e higienización); e) desinfección de efluentes (cloración, ozonización y radiación ultravioleta); e) tratamiento de olores. Las lagunas de estabilización y los tanques sépticos no están contemplados en este documento (Santos e Jordão, 2021), además de los sistemas de *wetlands* construidos. Este último adopta los procesos que ocurren en las tierras húmedas naturales, mencionadas anteriormente, aunque en un ambiente controlado para el tratamiento de efluentes.

Esta tecnología, aunque es altamente aplicable a las condiciones climáticas, ambientales y socioeconómicas de Brasil, no es muy usual en el país para el tratamiento de aguas residuales sanitarias en sistemas centralizados y si lo es en sistemas colectivos de pequeño porte, además de sistemas individuales o unifamiliares, tratando aguas residuales o aguas grises (Sperling; Sezarino, 2018).

Frente a la falta de criterios definidos en Brasil para los proyectos de *wetlands* construidos, Sperling y Sezarino (2018) publicaron un documento de consenso sobre el dimensionamiento de esas unidades, en el contexto del Grupo de Estudios en Sistemas *Wetlands* Construidos Aplicados al tratamiento de Aguas Residuales. El documento no pretende cumplir el papel de una propuesta de NBR, pero puede contribuir para la definición de criterios de dimensionamiento para una futura normativa.

Se resalta que, en Brasil, en la literatura se adoptan diferentes términos además de "*wetlands* construidos"[2], como "sistemas inundables construidos", "tierras húmedas construidas", "lechos plantados", "lechos con macrófitas", "filtros plantados con macrófitas", "lechos cultivados", "sistemas de zonas de raíces", "jardines filtradores", "bañados construidos", "trincheras filtradoras", "lagunas o lechos de macrófitas", "ecosistema engenheirado", "fito-lagunas", "fito-ETARs" (estaciones de tratamiento de aguas residuales a través de plantas), entre otros (Almeida et al., 2007b; Salomão et al., 2012; Sezerino et al., 2015; Sperling; Sezarino 2018, Honorato et al., 2021). Se observa que el hecho de que no haya una nomenclatura definida puede dificultar la comparación de los resultados obtenidos en términos de investigación y aplicaciones prácticas.

Tratamiento de contaminantes a través de humedales

En los ambientes naturales de regiones inundadas (permanentes o temporales), los *wetlands* se destacan cuando se habla de procesos de autodepuración, con una vegetación adaptada a la vida en suelos inundados y con valor ecológico inestimable acerca a la mejora de la calidad del agua. Estas áreas son clasificadas como de transición entre ambientes terrestres y acuáticos. *Várzeas* de ríos, pantanos, estuarios, manglares y lagos poco profundos están entre los ecosistemas más fértiles y productivos del mundo, presentando una enorme diversidad biológica (Sousa et al., 2004; Costa et al., 2003; Dornelas et al., 2009; Brasil, 2007).

Por otro lado, los *wetlands* construidos son sistemas artificialmente proyectados con la intención de mimetizar los procesos de autodepuración que ocurren en la naturaleza, aunque de forma controlada. De esta manera, los efectos de la liberación en cuerpos hídricos, como los procesos de nitrificación y desnitrificación, oxidación de la materia orgánica y de eutrofización, son anticipados y ocurren de forma controlada, con la retirada del exceso de la biomasa producida, que resulta en un efluente pobre en nutrientes y materia orgánica (Vymazal et al., 2008; Salomão et al., 2012). Para eso son utilizadas plantas

[2] En portugués: "sistemas alagados construídos", "terras úmidas construídas", "leitos plantados", "leitos com macrófitas", "filtros plantados com macrófitas", "leitos cultivados", "sistemas de zonas de raízes", "jardins filtrantes", "banhados construídos", "trincheiras filtrantes", "lagoas ou leitos de macrófitas", "Ecossistemas Engenheirados", "fito-lagunagem", "fito-ETARs"

acuáticas (macrófitas) en sustratos como arena, grava u otro material inerte, donde ocurre la formación de *biofilms* que agregan poblaciones variadas de microorganismos. Estos, por medio de procesos biológicos, químicos y físicos, tratan las aguas residuales, además de promover el ciclo de nutrientes, formando un ecosistema equilibrado (Bento et al., 2005; Sousa et al., 2003; Salomão et al., 2012). La disminución del número de bacterias (patogénicas o no) ocurre, entre otros procesos, por la competencia y depredación entre microorganismos (bacteriófagos, virus que parasitan bacterias) contribuyendo para la purificación de las aguas residuales (Costa et al., 2003).

Los *wetlands* construidos han sido aplicados en el tratamiento primario, desde que pasa por un tratamiento preliminar, estando libre de materiales gruesos y oleosos; secundarios y terciarios, para la incorporación de P y N a la biomasa de las plantas y para el tratamiento de contaminantes emergentes, incluyendo fármacos, productos de higiene personal, añadidos plásticos, surfactantes y pesticidas (Salomão et al., 2012; Machado et al., 2017; Matamoros et al., 2017; Fadanelli, et al., 2019; Rabello et al., 2019). Estos se utilizan para el tratamiento de aguas residuales municipales, domésticas, aguas de lluvia y en aguas residuales de la agricultura e industria (Costa et al., 2003; Solano et al., 2004; Almeida et al., 2007b). Esta versatilidad en la aplicación de los sistemas de *wetlands* construidos en diversas localidades y en diferentes etapas y tipos de tratamiento es, en gran parte, resultado de una amplia combinación de una serie de estrategias aplicadas en el proyecto, diseño y en la construcción de estos sistemas (Lorion, 2001). Los *wetlands* construidos pueden, inclusive, ser clasificados según el tipo de flujo en dos grupos, superficial y subsuperficial, siendo este último subdividido en función del flujo hidráulico: horizontal y vertical (Pedescoll et al., 2016). Ese tipo de tratamiento tiene como objetivo principal la remoción de sólidos, materia orgánica, nutrientes y microorganismos, patogénicos o no, por procesos de sedimentación, degradación, precipitación y biodegradación por parte de los microorganismos y plantas (Lorion, 2001; Almeida et al., 2007b).

En los sistemas de *wetlands* construidos, la remoción de los contaminantes de las aguas residuales ocurre como resultados de las interacciones de naturaleza química, física y biológica en el complejo formado por el "sustrato-microbiota-plantas", donde el *biofilm* microbiano es considerado como pieza clave para que ocurran las reacciones de biodegradación y descontaminación de aguas residuales (Almeida et al., 2007). Esa película biológica es compuesta por colonias de bacterias, protozoarios, micrometazoarios y otros microorganismos que degradan la materia orgánica tornando los nutrientes disponibles para las macrófitas y plantas del sistema (Salomão et al., 2012; Rabello et al., 2019). No obstante, respecto a organismos vivos, estos están muy susceptibles a los cambios climáticos y las estaciones del año, en consecuencia, variaciones de temperatura y fotoperiodos afectan directamente las tasas de descomposición y asimilación de la materia orgánica y nutrientes (Zimmels et al., 2006; Pedescoll et al., 2016; Machado et al., 2017). Además, algunas características fisicoquímicas son esenciales para el buen funcionamiento de estos sistemas, como la carga hidráulica, el valor del pH, condiciones rédox, oxígeno disuelto y temperatura (Machado et al., 2017). Una alternativa para incrementar las concentraciones de oxígeno disuelto durante el tratamiento por *wetlands* construidos es la utilización de sistemas con especies de microalgas (*Chlorella vulgares*, *Raphidocelis subcapitata*, *Desmodesmus subspicatus*, *Scenedesmus quadricauda*, y *Euglena viridis*) (Salomão et al., 2012; Rabello et al., 2019).

Las plantas acuáticas tienen un papel ecológico importante en el medio acuático, así como en los *wetlands* construidos. Muchas comunidades de plantas acuáticas son extremamente productivas, principalmente en locales con un alto grado de eutrofización (Rabello et al., 2019). La fitorremediación auxilia en el tratamiento de aguas residuales a través de la absorción y acumulación de sustancias en los tejidos vegetales (fitoextracción); absorción de los contaminantes en el sistema radicular, inmovilización (fitoadsorción); liberación de oxígeno para el medio, formando zonas aeróbicas, aumentando la eficiencia en la degradación de los constituyentes orgánicos (fitoestabilización); estimulación de la biorremediación

por hongos y otros microorganismos situados en el sistema radicular (rizorremediación); y para la no colmatación del sistema (Costa et al., 2000; Costa et al., 2003; Salomão et al., 2012; Machado et al., 2017).

Los estudios brasileños relacionados al tratamiento de aguas residuales por *wetlands* construidos iniciaron en la década de 1980, y están siendo más frecuentes a partir del 2000, bajo diferentes formas y configuraciones, y empleando diferentes materiales filtrantes y macrófitas (Sezerino et al., 2015). En 2013 fue realizado el primer simposio nacional de *wetlands* construidos para el tratamiento de aguas residuales, donde se presentaron los resultados de algunas de esas experiencias concluidas y en desarrollo, en escala real y en laboratorio. Hasta el momento ya fueron realizados cuatro simposios brasileños sobre *wetlands* construidos, el ultimo ocurrió en 2019.

Los proyectos de *wetlands* construidos de flujo subsuperficial son los más estudiados en Brasil, con una mayor intensidad en las regiones del sur y sureste, y en su gran mayoría realizados por universidades e institutos de investigación concentrados en estas regiones (Machado et al., 2017). Estos han sido principalmente aplicados en el tratamiento de efluentes domésticos y municipales de pequeñas comunidades rurales que están aisladas de la red de captura de aguas residuales del municipio principal o en universidades. Sus principales ventajas son: tecnología simple, eficiencia de remoción de contaminantes y nutrientes; bajo costo de implementación y mantenimiento; posibilidad de ser instalado cerca de la fuente generadora de efluente; armonía paisajística, son ampliamente aceptados por la población civil, reducen el impacto ambiental; necesitan poca energía eléctrica; y evitan la necesidad del uso de productos químicos (Matamoros et al., 2017; Kavanagh e Keller, 2007; Zanella et al., 2009; Machado et al., 2017; Salomão et al., 2012; Rabello et al., 2019).

Los *wetlands* construidos están clasificados de acuerdo con el tipo de flujo superficial o subsuperficial. En el flujo superficial, el efluente drena encima del medio soporte (aparente), mientras que, en el flujo subsuperficial, el efluente drena debajo de la superficie del sustrato. Los sistemas de flujo subsuperficial pueden ser subdivididos en drenaje hidráulico vertical y horizontal. En el vertical, el efluente es distribuido en la superficie de la capa de soporte, siendo drenado gradualmente por todas las capas del lecho construido (Lana et al., 2013). En el horizontal, el efluente recorre horizontalmente el material de relleno y las raíces de las macrófitas. Estos sistemas pueden incluso ser mezclados (flujo subsuperficial y superficial o flujo subsuperficial vertical y horizontal), clasificándose como sistemas híbridos (Sezerino et al., 2015; Matos et al., 2018; Fadanelli, et al., 2019).

Una de las principales diferencias entre los sistemas de *wetlands* construidos con diferentes tipos de flujo está relacionada con los requisitos de área. De acuerdo con estudios brasileños, generalmente los sistemas de flujo subsuperficial requieren un área menor, por lo que son considerados como más eficientes comparados con los de flujo superficial, además exhiben ventajas como la reducción del contacto ambiental, humano y animal con las aguas residuales y disminuyen la proliferación de insectos (Fadanelli, et al., 2019).

Entre los sistemas de flujo subsuperficial horizontal y vertical, el que demanda menor área es el vertical (1 a 3 m² por persona), aunque este generalmente es alimentado por un flujo intermitente, potencializando los procesos de nitrificación debido a una mayor renovación del oxígeno en la matriz de soporte. Por otro lado, el flujo subsuperfical horizontal demanda un área relativamente mayor (5 m² por persona), pero es alimentado por un flujo continuo y presenta mayor eficiencia de tratamiento, pues las aguas residuales entran en contacto con regiones aerobias, anóxicas y anaeróbicas (Vymazal, 2013; Sezerino et al., 2015; Machado et al., 2017). Sin embargo, otros factores también deben ser considerados a la hora de elegir el tipo de flujo superficial o subsuperficial, como la temperatura del ambiente (flujo superficial menos sensible a las fluctuaciones de temperatura), periodo de insolación (intensidad de luz solar,

evapotranspiración y crecimiento de plantas), proximidad con la población (mal olor y proliferación de insectos, especialmente en regiones tropicales en desarrollo), vida útil del sistema (obstrucción de la matriz de soporte) (Machado et al., 2017; Fadanelli, et al., 2019).

Los sistemas de *wetlands* construidos son considerados como un tratamiento eficaz para una amplia gama de efluentes, no obstante, en las dos últimas décadas en Brasil estos sistemas han sido más aplicados o estudiados para el tratamiento de efluentes domésticos o sanitarios (34%), municipales (29%), agroindustriales (15%), universidades (10%), aguas superficiales (7%), aguas grises (3%), lixiviado de vertedero (2%) (Sezerino et al., 2015; Machado et al., 2017; Honorato et al., 2021).

En Brasil, los sistemas de *wetlands* construidos de flujo subsuperficial horizontal son generalmente aplicados como etapa de tratamiento secundario de efluentes y son precedidos por sistemas de pretratamiento por tanques sépticos 48% (fosa séptica, tanque séptico, pozo modificado), 20% por filtros anaeróbicos, 12% por lagunas (primaria, facultativa o de estabilización), 8% por reactores UASB, además de otros sistemas (Sezerino et al., 2015; Fadanelli, et al., 2019). Con relación a los sistemas de *wetlands* construidos de flujo subsuperficial vertical, estos son generalmente precedidos en un 50% por fosa absorbente (*septic pits*), 30% por fosas sépticas, 10% por decantador primario, 5% por lagunas facultativas (Fadanelli, et al., 2019). Sin embargo, cabe resaltar que, aunque las fosas absorbentes son accesibles, fáciles de construir y ampliamente implementadas en regiones brasileñas donde no se realizan la captación y tratamiento de aguas residuales, estas presentan baja eficiencia en la reducción de DQO (30 y 40%) y, por lo tanto, deben ser utilizados junto con otras tecnologías de tratamiento.

En los estudios realizados en Brasil en donde se aplicaron *wetlands* construidos de diferentes tipos de flujos o en sistemas híbridos para el tratamiento de aguas residuales, es posible verificar una amplia variabilidad en los datos de dimensionamiento y operación (área superficial empleada, carga orgánica, tiempo de retención hidráulico, régimen de alimentación, entre otros), así como de los materiales empleados en la construcción, la composición del material filtrante (medio soporte) y las especies de macrófitas empleadas (vinculadas a la localidad de estudio), lo que no crea una tendencia de estandarización (Sezerino et al., 2015).

Con respecto al área superficial empleada, los trabajos publicados en Brasil presentan una gran variación de los valores, que incluye desde estudios realizados en laboratorio con áreas de 0,41 m², hasta sistemas en escalas más amplias de 450 m² (Salomão et al., 2012; Sezerino et al., 2015; Machado et al., 2017). De los parámetros utilizados en sistemas de flujo subsuperficial horizontal relacionados a la profundidad, geometría y al tiempo de retención hidráulico, los más utilizados son de 0,3 a 1,5 m de profundidad, con una geometría rectangular, en donde el largo es bastante mayor al ancho (flujo pistón) y con tiempos de retención hidráulica entre 0,5 y 12,3 días (54% entre uno y tres días, 36% entre tres y cinco días, 29% mayor que cinco días e 7% menor que un día) (Sezerino et al., 2015).

Los materiales generalmente aplicados en la construcción de los tanques del sistema de *wetlands* construidos de flujo subsuperficial son los tradicionales de obra, como ladrillos, bloques de concreto y argamasa, junto con materiales impermeabilizantes necesarios para garantizar el sellado de las paredes del sistema. En el caso de los sistemas de drenaje horizontal, los tanques son construidos con bloques de concreto en el 34% de los casos, albañilería el 24%, concreto armado el 19%, geomembrana el 9%, lona plástica el 9% y fibra de vidrio el 5% (Fadanelli, et al., 2019). En los sistemas de drenaje vertical, el 37% utiliza lonas plásticas, el 27% fibras de vidrio y el 26% cajas de concreto armado, entre otros (Fadanelli, et al., 2019).

Los medios de soporte o sustratos crean espacios vacíos que sirven como canales de drenaje, facilitando el drenaje del efluente, proporcionando un local ideal para la formación de *biofilm* microbiano, además de servir como sustento a las plantas y macrófitas de los sistemas de *wetlands* construidos (Costa et al., 2003; Fadanelli, et al., 2019). La selección de los medios de soporte depende de algunos factores (flujo, drenaje, distribución del afluente, tipos de macrófitas, uso o no de gusanos, entre otros factores) y diferentes tipos pueden ser usados, en donde los más comunes son grava (diferentes tamaños), seguido de arena (diferentes granulometrías) o una mezcla de ambas (en capas o zonas) (Sezerino et al., 2015; Dordio e Carvalho, 2013; Machado et al., 2017; Fadanelli, et al., 2019; Atalla et al., 2020). Estos materiales son generalmente escogidos porque presentan una combinación de alta conductividad hidráulica y bajo costo.

Según los estudios brasileños de las últimas décadas, los medios de soporte más empleados para los sistemas de flujo subsuperficial horizontal fueron: 52% grava; 14% arena, arcilla y materiales biológicos (cascarilla de arroz); 11% arena; 7% de grava y arena; 4% de grava y neumático picado. O sea, el 75% de los sistemas estudiados involucraron grava u otra composición con grava y 36% arena u otra combinación con arena (fadanelli, et al., 2019). Los sistemas estudiados de flujo subsuperfical vertical emplearon 64% grava y arena, 16% mezclas de materiales involucrando suelo (cascarilla de arroz, arena o grava), y 20% de mezclas que incluyen materiales de origen biológica (cascarilla de arroz, fibra de coco, conchas o bagazo de caña de azúcar) (Fadanelli, et al., 2019).

En Brasil, gracias al clima apropiado del país, se han realizado diversas investigaciones para examinar el papel (ecológico y en el tratamiento de efluentes) de las macrófitas para el mejoramiento de la calidad del agua y efluentes. Macrófitas acuáticas es la denominación genérica que se le da a un conjunto de plantas que crecen en el medio acuático, en suelos saturados o inundados, independiente de su clasificación taxonómica (Brasil et al., 2007). Estas son conocidas por su capacidad de acumulación de contaminantes, que puede ocurrir por interacciones fisicoquímicas o por mecanismo dependientes del metabolismo (fitorremedación) (Costa et al., 2000; Salomão et al., 2012).

Las macrófitas acuáticas utilizadas en los sistemas de *wetlands* construidos pueden ser de tres tipos: emergente (*Typha* spp., *Juncus* spp., entre otras), fluctuantes (*Lemna* sp., *Eichhornia crassipes*, entre otras) y plantas tolerantes a inundaciones periódicas (*Brachiaria decumbens*, *Urochloa mutica*, entre otras) (Diniz et al., 2005; Almeida et al., 2007; Zimmels et al., 2006; Kavanagh e Keller, 2007; Machado et al., 2017; Rabello et al., 2019). Otro tipo de plantas consideradas en los *wetlands* construidos responden a la intención de crear un efecto paisajístico armonioso, por medio de especies de plantas ornamentales (como *Zantedeschia aethiopica*, *Arundina bambusifolia*, *Alpinia purpurata*, *Heliconia psittacorum LF*, *Cyperus isocladus* y *Canna* sp.) (Machado et al., 2017; Fadanelli, et al., 2019).

Actualmente muchos trabajos científicos están usando una combinación de varias especies de plantas en el tratamiento de aguas residuales domésticas, en donde la elección de las plantas se relaciona con su tolerancia a ambientes saturados de agua, su potencial de crecimiento, penetración de las raíces, condiciones climáticas del área de implantación y los costos de la siembra y mantenimiento (Sezerino et al., 2015; Dornelas et al., 2009; Salomão et al., 2012; Rabello et al., 2019). Sin embargo, de acuerdo con los estudios realizados por Sezerino et al. (2015), dentro de los 42 trabajos brasileños publicados desde 1998 a 2011, la *Typha* spp. Se destaca como la macrófita más utilizada (esta es muy vigorosa, tiene una buena relación de numero de rizomas/hectárea, es abundante en todo el país, soporta altas temperaturas), seguida de *Eleocharis* spp. Y *Zizaniopsis* spp. Las más utilizadas en sistemas de flujo subsuperficial horizontal fueron: 60% *Typha* spp., 14% *Eleocharis* spp., 12% *Zizaniopsis* spp., 7% *Cyperus papyrus*, 5% *Brachiaria* spp., 5% *Juncus* spp., 5% *Alternanthera* spp., 5% *Cynodon* spp. (capim Tifton-85) y 17% otras especies (debido a la combinación de especies en un mismo sistema la sumatoria de porcentajes excede 100%) (Sezerino et al., 2015). Con respecto al drenaje vertical, fueron verificados los mejores desempeños

en regiones tropicales y subtropicales (16 y 30°C) de las siguientes especies: 24% *Zantedeschia aethiopica* (planta ornamental, productora de flores comerciales), 13% *Oryza sativa*, 9% *Cladium mariscus*, 9% *Juncus sellovianus*, 5% de *Typha domigensis*, 10% incluye combinaciones de macrófitas de especies diferentes, entre otras (Fadanelli, et al., 2019).

En relación con las eficiencias en la remoción de materia orgánica, nitrógeno y fosforo por los distintos tipos de *wetlands* construidos más empleados en Brasil en las últimas dos décadas, y de acuerdo con la literatura, los sistemas de flujo subsuperficial horizontal presentan las siguientes tasas de eficiencia: 61-96% DBO_5, 55-96% DQO, 26-85% nitrógeno total (NT) y 47-82% fosforo total (PT). En los sistemas de flujo subsuperficial vertical los valores son 48-99% DBO_5, 46-99% DQO, 47-94% TN y 49-99% PT. En sistemas de flujo superficial los valores son: 17-38% DBO_5, 17-41% DQO, 6-88% NT y 26-88% PT. Los sistemas híbridos estudiados presentan las siguientes tasas de eficiencia: 12-80% DBO_5, 5-67% DQO, 33-90% NT y 26-63% PT. Sin embargo, cabe resaltar que la amplia variación de eficiencia encontrada en los sistemas de diferentes flujos o híbrido se encuentra relacionada a los factores previamente mencionados como el dimensionamiento, medio soporte, especies de macrófitas, ciclo vegetativo de las plantas, variaciones climáticas, así como el tipo de flujo y drenaje empleado y el tiempo de operación de cada sistema, en donde este último (tiempo de operación del sistema) puede ser determinante para reducir el rendimiento a lo largo de los años, especialmente en el caso del fosforo (Sezerino et al., 2015).

También se debe destacar que Brasil es el mayor consumidor de medicamentos de América Latina, así como uno de los países en los que la mayoría de su población no está conectada a las redes públicas de captación y tratamiento de aguas residuales, siendo los cuerpos hídricos el destino más frecuente para la liberación de aguas residuales sin ningún tratamiento. A pesar de esto, aun son pocos los estudios brasileños que proponen el tratamiento de compuestos farmacéuticos por sistemas descentralizados de aguas residuales a través de *wetlands* construidos. No obstante, los pocos estudios realizados en el país con remoción/biodegradación de compuestos farmacéuticos relatan que sistemas de flujo subsuperficial vertical o híbridos (flujo subsuperficial vertical seguido por flujo superficial) presentan eficiencias del 46 al 99% de los compuestos analizados (cafeína, ibuprofeno, eritromicina, diclofenaco y carbamazepina) (De Vargas et al., 2021; De Oliveira et al., 2019).

Conclusiones y recomendaciones

Los ecosistemas brasileños y su exuberante biodiversidad tienen una gran importancia en el escenario mundial. Donde se destacan las áreas húmedas de importancia internacional distribuidas en las cinco regiones brasileñas. Estas áreas se encuentran bajo protección jurídica, acompañadas por un robusto marco de referencia legal respecto a cuestiones ambientales en el territorio nacional. Sin embargo, se hace necesario y urgente que se haga compatible la reglamentación con las acciones prácticas de fiscalización y monitoreo para la efectiva protección del medio ambiente.

También son necesarias soluciones para los servicios de saneamiento básico, considerando la protección del medio ambiente y las condiciones actuales, reflejadas en las cifras presentadas de captación y tratamiento de aguas residuales. Dentro de las tecnologías de tratamiento de aguas residuales empleadas en Brasil, obstante a la falta de normas estandarizadas, los *wetlands* construidos son considerados promisorios dadas las condiciones climáticas, ambientales y socioeconómicas de Brasil.

Se observa un incremento de investigaciones y proyectos piloto de *wetlands* construidos en el país, principalmente en las regiones del sur y sureste, en donde se consideran las distintas configuraciones, tanto en relación con los diferentes tipos de flujos hidráulicos, como a los materiales filtrantes, medios de soporte y macrófitas empleadas, destacándose la adopción de sistemas descentralizados.

Es importante la discusión de la incorporación de *wetlands* construidos en otros contextos (como para la remoción de fármacos y otros compuestos emergentes), buscando aumentar la eficiencia de los tratamientos de efluentes y para la protección de los recursos hídricos. Investigaciones e implementaciones de proyectos piloto y en escalas reales también deben ser considerados en las demás regiones de Brasil, con atención a las particularidades del clima y periodos de insolación, así como las características de los efluentes que serán tratados.

Referencias

Almeida, R. A.; Oliveira, L. F. C.; Kliemann, H. J. (2007). Deformação em inflorescência de taboa (*Typha angustifolia l.*) submetida a esgoto sanitário. Pesquisa Agropecuária Tropical, v. 37, n. 2. 125-129 p.

Almeida, R. A.; Oliveira, L. F. C.; Kliemann, H. J. (2007b). Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário. Pesquisa Agropecuária Tropical, v. 37, n. 1. 1-9 p.

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2022). Atlas Esgotos. 2020. Disponible en: http://atlasesgotos.ana.gov.br/. Acceso en: 04 abr. 2022.

Atalla, A.; Pelissari, C.; De Oliveira, M.; De Souza Pereira, M. A.; Cavalheri, P. S.; Sezerino, P. H.; Filho, F. J. C. M. (2021) Influence of earthworm presence and hydraulic loading rate on the performance of vertical flow constructed *wetlands*. Environmental Technology, v. 42, n. 17. 2700-2708 p.

Bento, A. P.; Gotardo, J. T.; Olijnyk, D. P.; Reginatto, V.; Lapolli, F. R. (2005) Comunidade planctônica e comunidade perifítica presentes em lagoa com biofilme e lagoa facultativa aplicadas ao tratamento de esgoto doméstico. XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande/MS. Anais ABES, II-221. 1-12 p.

Berlinck, C. N.; Lima, L. H. A.; Pereira, A. M. M.; Carvalho J. R, E. A. R.; Paula, R. C.; Thomas, W. M.; Morato, R. G. (2022) The Pantanal is on fire and only a sustainable agenda can save the largest wetland in the world. Brazilian Journal of Biology, v. 82, 2022. https://doi.org/10.1590/1519-6984.244200

Brasil. Lei nº 9638, 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. 1981.

Brasil. Decreto nº 1.905, de 16 de maio de 1996. Promulga a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como Habitat de Aves Aquáticas, conhecida como Convenção de Ramsar, de 02 de fevereiro de 1971. Diário Oficial da União: Brasília, DF, p. 8520, 17 mai. 1996.

Brasil. Decreto nº 5758, 13 de abril de 2006. Institui o Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas - PNAP, seus princípios, diretrizes, objetivos e estratégias, e dá outras providências. 2006.

Brasil. Lei nº 11.445, 05 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. 2007.

Brasil, M. S.; Matos, A. T.; Soares, A. A. (2007). Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 12, n. 3. 266-272 p.

Brasil. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. 2011.

Brasil. Lei nº 14.026, 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera as Leis nº 9.984/2020, nº 10.768/2003, nº 11.107/2005, nº 11.445/2007, nº 12.305/2010, nº 13.089/2015, nº 13.5029/2017.

ChernicharO, C. A. L.; Ribeiro, T. B.; Pegorini, E. S.; Posseti, G. R. C.; Miki, M. K.; Souza, S. N. (2018) Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 1: Tópicos de Interesse. Revista DAE, n 214, vol. 66. 2018. DOI: 10.4322/dae.2018.038.

Costa, R. H. R.; Bavaresco, A. S. L.; Medri, W.; Philippi, L. S. (2000) Tertiary treatment of piggery wastes in water hyacinth ponds. Water Science and Technology, v. 42, n. 10–11. 211-214 p.

Costa, L. L.; Ceballos, B. S. O.; Meira, C. M. B. S.; Cavalcanti, M. L. F. (2003). Eficiência de *wetlands* construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colífagos e bacteriófagos. Revista de Biologia e Ciências da Terra, v. 3, n. 1.

Costa, J. F.; Paoli, A. O.; Sperling, M.; Seidl, M. (2018) Avaliação do desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial tratando efluente de reator UASB, com base em quatro anos de monitoramento. Eng. Sanit. Ambient. 23 (01). Jan-Feb 2018. DOI: 10.1590/S1413-4152201890370.

De Oliveira, M.; Atalla, A. A.; Frihling, B. E. F.; Cavalheri, P. S.; Migliolo, L.; Magalhães Filho, F. J. (2019). Ibuprofen and caffeine removal in vertical flow and free-floating macrophyte constructed *wetlands* with *Heliconia rostrata* and *Eichhornia crassipes*. Chemical Engineering Journal, v. 373, 458-467p. 2019.

De Sá Salomão, A. L.; Marques, M.; Severo, R. G.; Da Cruz Roque, O. C. (2012). Engineered ecosystem for on-site wastewater treatment in tropical areas. Water Science and Technology, v. 66, n. 10, 2131-2137p.

De Vargas, J. P. R.; Bastos, M. C.; Al Badany, M.; Gonzalez, R.; Wolff, D.; Santos, D. R. D.; Labanowski, J. (2021). Pharmaceutical compound removal efficiency by a small constructed wetland located in south Brazil. Environmental Science and Pollution Research, v. 28, n. 24, 30955-30974 p.

Diniz, C. R.; Ceballos, B. S. O.; Barbosa, J. E. L.; Konig, A. (2005). Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 9, (Suplemento). 226-230 p.

Dordio, A. V.; Carvalho, A. J. P. (2013). Organic xenobiotics removal in constructed *wetlands*, with emphasis on the importance of the support matrix. Journal of Hazardous materials, v. 252, 272-292 p.

Dornelas, F. L.; Machado, M. B.; Von Sperling, M. (2009). Performance evaluation of planted and unplanted subsurface flow constructed *wetlands* for the post-treatment of UASB reactor effluents. Water Science and Technology, v. 60, n. 12, 3025-3033 p. 2009. https://doi.org/10.2166/wst.2009.743

Fadanelli, L. E. A.; Andrade, A. G. D.; Wiecheteck, G. K.; Döll, M. M. R. (2019). Considerations on design and implementation parameters of domestic wastewater treatment by subsurface flow constructed *wetlands*. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 24, 809-819 p.

Honorato, L. M. C.; D'eça, N. F. G.; Santos, A. S. P.; Salomão, A. L. S. (2021). Tratamento descentralizado de esgoto doméstico: revisão sistemática. Revista DAE, v. 69, n. 233, 173-191 p.

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Atlas dos Manguezais do Brasil. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018a.

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Recifes de coral são monitorados em Noronha, 2018b. Disponible en: https://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/10135-recifes-de-coral-sao-monitorados-em-noronha. Acceso en: 05 abr. 2022.

IUCN - International Union for Conservation ff Nature. (2016). WCC-2016-Res-069-EM, Defining nature-based solutions, Hawai, Disponível em: https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/resrecfiles/WCC_2016_ RES_069_EN.pdf. Acesso em: 05 abr. 2022.

Kavanagh, L. J.; Keller, J. (2007). Engineered ecosystem for sustainable on-site wastewater treatment. Water research, v. 1. 823-831 p.

Lana, L. C. O.; Moraes, D. C.; Von Sperling, M.; Morato, M. L. N.; Vasconcellos, G. R.; Paraense, M. O.; Moreira, T. P. A. (2013). Performance of a single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil. Water Science and Technology, v. 68, n. 7, 1599-1606 p. https://doi.org/10.2166/wst.2013.408

Lima, Lorene. (2015). Áreas Úmidas são essenciais para a biodiversidade. Disponible en: https://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/4-destaques/6700-areas-umidas-sao-essencias-para-a-biodiversidade. Acceso en: 29 abr. 2022.

Lorion, R. (2001). Constructed *Wetlands*: Passive Systems for Wastewater Treatment. http://www.epa.gov/tio/download/remed/constructed_*wetlands*.pdf.

Machado, A. I.; Beretta, M.; Fragoso, R.; Duarte, E. (2017). Overview of the state of the art of constructed *wetlands* for decentralized wastewater management in Brazil. Journal of environmental management, v. 187, 560-570 p.

Matamoros, V.; Rodríguez, Y.; Bayona, J.M. (2017). Mitigation of emerging contaminants by full-scale horizontal flow constructed *wetlands* fed with secondary treated wastewater. Ecological Engineering, v. 99, 222-227 p. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.054

Matos, M. P.; Von Sperling, M.; Matos, A. T. (2018). Clogging in horizontal subsurface flow constructed *wetlands*: influencing factors, research methods and remediation techniques. Reviews in Environmental Science and Biotechnology, v. 17, n. 1, 87-107 p. http://dx.doi.org/10.1007/s11157-018-9458-1

Menezes, L. S.; Oliveira. A. M.; Santos, F. L. M.; Russo, A.; Souza, R. A. F.; Roque, F. O.; Libonati, R. (2022). Lightning patterns in the Pantanal: Untangling natural and anthropogenic-induced wildfires. Science of The Total Environment, v. 820. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153021

MMA – Ministério do Meio Ambiente. Sítios Ramsar. Disponible en: https://antigo.mma.gov.br/processo-eletronico/item/8564.html. Acceso en: 29 abr. 2022.

Pedescoll, A.; Rodríguez, L.; Sarañana, A. A.; Hijosavalsero, M.; Bécares, E. (2016). Microfaunal Community in horizontal constructed *wetlands* with different design configurations. Ecological Engineering, v. 91, 16-23 p. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.006

Rabello, V. M.; Teixeira, L. C. R. S.; Gonçalves, A. P. V.; De Sá Salomão, A. L. (2019). The efficiency of constructed *wetlands* and algae tanks for the removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs): a systematic review. Water, Air, & Soil Pollution, v. 230, n. 10, 1-12 p.

RAMSAR. The Ramsar Convention Secretariat, 2014. Disponible en: https://www.ramsar.org/wetland/brazil. Acceso en: 29 abr. 2022.

Santos, A. S. P.; Jordão, E. P. Capítulo 8 – Sistema de esgotamento sanitário. In: Engenharia e meio ambiente – aspectos conceituais e práticos. LTC – Livros Técnicos e Científicos Editora LTDA. 2021.

Santos, A. S.; Jordão, E. P.; Pereira, R. O.; Bottrel, S. E. C. Aspectos Legais para Lançamento de Efluentes no Brasil. In: XXXIV Congreso Interamericano De Ingeniería Sanitaria Y Ambiental – Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Anais [...] Monterrey, México, nov. 2014.

Sezerino, P. H.; Bento, A. P.; Decezaro, S. T.; Magri, M. E.; Philippi, L. S. (2015). Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 20, 151-158 p.

Solano, M. L.; Soriano, P.; Ciria, M. P. (2004). Constructed *wetlands* as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. Biosystems Engineering, v. 87, n. 1. 109-118 p.

Sousa, J. T.; Van Haandel, A. C.; Guimarães, A. V. A. (2003). Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents. Water Science and Technology, v. 48, n. 6. 295-299 p.

Sousa, J. T.; Van Haandel, A.; Lima, E. P. C., Henrique, I. N. (2004). Utilização de *wetland* construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 9, n. 4. 285-290 p. 2004.

Souza, F. P.; Pertel, M.; Costa, T. O. (2021) Capítulo 4 - Gestão ambiental aplicada. In: Engenharia e meio ambiente – aspectos conceituais e práticos. LTC – Livros Técnicos e Científicos Editora LTDA.

Sperling, M.; Sezarino, P.H. (2018) Dimensionamento de *wetlands* construídos no Brasil. Boletim *Wetlands* Brasil, Edição Especial, dezembro/2018. 65 p. ISSN 2359-0548. Disponible en: <http://gesad.ufsc.br/boletins/>. Acceso en: 07 abr. 2022.

Varella, M. D.; Lauzinger, M. D. (2008) O meio ambiente na Constituição de 1988 - Sobrevôo por alguns temas vinte anos depois. Brasília, 45n. 179 jul./set. 2008. Disponible en: https://www2.senado.leg.br /bdsf/bitstream/handle/id/176554/000843895.pdf?sequence=3&isAllowed=y. Acceso en: 06 abr. 2022.

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 Research. v. 47, 4795e4811. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.05.029.

Vymazal, J.; Kröpfelova, L. (2008). Wastewater Treatment in Constructed *Wetlands* with Horizontal Sub-surface Flow. Springer science & business media, Netherlands. V. 14, 2008. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-8580-2.

Zanella, L.; Abdul Nour, E. A.; Roston, D. M. (2009). *Cyperous papyrus* em sistema de wetland-construído como pós-tratamento de esgotos. XXV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Recife/PE. Anais ABES, II-027.

Zimmels, Y.; Kirzhner, F.; Malkovskaja, A. (2006) Application of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for treatment of urban sewage in Israel. Journal of Environmental Management, v. 81. 420-428 p.

CAPITULO 3

Desarrollo de los humedales construidos para el tratamiento de aguas servidas en zonas rurales de Chile

Gladys Vidal[1,2] (glvidal@udec.cl) **y Gloria Gómez**[1,2]

[1]Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UDEC). Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción. Barrio Universitario s/n, Concepción. Región del Biobío, Chile. E-mail: glvidal@udec.cl
[2]Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería (CRHIAM). Victoria 1295 Concepción. Región del Biobío, Chile.

Introducción

Las aguas servidas se pueden clasificar de acuerdo con su origen en aguas servidas de tipo urbano ó aguas servidas de tipo rural. La clasificación se puede realizar basándose en dos criterios: a) cantidad producida, ó por b) número de habitantes de la población de origen. De acuerdo con la producción, la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos (US EPA, del inglés United States Environmental Protection Agency) (2000), clasifica como aguas servidas de tipo rural a los residuos líquidos originados en poblaciones que producen menos de 3.800 m^3 al día de aguas servidas. Por otro lado, de acuerdo a la población, la Unión Europea en la directiva EU 91/271 diferencia a las poblaciones inferiores a 2.000 Habitantes-Equivalente (Hab-Eq) como aquellos que producen agua servidas de tipo rural. El concepto Hab-Eq está asociado a una descarga de contaminantes (unidad de contaminante), específicamente a una carga orgánica biodegradable con DBO_5 de 60g de oxígeno por día.

La cantidad de agua servida generada por una población es proporcional con el consumo de agua potable abastecida. A nivel país, el consumo de agua potable en las poblaciones urbanas según cifras de la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS) fue de 1.191 millones de m^3 en el año 2020, que se traduce en una dotación promedio medida en litros por habitante al día (L/(hab·d)) de 161,1 L/(hab·d), oscilando entre 125,8 L/ (hab·d) para Aysén (sur del país) hasta los 605,3 L/(hab·d) para algunas zonas de Santiago (centro del país). En el caso de las poblaciones rurales, de acuerdo con Villarroel (2012), la dotación promedio alcanza los 124 L/(hab·d), oscilando desde los 15,42 L/(hab·d) en la región de Tarapacá hasta los 209,86 L/(hab·d) en la Región Metropolitana.

En la práctica, entre el 60 y el 85% del agua de abastecimiento consumida se transforma en aguas servidas, dependiendo este porcentaje del consumo de agua en actividades particulares como el riego de zonas verdes, de la existencia de fugas, del empleo del agua en procesos productivos, etc. (Alianza por el Agua, 2008).

Sin embargo, a nivel internacional generalmente se estima que una población urbana tiene una producción de aguas servidas de alrededor de 200 L/(hab·d) (Henze et al., 2002). Además, se estima que las poblaciones urbanas presentan un consumo 20% superior respecto a las poblaciones rurales, presentando por tanto una mayor producción de aguas servidas (Von Sperling, 2007). En este sentido, a nivel internacional, para las poblaciones rurales se ha estimado una producción de aguas servidas de alrededor de 150 L/(hab·d) (Pujor y Lienard, 1989; Barrera, 1999). En Chile, se estima que en las ciudades el promedio de uso de agua por habitante día varía en el rango de 84 a 120 L/(hab·d) (SISS, 2012).

En Chile, las empresas sanitarias están mandatadas para producir agua potable, que luego de su uso, deben recolectarlas a través de sistemas de alcantarillado y éstas deben ser tratadas a través de diferentes

tecnologías convencionales. Los efluentes tratados luego pueden ser descargados a ecosistemas superficiales y/o a infiltración. Alrededor del 80% del agua potable producida se convierte en agua servidas. Por otra parte, es importante indicar que Chile es el país con mayor cobertura de saneamiento en América Latina para áreas de poblaciones concentradas (Abello-Passteni et al., 2020). Sin embargo, es importante destacar que el saneamiento en zonas rurales sólo es del 18-20%. Considerando una estadística al año 2021, existen 301 plantas de tratamiento de aguas servidas de tipo convencional. La principal tecnología de tratamiento utilizada a lo largo del país es la de lodos activados con un 57,8% respecto del total de sistemas, seguido por las tecnologías de lagunas aireadas y emisarios submarinos, con un 18,3% y 11,0% respectivamente. Además, existen tecnologías no convencionales instaladas como lombrifiltros y biofiltro, pero sólo alcanzan un 1,3% y 0,3%, respectivamente del total de sistemas (SISS, 2021).

En la Figura 3.1 se observa la distribución por zonas geográficas de las tecnologías de tratamiento de AS disponibles en el país. Como se mencionó anteriormente, el mayor porcentaje de tecnologías implementadas en Chile corresponden a tratamientos biológicos seguidos de un tratamiento de desinfección por cloración. Este tipo de tratamiento de aguas servidas permite reducir las concentraciones de materia orgánica y patógenos en los efluentes. El indicador para eliminar elementos patógenos son las coliformes fecales (CF) y/o totales (CT). Sin embargo, al momento de evaluar el reúso de AST para la agricultura, es necesario considerar otros parámetros como lo son la presencia de microorganismos patógenos como helmintos, la concentración de metales pesados, nutrientes y la salinidad. De acuerdo a la SISS (2021), el país generó un volumen de AST de 1.258.314 miles de m^3, este número permite constatar que Chile cuenta con la capacidad para reutilizar las AST con fines agrícolas.

Marco Regulatorio

El marco regulatorio reciente en Chile, nos indica que el Servicio Nacional de Obras Sanitarias (1977 y hasta el año 1989) fue creado para resolver los problemas producidos por la inexistencia de una institucionalidad única para el sector sanitario, cuya persistencia lo deterioraba, en el año 1977 se creó el Servicio Nacional de Obras Sanitarias - SENDOS - que integró todas las entidades que operaban en el sector. Este Servicio tenía las características de institución autónoma del Estado, de derecho público, con personalidad jurídica y patrimonio propio distinto del Fisco, desconcentrada territorialmente, relacionada con el Estado a través del Ministerio de Obras Públicas. Conformado por una Dirección Nacional y once Direcciones Regionales, en once de las trece regiones administrativas del país (SISS, 2022). Además, en las restantes dos regiones (Metropolitana y Quinta), se crearon empresas autónomas (Empresa Metropolitana de Obras Sanitarias - EMOS y Empresa de Obras Sanitarias de Valparaíso - ESVAL), bajo la jurisdicción del SENDOS.

Las funciones de este servicio se orientaban a operar y mantener los sistemas sanitarios, para el servicio de las poblaciones urbanas, así como dotar de agua potable a las poblaciones rurales concentradas. Además, poseía funciones de tipo normativo y de fiscalización respecto de las empresas con las que compartía responsabilidades en el sector. A partir de esa fecha, el SENDOS, así como EMOS y ESVAL, abordaron acciones que se enmarcaban en el cumplimiento de diversos objetivos, las que permitieron un desarrollo paulatino del sector hasta el año 1989 (SISS, 2022).

La organización del sector sanitario teniendo a SENDOS como base, posibilitó un crecimiento importante, fundamentalmente en el aspecto cobertura de los servicios. Sin embargo, a fines de la década de los 80 estaba ya agotando sus potencialidades, puesto que se encontraba limitado en varios aspectos para lograr un mayor desarrollo. Además, en la práctica no se ejercían los roles normativo y fiscalizador, puesto que se encontraban confundidos en una misma entidad conjuntamente con el rol ejecutor y operativo (SISS, 2022).

En consideración a las características reseñadas, el análisis del sector sanitario realizado a fines de la década de los 80 determinó la conveniencia de redefinir el rol del Estado de Chile en el sector agua potable y alcantarillado, separando de éste las labores netamente relacionadas con la provisión del servicio, y haciendo prevalecer su rol subsidiario, normativo y fiscalizador. De este modo se estableció una nueva forma de regulación para los servicios sanitarios, definida a través de un conjunto de leyes y reglamentos, que constituyen la Normativa Sanitaria, y que definen la actual organización institucional del sector sanitario basada en el régimen de concesiones bajo el cual los prestadores de servicios sanitarios deben operar.

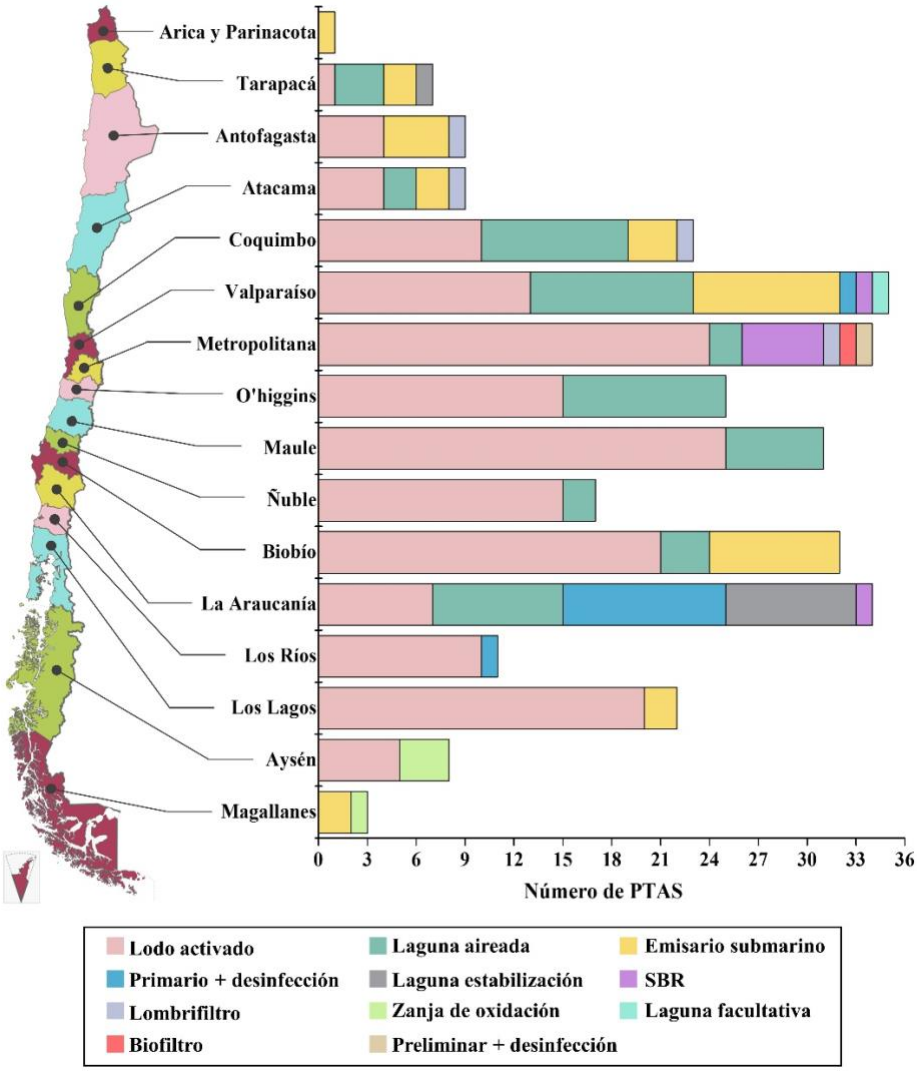


Figura 3.1. Distribución por zonas geográficas de las tecnologías de tratamiento de aguas servidas disponibles en Chile. Fuente: elaboración propia en base a SISS, 2021.

La Superintendencia de Servicios Sanitarios fue creada por Ley N° 18.902 como parte de la reestructuración de los servicios sanitarios del país realizada a finales de los años 80, como un ente público, descentralizado, con atribuciones normativas, de control y sancionatorias, y con el objeto que cumpla funciones de regulación y control estatal de este sector, responsabilizándola la legislación vigente de la fiscalización de los prestadores de servicios sanitarios y del cumplimiento de las normas relativas a servicios sanitarios y el control de los residuos industriales líquidos, aparte de la determinación de las

tarifas por los servicios regulados. Sus principales dicen relación con: a) El estudio y proposición, y el control del cumplimiento de las normas técnicas sobre diseño, construcción y explotación de los servicios sanitarios; b) La aplicación y fiscalización de las normas relativas a tarifas de los servicios prestados por las concesionarias, según lo prescrito en la ley de tarifas y su reglamento; c) La aplicación del régimen de concesiones, velando porque los organismos fiscalizados cumplan las normas legales y resoluciones que emanen de la Superintendencia; d) El control de los residuos industriales líquidos; e) La interpretación de toda la normativa del sector, constituyendo sus pronunciamientos jurisprudencia administrativa y de técnica sanitaria y f) La aplicación de sanciones por el incumplimiento de la normativa u otras causales que la ley establece.

Bajo este nuevo marco regulatorio vigente, los servicios sanitarios en Chile son concesionados y operan según el régimen de concesiones que la ley establece, bajo la forma de sociedades anónimas y someten a la regulación que ejerce y fiscaliza la Superintendencia de Servicios Sanitarios. En el momento de la última transformación institucional, diciembre de 1989, la prestación de los servicios de agua potable y de alcantarillado al sector urbano de la población era realizada principalmente por SENDOS.

El modelo de gestión de concesiones de los servicios sanitarios fortaleció fuertemente el ingreso de capitales privados a este sector y a la fecha de septiembre de 2005, la incorporación del sector privado en la gestión del sector sanitario nacional era significativa, estando el 94,5 % de los servicios sanitarios del sector urbano gestionados por el sector privado, 4,5% por las municipalidades y 0,1% por cooperativas creadas específicamente para este fin (SISS, 2022).

La entrada en vigencia de un nuevo marco regulatorio permitió fortalecer y ampliar la cobertura de saneamiento de las aguas servidas de las ciudades, localidades concentradas del país. Para producir una gestión adecuada del tratamiento de las aguas servidas en el año 1998, se establece la “Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos industriales líquidos a sistemas de alcantarillado” (DS 609/1998). Luego, el año 2000 entra en vigencia la “Norma de emisión asociada a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales” (DS 90/2000) que permite la protección ambiental y prevenir la contaminación de los cuerpos de agua receptores, ya sean ríos, lagos y mar. En esta misma línea y para aquellas emisiones que fueran infiltradas a napas freáticas se creó la “Norma de emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas” (DS 46/2002). Por otra parte, se generó normativa específica para la gestión adecuada de lodos en el sector sanitario bajo el “Reglamento para el manejo de lodos generados en plantas de tratamiento de aguas servidas” (DS 4/2009).

Todos los cambios y esfuerzos antes descriptos han hecho que Chile tenga un 100% de cobertura de agua potable en zonas urbanas y 100% de cobertura en tratamiento de aguas servidas en las ciudades. Chile se ha convertido en el primer país de América Latina en tratar la totalidad de las aguas servidas de sus ciudades. Para alcanzar estos altos niveles de cobertura -que también sobrepasan al promedio de los países OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos), la industria sanitaria ha invertido desde el año 2000 unos US$ 6.000 millones. De ellos, US$ 2.000 fueron destinados solo a tratar aguas servidas. Esta labor se realiza actualmente mediante los 290 sistemas en funcionamiento que para estos fines han dispuesto las sanitarias que operan en las zonas urbanas, que cubren al 99,85% de la población que cuenta con red de alcantarillado (Pacto Global, 2022).

Todo el marco regulatorio antes descrito, no considera las zonas rurales. La gestión del agua potable y saneamiento en las zonas rurales están bajo la administración de las organizaciones de Agua Potable Rural (APR). Estas organizaciones suman 1.685 a lo largo de todo Chile, constituidas mayoritariamente por comités y alrededor de 150 cooperativas. Su gestión de forma histórica ha recaído sobre los mismos usuarios, quienes a través de sus dirigentes vecinales llevan a cabo la misión de abastecimiento y en

muchos casos, tratamiento de las aguas servidas (ANDESS, 2016). En febrero del año 2017 entró en vigencia de la Ley 20.998 que "Regula los servicios sanitarios rurales" que traerá consigo nuevos desafíos para las organizaciones de APR, respecto del agua potable y saneamiento rural (MOP, 2017).

La situación de recolección y disposición de las aguas servidas no es generalizada para toda la población rural, llegando sólo a cubrir al 14% del total rural que corresponde a aproximadamente 180.000 personas. Dentro del 14% de población con recolección y tratamiento de aguas servidas existe una amplia diversidad en la forma de tratamiento utilizado. En cuanto al tipo de tratamiento utilizado, entre los años 2003 y 2010 la implementación de sistemas de tratamiento en las zonas rurales presentó un gran aumento (85%), donde la principal tecnología corresponde al tipo lodos activados con aireación extendida, con un aumento significativo respecto a la proporción general de plantas, pasando de un 28% (2003) a un 72% (2010) (Rodríguez, 2011).

Como consecuencia de esto, todas las otras alternativas han ido disminuyendo su proporción, con un 7% para sistemas de lombrifiltro, 5% para biodiscos, 5% para biofiltros, un 4% para fosas sépticas, 2% para humedales, 2% para lagunas de estabilización y un 3% sin información (S/I) (Figura 3.2). Dünner (2004) determinó que para poblaciones de hasta 1.000 habitantes el sistema más instalado es el de lodos activados de aireación extendida (58%). En el caso de poblaciones entre 1.000 y 3.000 habitantes, la situación es variada y se reparte principalmente entre los sistemas de decantación primaria (28%), aireación extendida (20%) y lagunas de estabilización (19%). Finalmente, para el caso de poblaciones entre 3.000 y 6.000 habitantes, el sistema predominante es el de biodiscos (68%), seguido de aireación extendida (17%) y lagunas de estabilización (15%) (Dünner, 2004).

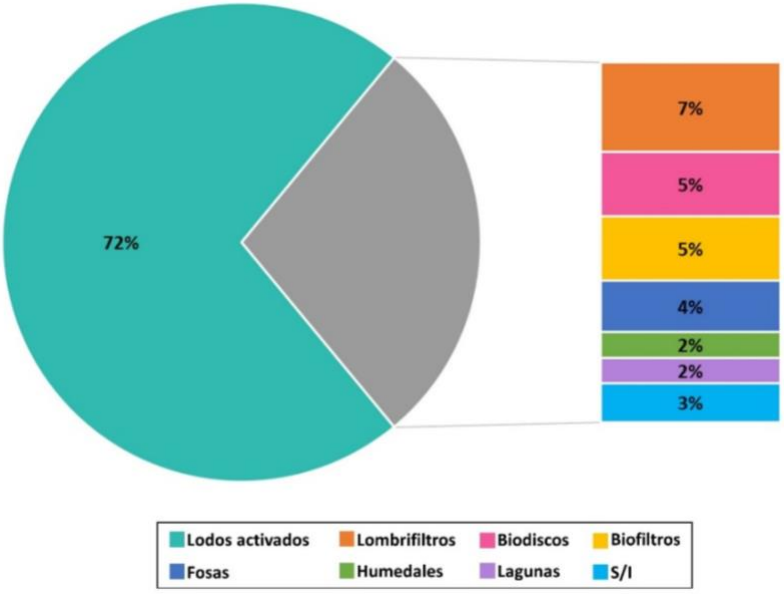


Figura 3.2. División porcentual de tecnologías utilizadas en el tratamiento de aguas servidas en zonas rurales para el año 2010 (Fuente: Rodríguez, 2011).

Tratamiento de aguas servidas mediante humedales construidos

Investigación en humedales construidos en Chile

En Chile la investigación en humedales construidos tiene su origen en el año 2000, pero los productos de ese trabajo se pueden visualizar en forma decidida internacionalmente a través de publicaciones WoS desde el año 2010 en adelante. La Figura 3.3 muestra la generación de publicaciones WoS en el tiempo y

el nivel de citación que tiene en dicha plataforma. Particularmente, la masividad de información científica, que también dio origen a la formación de capital humano de doctores, magister y profesionales egresados de pregrado se formaron bajo dos proyectos fundamentales. Por un lado, entre el año 2005 – 2009 se ejecutó el Proyecto Alfa II-0543-FI-FA-FCD, "TECSPAR - Tecnologías sostenibles para la potabilización y el tratamiento de aguas residuales", que fue liderado por la Universidad Politécnica de Cataluña (España) y contó con la participación de las Universidades de: Concepción (Chile), Antioquia (Colombia), Autónoma de San Luis De Potosí (México), degli Studi di Padova (Italia) y Dublin Institute of Technology (Irlanda), con financiamiento de la Unión Europea, donde el Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UDEC) de la Facultad de Ciencias Ambientales de la Universidad de Concepción (www.eula.cl/giba), lideró el trabajo por parte de Chile y formó investigadores que ahora son parte del ecosistema de investigación e innovación en estos temas en Chile. Por otra parte, la Corporación de Fomento de la Región de Biobío, a través de un financiamiento Innovación, patrocinó un Proyecto en el sector pecuario Proyecto Innova Biobío código 07-PC S1-198 "Generación de información para el diseño y operación de sistemas de tratamiento de bajo costo y ambientalmente sustentable para planteles porcinos", entre los años 2008-2010, debido a que en Chile se estaban instalando humedales construidos para la depuración de purines de cerdos y se desconocía el funcionamiento y eficiencia de estos sistemas.

Como muestra la Figura 3.3, además de las publicaciones que suman alrededor de 86 al año 2022, con rangos desde 1 a 15 publicaciones, sin considerar los años sin publicar. Por otra parte, la citación de dichas publicaciones también muestra una tendencia creciente, como resultado de su calidad, con un promedio al año de 50,1 citas por investigadores internacionales contadas bajo WoS, en un rango de 1 a 254 citas anuales.

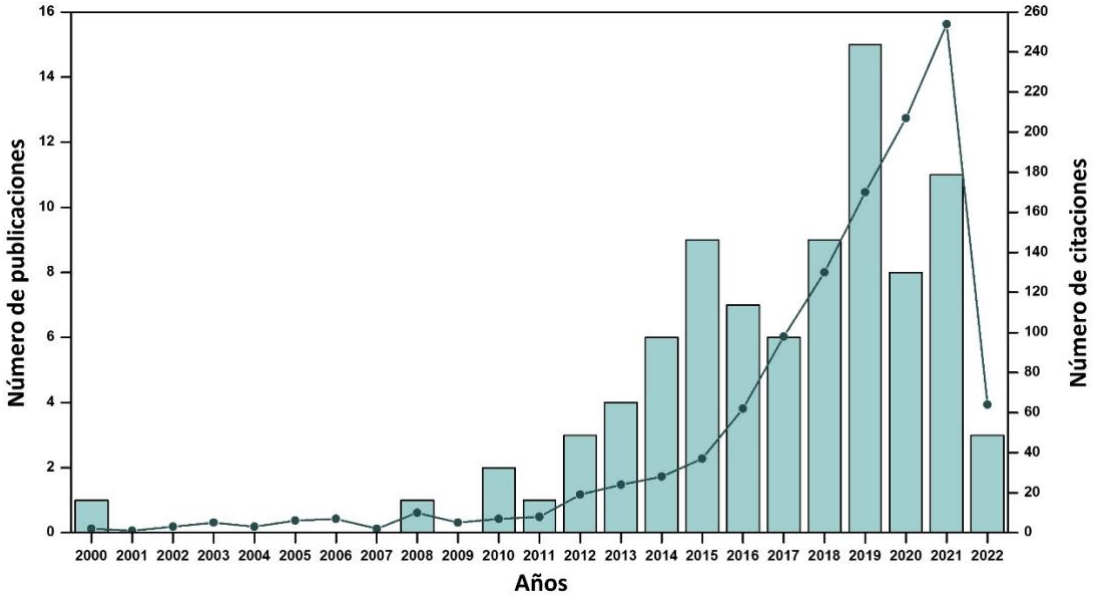


Figura 3.3. Progresión de publicaciones WoS de investigadores chilenos y su citación en el tiempo.

Respecto de las temáticas de investigación de los grupos de trabajo con humedales construidos en Chile, a continuación, se presenta un análisis bibliométrico a partir de la base de datos WoS. La búsqueda bibliográfica se realizó en todos los campos, ingresando como búsqueda los términos constructed wetland o artificial wetland. La búsqueda se realizó el 28 de abril de 2022, e incluyó el intervalo de fechas del año 2000 al 2022, y específicamente para Chile. La base de datos permitió identificar 86 artículos WoS. El análisis de los datos exportados se realizó mediante "VOSviewer versión 1.6.15", 2020. La Figura 3.4 muestra la proyección en investigación que se ha realizado en términos de investigación en humedales

construidos en Chile, se identificaron cuatro clústeres en términos de co-ocurrencia, que se identifican utilizando diferentes colores.

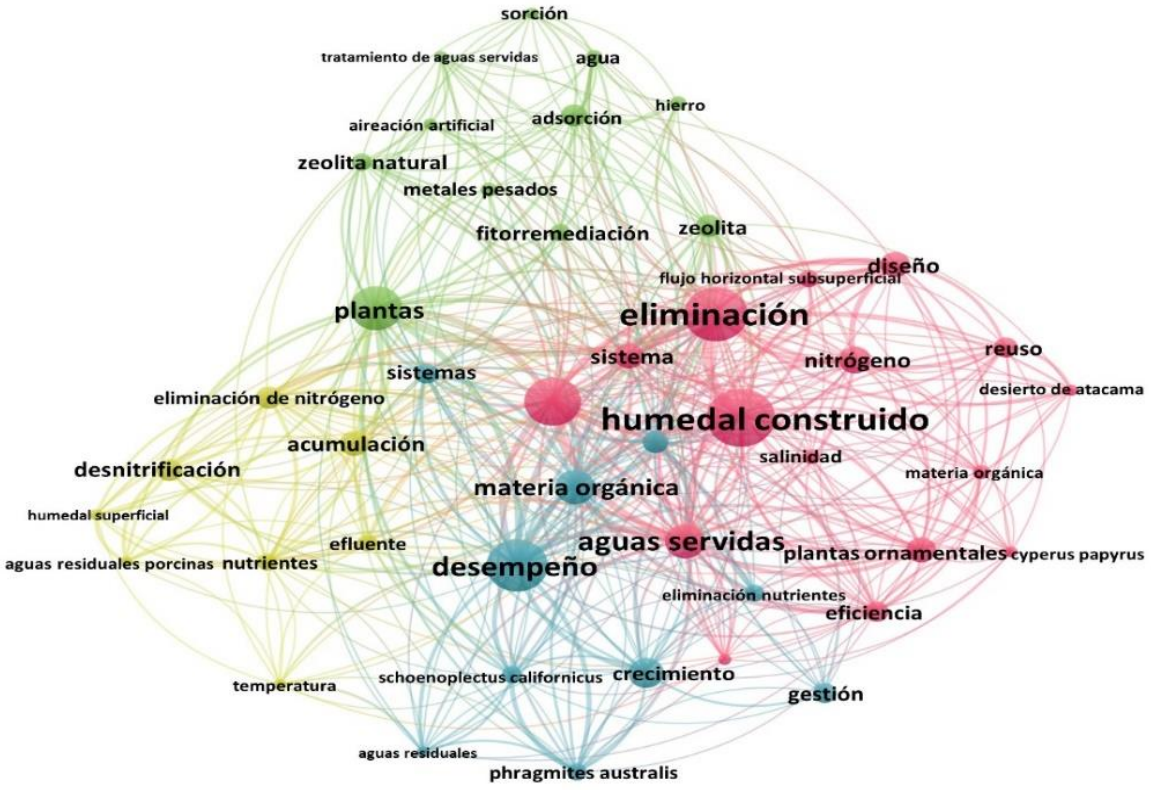


Figura 3.4. Principales temas de las publicaciones WoS de investigadores chilenos.

El primer clúster (rosado, 16 ítems), está enfocado en reúso de aguas con términos como reúso, salinidad, desierto de atacama, así como también a características de diseño y uso de plantas ornamentales. El segundo clúster (verde, 11 ítems), relaciona mecanismos de eliminación en humedales construidos asociados a procesos de sorción y adsorción de contaminantes. El tercer clúster (azul, 10 ítems), tiene que ver con el desempeño de humedales construidos por ejemplo utilizando diferentes macrófitas como *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus* o en eliminación de nutriente. El cuarto clúster (amarillo, 8 ítems) hace referencia a eliminación de nitrógeno en humedales, con conceptos como desnitrificación, eliminación de nitrógeno, temperatura, y nutrientes.

Por otra parte, la formación estratégica de capital humano avanzado ha permitido que en Chile se multipliquen grupos de investigación con distintos niveles de consolidación que trabajan en temas de humedales construidos. La Figura 3.5, muestra la distribución nacional territorial donde se está realizando investigación en humedales construidos en Chile, donde destaca la Universidad de Concepción, Pontificia Universidad Católica de Chile y Universidad de Chile con 40, 12 y 11 publicaciones respectivamente, realizadas entre los años 2000 y 2022.

Sistemas a escala piloto

En Chile existe sólo un 20% de la población rural que tiene acceso a algún sistema de tratamiento de aguas servidas (CASEN, 2009); por esto se hace necesario la implementación de nuevas tecnologías sustentables

para enfrentar dicha problemática. Parte de la estrategia de dar solución a este problema, se ejecutó el Proyecto INNOVA BIO BIO 13.3327-IN.IPP: "Recuperación de Agua mediante Jardines Depuradores a partir de Aguas Servidas Rurales: Aplicaciones innovadoras con impacto para la comunidad rural" (www.eula.cl/giba), cuyo propósito es obtener información local que pueda demostrar los resultados de eficiencia de depuración de aguas servidas rurales, bajo climas locales, usando especies macrófitas endémicas e introducidas; al mismo tiempo, generar un beneficio económico para la comunidad mediante la producción de flores y fibras vegetales. Como lo muestra la Figura 3.6, la planta piloto está compuesta por 6 humedales construidos pilotos de flujo horizontal subsuperficial, cada humedal tiene un área superficial de 4,5 m^2, volumen total de 1,28 m^3, altura promedio de 0,57 m, altura de lámina de agua promedio de 0,4 m, y contienen grava como medio filtrante.

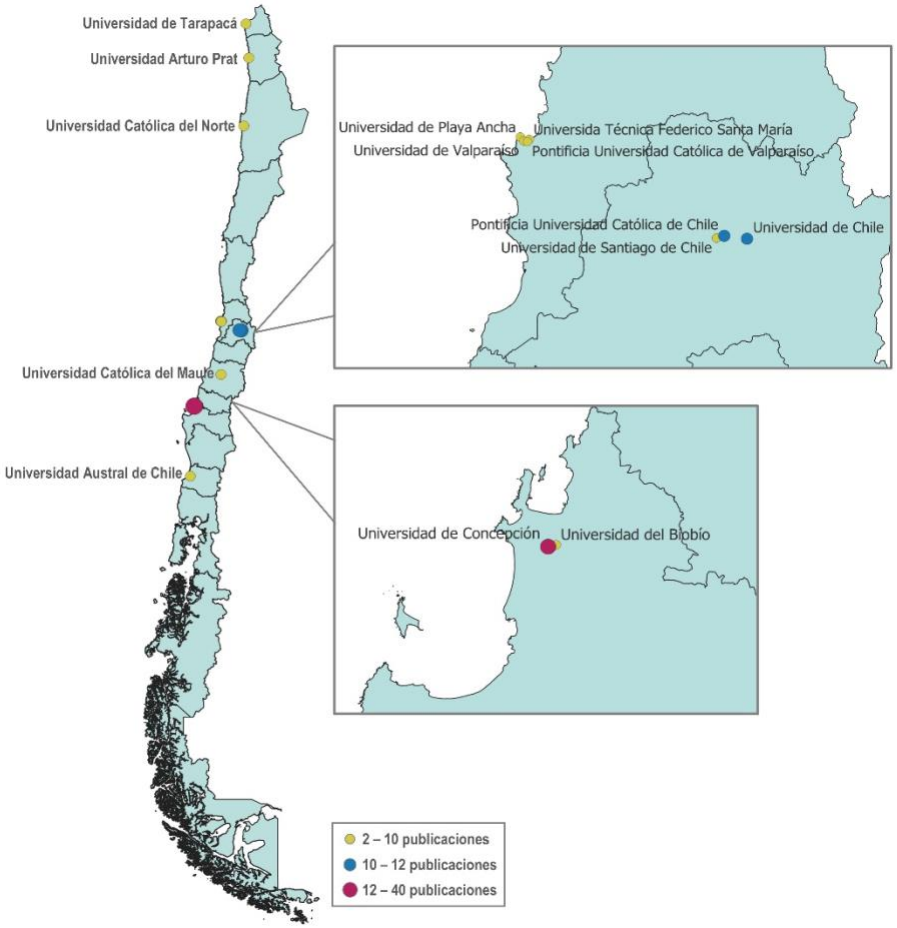


Figura 3.5. Distribución de grupos de investigación en Chile que están trabajando en humedales construidos.

La puesta en marcha de este proyecto permitió desarrollar investigaciones para escalar e implementar sistemas de humedales construidos, evaluando a mayor escala la operación, comportamiento de la vegetación y mecanismos microbiológicos de depuración de aguas servidas y al mismo tiempo formar capital humano de nivel de pregrado y postgrado (Vera et al., 2014; López et al., 2015; Reyes-Contreras et al., 2015; Araya et al., 2016; Vera et al., 2016; Burgos et al., 2017). Este proyecto se puso en marcha el año 2011 y se ha generado investigación con conclusiones muy relevantes, respecto de la materia orgánica los sistemas lograron una eficiencia de eliminación de materia orgánica entre 69-72%. Sin embargo, tienen una baja capacidad de eliminación de nutrientes con eficiencia de eliminación de nitrógeno total de 37-44% y de fósforo total de 19-29% y para la desinfección de aguas es necesario un sistema terciario (Araya et al., 2016, López et al., 2015, 2019b, Andrés et al., 2018, Vidal y Hormazabal 2018, Leiva et al, 2020, González et al., 2020, Carrillo et al., 2022). También juega un rol relevante si las plantas macrófitas

forman monocultivo y/o policultivo (Burgos et al., 2017, Leiva et al., 2018), sobre todo el nivel de oxidación para eliminar microcontaminates de las aguas servidas (Reyes-Contreras et al., 2019) y el nivel de salinidad en las aguas (Sepúlveda et al., 2020). La información proporcionada por estudios de la biomasa generada en los rizomas de las plantas ha generado evidencia científica de la generación de gases efecto invernadero, entre ellos CO_2 y CH_4, debido a las condiciones anóxicas de los humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial (Sepúlveda et al., 2017; López et al., 2015 y 2019a). Toda la evidencia científica ha permitido publicar 3 libros con evidencia científica de la realidad nacional de Chile por Ediciones de la Universidad de Concepción (Vidal y Hormazabal, 2016 y 2018; Vidal et al., 2021).

Figura 3.6. Sistema piloto de humedales subsuperficial horizontal (Vidal y Hormazábal ed., 2018; www.eula.cl/giba).

Debido al avance de la normativa Chilena de reúso de agua grises a través de la Ley número 21.075 “Regula la recolección, reutilización y disposición de aguas grises”, que establece que el destino de las aguas grises tratadas, podría ser: en riego de jardines o descarga de aparatos; riego de áreas verdes públicas, campos deportivos u otros con libre acceso al público, también en áreas verdes y jardines ornamentales sin acceso al público, riego de especies reforestadas, la mantención de humedales y todo otro uso que contribuya a la conservación y sustentabilidad ambiental; se está ejecutando un proyecto en la Región de los Ríos que pretende generar evidencia científica de la eficiencia del tratamiento de aguas grises a través de un humedal vertical subsuperficial. Los datos preliminares muestran, que las aguas pueden ser acondicionadas adecuadamente para su reúso, pero es muy importante considerar una unidad de tratamiento de desinfección posterior al humedal construido.

La Figura 3.7 muestra la proyección de un humedal piloto de flujo vertical subsuperficial para tratar aguas grises (Proyecto liderado por CEHUM, CAREP, UCM, CRHIAM y GIBA-UDEC) (Moris y Rodríguez, 2021).

Figura 3.7. Sistema piloto de flujo vertical subsuperficial. a) proyección de humedal para tratar aguas grises y b) efluente de aguas grises depurado, proyecto liderado por CEHUM, CAREP, UCM y GIBA-UDEC (Fotografías de Gianfranco Morís, CAREP, https://carep.coop/).

Sistemas a escala industrial

La transferencia de tecnología de humedales construidos a escala industrial en Chile, ha sido lenta y su consolidación no es clara aún. Con la publicación de la Ley 20998 que regular "Los servicios sanitarios rurales" el año 2017, se pretende focalizar la prestación de servicios de agua potable y saneamiento, para que el servicio sea de calidad y con continuidad, y en forma universal para todos aquellos usuarios que se ubiquen dentro del área de servicio (MOP, 2017). Actualmente los sistemas rurales están siendo operados por cooperativas y/o agrupaciones rurales, cuyos encargados de la operación de los sistemas salen de la misma publicación rural.

Entre los sistemas construidos se puede mencionar el proyecto inaugurado el 29 de abril del 2015 para tratar las aguas grises de la Escuela Carlos Ariztía, ubicado en la localidad de Trapiche, La Ligua, Región de Valparaíso (Fundación Chile, 2015). En esta misma línea, la empresa Infraplast asociada con Fundación Chile, la Cementera Polpaico y el Comité de APR, implementaron esta tecnología a la cual denominaron "Biotreat" para tratar las aguas servidas generadas por 68 familias de la comunidad de Estación Polpaico, comuna de Til Til, Región Metropolitana (InduAmbiente, 2015). Además, se ha evidenciado su uso para el tratamiento de aguas servidas de centros recreativos ubicados en la comuna de Hualqui, Región del Biobío (Chile) (DGI-UBB, 2016). Los humedales construidos son de tipo susbsuperficial horizontal seguido de lagunas aeróbicas para la eliminación de nutrientes y desinfección de las aguas mediante plantas acuáticas.

En zonas rurales desconcentradas existen instalados operando algunos sistemas de humedales horizontales subsuperficiales, seguido desinfección mediante cloración y/o UV. Los sistemas han sido plantados con monocutivo de *Typha latifolia* y otros en policultivos de *Typha latifolia y Zantedeschia aethiopica.* Uno de los problemas de operación en estos sistemas es la falta de monitoreo profesionalizado y control adecuado de los sistemas primarios de retención de sólidos y grasas. Por lo antes indicado, en muchas zonas del lecho de los humedales se encuentran afloramientos de aguas servidas, debido al taponamiento de los lechos, fenómeno denominado como "clogging". La Figura 3.8 muestra los problemas que se encuentran presentes la operación de los humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial. La

optimización y mejor operación de los sistemas de saneamiento rural necesitan mayor profesionalismo y atención desde la gestión del Ministerio de Obras Públicas, unidad que están a cargo de esta área (MOP, 2017).

Figura 3.8. Problemas de clogging en humedales construidos en zonas desconcentradas de la región del Biobío para tratar aguas servidas. a) sistemas plantados con *Typha latifolia y Zantedeschia aethiopica* y b) sistemas plantados con *Typha latifolia.*

Conclusiones y recomendaciones

Los humedales construidos en Chile han tenido un desarrollo destacable en la generación de evidencia científica y formación de capital humano a todos los niveles. El trabajo es reconocido internacionalmente por la calidad del conocimiento generado y expresado en el nivel de citación de las publicaciones en la plataforma Web of Science. Las áreas con mayor investigación son: reúso de aguas, estudios de mecanismos de eliminación de contaminantes en humedales construidos, desempeño de humedales construidos bajo cultivo de distintas macrófitas (incluyendo mono y policultivo) y eliminación de nutrientes en humedales construidos. Es importante destacar, que los humedales horizontales de flujo subsuperficial han demostrado buena eficiencia para la depuración de aguas servidas a nivel rural, pero se ha podido detectar emisiones de gases efecto invernadero debido a la operación del sistema (metano y dióxido de metano).

En Chile aún no existe una transferencia decidida y consolidada de la tecnología de humedales construidos desde el nivel piloto a nivel “full scale” para el tratamiento de aguas servidas en zonas rurales. Existen experiencias aisladas que demuestran que las operaciones de los sistemas necesitan optimización y mayor profesionalismo en su operación y una gestión dirigida en la adopción de la tecnología por las comunidades, con una transferencia y capacitación adecuada.

Como proyecciones futuras, es importante destacar que los sistemas de humedales construidos pueden ser utilizados en múltiples aplicaciones aún no exploradas en el país. Bajo cambio climático, con escasez hídrica y pérdida de biodiversidad de múltiples ecosistemas, es importante ser creativos y proponer “soluciones basadas en la naturaleza”, que van más allá de los humedales construidos para mantener y recuperar los servicios de los ecosistemas bajo las presiones climáticas cada vez más agresivas en el país.

Agradecimientos

Los autores agradecen a ANID/FONDAP/15130015.

Referencias

Alianza por el Agua. (2008). Manual de depuración de aguas residuales urbanas. Sevilla: Alianza por el Agua-CENTA.

ANDESS, (2016). Estado del arte y desafíos en los servicios sanitarios rurales. Informe final realiazado por el Laboratorio de Análisis Territorial, Facultad de Ciencias Agronómicas, Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales Renovables, de la Universidad de Chile, en conjuntos con la Asociación Nacional de Sanitarias.

Andrés, E. Araya, F., Vera, I., Pozo, G., Vidal., G**.** (2018). Phosphate removal using zeolite in treatment wetlands under different oxidation-reduction potentials. *Ecological Engineering* 117, 18-27.

Araya, F., Vera, I., Sáez, K., Vidal, G. (2016). Enhanced ammonium removal from sewage in mesocosm scale constructed wetland with artificial aeration and natural zeolite. *Environmental Technology* 37: 1811-1820.

Burgos, V., Araya, F., Reyes-Contreras, C., Vera, I., Vidal, G. (2017). Performance of ornamental plants in mesocosm subsurface constructed wetlands under different organic sewage loading. *Ecological Engineering* 99: 246-255.

Carrillo, V., Collins, C., Brisson, J. and Vidal, G. (2022). Evaluation of long-term phosphorus uptake by *Schoenoplectus californicus* and *Phragmites australis* plants in pilot-scale constructed wetlands. *International Journal of Phytoremediation* 24(6), 610-621.

CASEN. (2009). Encuesta de caracterización socioeconómica nacional, vivienda, hogares por zona según región y eliminación de excretas. Caracterización Socioeconómica Nacional. Ministerio de Panificación, Gobierno de Chile. Revisado en Abril 2017. Disponible en: http://www.mideplan.gob.cl/ casen/Estadisticas/vivienda.html.

DGI-UBB. (2016). Avances en proyecto humedales artificiales: La solución para tratar aguas residuales. vrip.ubiobio.cl/vrip/index.php/2016/05/06/avances-en-proyecto-humedales-artificiales-la-solucion-para-tratar-aguas-residuales/

Dirección General de Investigación, Universidad del Biobío (DGI-UBB). (2016). Avances en proyecto humedales artificiales: La solución para tratar aguas residuales. Revisado en Abril 2017. Disponible en: http://vrip.ubiobio.cl/vrip/index.php/2016/05/06/avances-en-proyecto-humedales-artificiales-la-solucion-para-tratar-aguas-residuales/

Dünner, I. (2004). Evaluación Integral de plantas de tratamiento de aguas servidas y alternativas de tratamiento en localidades rurales concentradas. Aplicaciones en las regiones RM y VII. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil. Universidad de Chile. Santiago, Chile.175 pp.

Fundación Chile. (2015). Humedal Artificial: una Innovadora Solución para la Sequía de la V Región. Revisado en Abril 2017. Disponible en: http://fch.cl/humedal-artificial-una-innovadora-solucion-parala-sequia-de-la-v-region/.

González, Y., Salgado, P., Vidal, G. (2020). Disinfection behavior of a UV-treated wastewater system using constructed wetlands and the rate of reactivation of pathogenic microorganisms. *Water Science and Technology* 80(10):1870-1879. DOI: 10.2166/wst.2020.007.

InduAmbiente. (2015). Gracias a Biotreat. *InduAmbiente* 137: 96-97.

Leiva, A.M., Núñez, R., Gómez, G., López, D., Vidal, G. (2018). Performance of ornamental plants in monoculture and polyculture horizontal subsurface flow constructed wetlands for treating wastewater. *Ecological Engineering* 120, 116–125.

Leiva, A.M., Albarrán, A., López, D. Vidal, G. (2019). Evaluation of phytoxicity of effluents from activated sludge and constructed wetland system for wastewater reuse. *Water Science and Technology* 79(4): 656-667. DOI: 10.2166/wst.2019.093.

López, D., Fuenzalida, D., Vera, L., Rojas K., Vidal, G. (2015). Relationship between organic matter and methane production in horizontal sub-surface flow constructed wetlands systems planted with *Phragmites australis* and *Schoenoplectus californicus* for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 83: 296-304.

López, D., Sepúlveda, M., Ruiz-Tagle, N., Sossa, K., Uggetti E., Vidal, G. (2019a). Potential methane production and molecular characterization of bacterial and archaeal communities in a horizontal subsurface flow constructed wetland under cold and warm seasons. *Science of the Total Environment* 648: 1042–1051.

López, D., Arismendi, W., Leiva, A. M. and Vidal, G. (2019b). Influence of design and operational parameters on the pathogens reduction in constructed wetland under the climate change scenario. *Review in Environmental Science and Bio/Technology* 18: 101-125. DOI: 10.1007/s11157-019-09493-1.

MOP. (2017). Ley 20998. Regula los Servicios Sanitarios Rurales. Disponible en: https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1100197&idParte=9770935.

Moris, G. y Rodríguez, I. (2021). https://www.elmostrador.cl/cultura/2021/07/16/construir-humedales-una-solucion-basada-en-la-naturaleza-para-combatir-el-cambio-climatico-y-la-crisis-hidrica/

Pacto Global (2022). Logros de Saneamiento de Chile. Disponible en: https://pactoglobal.cl/2017/chile-destaca-top-ten-mundial-saneamiento-agua/#:~:text=Actualmente%2C%20nuestro%20pa%C3%ADs%20est%C3%A1%20en,aguas%20servidas%20de%20sus%20ciudades.

Plaza de los Reyes, C., Vidal, G. (2015). Effect of variations in the nitrogen loading rate and seasonality on the operation of a free water surface constructed wetland for treatment of swine wastewater. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 50: 1324-1332.

Plaza de Los Reyes, C., Pozo, G., Vidal, G. (2014). Nitrogen behavior in a free water surface constructed wetland used as posttreatment for anaerobically treated swine wastewater effluent. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 49: 218-227.

Reyes-Contreras, C. López, D. Leiva, A.M., Domínguez, C., Bayona, J.M., Vidal, G. (2019). Removal of organic micropollutants in wastewater treated by activated sewage sludge and constructed wetlands: A comparative study. *Water* 11, 2515.

Rodríguez, P. (2011). Análisis de la situación de las aguas servidas en zonas rurales de la IV, VI y RM de Chile y proposición de un sistema sustentable para su tratamiento. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 151 pp.

Sepúlveda, M., López, D., Vidal, G**.** (2017). Methanogenic activity in the biomass from horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering* 105: 66–77.

Sepúlveda, R., Leiva, A.M. and Vidal, G. (2020). Performance of *Cyperus papyrus* in constructed wetland mesocosms under different levels of salinity. *Ecological Engineering* 151, 105820.

Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS). (2020). Informe de Gestión del Sector Sanitario 2020. Santiago, Chile.

SISS. (2021). Resultados Plantas de tratamiento de aguas servidas 2021. Superintendencia de Servicios Sanitarios. Disponible en: https://www.siss.gob.cl/586/w3-propertyvalue-6408.html

SISS. (2022). Marco regulatorio de las empresas sanitarias en Chile. Disponible en: http://www.siss.gob.cl/586/w3-article-3681.html

United States Environmental Protection Agency (US EPA). 2000. Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. Ohio: US. EPA.

Vidal, G. y Hormazabal, S. (2018). Humedales Contruidos: diseño y operación. Editores: G. Vidal y S. Hormazabal Ediciones Universidad de Concepción, ISBN 978-956-227-419-7 y Registro de Propiedad Intelectual 290632, año 2018, 253 pp.

Vera, I., Araya, F., Andrés, E., Sáez, K., Vidal, G. (2014). Enhanced phosphorus removal from sewage in mesocosm-scale constructed wetland using zeolite as medium and artificial aeration. *Environmental Technology* 35: 1639-1649.

Vera, I., Jorquera, C., López, D., Vidal, G. (2016). Constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in Chile: reflections. *Tecnología y Ciencias del Agua* 7: 19-35.

Vidal, G. y Araya, F. (2014). Las aguas servidas y su depuración en zonas rurales: situación actual y desafíos. Ediciones Universidad de Concepción, ISBN 978-956-227-378-7, 118 pp.

Vidal, G. y Hormazabal, S. (2016). Las fibras vegetales y sus aplicaciones: Innovación en su generación a partir de la depuración de agua. Ediciones Universidad de Concepción, ISBN 978-956-227-405-0 y Registro de Propiedad Intelectual 272.242 año 2016, 60 pp.

Vidal, G. y Hormazabal, S. (2018). Humedales Contruidos: diseño y operación. Ediciones Universidad de Concepción, ISBN 978-956-227-419-7 y Registro de Propiedad Intelectual 290632, año 2018, 253 pp.

Vidal, G., Gómez, G. y Diez, M.C. (2021). Soluciones basada en la naturaleza para la descontaminación de descargas puntuales y difusas. 2021. Ediciones Universidad de Concepción ISBN 978-956-227-465-4 y Registro de Propiedad Intelectual N° 2020-A-7572 año 2020. 132 p.

Villarroel, C. (2012). Asociaciones comunitarias de agua potable rural en Chile: Diagnóstico y desafíos. Santiago: Sara Larraín y Teresa Montecinos. https://www.chilesustentable.net/wp-content/uploads/2015/07/Asociaciones-comunitarias-de-agua-potable-rural-en-chile.pdf

CAPITULO 4

Uso de humedales para la limpieza de aguas contaminadas en Colombia

Ricardo Schmalbach Restrepo[1] (rschmalbach@hotmail.com) **y M.C. Arizandy Cruz Montes**

[1]Biólogo Marino, Universidad Fundación Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia. Email: rschmalbach@hotmail.com
[2]Egresada del Centro de Agro-ecología del Instituto de Ciencias de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, México. Email: arizandy.cruz@emissionzero.com.co

Introducción

Los humedales son ecosistemas estratégicos, debido a que permiten la amortiguación de crecientes, proveen hábitats para especies de flora y fauna y recargan acuíferos subterráneos (Senhadji-Navarro, 2017).Dan sustento a altas concentraciones de especies de aves, mamíferos, reptiles, anfibios, peces e invertebrados y son también importantes depósitos de material genético vegetal, razón por la que los humedales figuran entre los medios más productivos del mundo (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2013).

Los humedales colombianos corresponden al 26% del territorio del país (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos von Humboldt, 2021), sin embargo, son pocos aún los designados como humedales Ramsar. En Colombia los humedales juegan un papel fundamental en la disponibilidad de agua dulce. Existen alrededor de 32.000 en 1.094 municipios y abarcan 20 millones de hectáreas. Sin duda son uno de los principales ecosistemas que contribuyen a que el país esté por encima del promedio latinoamericano y el rendimiento mundial de agua, ocupando el sexto puesto en el ranking de reservas y disponibilidad hídrica, de acuerdo con el índice Total Actual Renewable Water Resources (knoema, 2017).

De acuerdo con el informe de la ONU sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo “agua para todos-agua para la vida”, Colombia ocupa el puesto 24 entre 203 países; este lugar aún hace figurar a Colombia como potencia hídrica mundial (Organización de las Naciones Unidas, 2003) .No obstante, las diversas condiciones geográficas del país tales como el relieve y el clima han distribuido de forma desigual este recurso, por lo cual en algunas zonas como la andina y la pacífica se posee una mayor cantidad de recurso hídrico en comparación con el Caribe.

Sumado a las dificultades que tienen algunas comunidades en cuanto al acceso al recurso hídrico potable hay que adicionar la grave problemática que vive Colombia en cuanto al tratamiento de las aguas residuales las cuales generan importantes afectaciones a los ecosistemas acuáticos en el país, según datos reportados por la superintendencia de servicios públicos domiciliarios (SSPD) solo 541 municipios de los 1.122 registrados por el Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE) cuentan con algún tipo de Planta de Tratamiento de Aguas Residuales, en donde solo se obtienen las eficiencias y remoción de carga contaminante para el 36 % (126) del total de los 352 municipios con información reportados con PTAR a 2016.

Los problemas ambientales más graves detectados en los embalses colombianos están relacionados con corrosión, malezas acuáticas, mortalidad de peces, aguas residuales domésticas e industriales, contaminación por basuras y reducción de los caudales en las fuentes receptoras. Según el más reciente Estudio Nacional del Agua, los sectores que generan mayores contaminantes son el industrial, y dentro de este, el cafetero y minero, y por supuesto el doméstico. Pero la deforestación es una problemática que cada día contribuye más.

Según el estudio Nacional del agua (2018) ," (IDEAM, 2018) en condiciones hidrológicas promedio, se identifican 54 subzonas hidrográficas con altas presiones por uso con respecto a la oferta disponible. El 95% se concentra en las áreas hidrográficas Magdalena–Cauca y Caribe. De las 12 SZH con condición crítica, el 83% son parte de la cuenca Magdalena–Cauca".

Los monitoreos muestran que se ha ido aumentando la actividad ganadera, agrícola, el riego y el uso piscícola, y las hidroeléctricas son las actividades que generan mayor presión de contaminación en los últimos anos (IDEAM, 2018).

Ejemplos del riesgo inminente de su recurso hídrico en el que se encuentra Colombia lo constituye la contaminación aguda del rio Bogotá, que se puede identificar como un rio sin vida por las aguas residuales sin tratar, Por otro lado, los páramos andinos (motor del agua del país) y las cuencas de los ríos Amazonas y Orinoco tienen una sobre explotación hídrica y cambios sustanciales en el uso del suelo desestabilizando sus ecosistemas. Es importante establecer que se identifican a 289 municipios en Colombia con alto o muy alto riesgo sanitario por la baja calidad del agua (definido por el Índice de Riesgo de la Calidad del Agua para consumo humano — IRCA, Decreto 1575 en Colombia) y con riesgo de escasez hídrica se elevan a 391 acorde con los estudios del IDEAM (Banco Mundial, 2021)

Los Humedales Construidos (HC) tienen el potencial de abordar los desafíos sociales y económicos relacionados con la reutilización segura del agua. Un HC bien diseñado y con un mantenimiento adecuado puede garantizar la reutilización del agua. Los HCs implican procesos biológicos, físicos y químicos, similares a los que ocurren en los humedales naturales. Entre estos se encuentran la filtración, sedimentación, adsorción, volatilización, fitoacumulación y la actividad microbiana (Khan, 2020). Estos procesos se utilizan para controlar la contaminación en el medio ambiente mediante el tratamiento de aguas residuales urbanas, industriales, agrícolas, pecuarias o efluentes mineros (Saxena, 2020), aguas contaminadas con petróleo e hidrocarburos (Bergier, 2013), de instalaciones turísticas) y municipales. Los HCs se utilizan para eliminar la materia orgánica, los sólidos suspendidos, los nutrientes y algunos metales como hierro, plomo y cadmio del agua residual y, recientemente, contaminantes orgánicos persistentes (Vymazal, 2015), otros contaminantes emergentes (Campos, 2019)., además de reducir la contaminación microbiológica (Rajan, 2019).

Marco Regulatorio

Colombia logra regular el agua, tanto en la constitución, como en el Ministerio de Medio Ambiente y en el de Salud, el problema radica en la ausencia de una estructura central que reúna todos los decretos y coordine todas las instituciones involucradas que posibilite coherencia y cumplimiento. (Banco Mundial, 2021).

Ha generado en el actual gobierno desde el Consejo Nacional de Política Económica y Social CONPES, la política verde, buscando proteger los recursos naturales, gestionando la identificación de nuevas fuentes de crecimiento sostenibles y estableciendo como uno de sus ejes fundamentales mejorar el uso de los recursos naturales en los sectores económicos, con miras a la eficiencia y productividad y minimizando el impacto ambiental. (CONPES, 2018). Aspira con esta estrategia que Colombia trate el 54 % de las aguas residuales urbanas generadas (MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE, 2022).

Para controlar el vertido de sustancias contaminantes a los cuerpos de agua tenemos la Resolución 0631 de 2015 que estipula como verter las sustancias contaminantes de 73 actividades productivas presentes en ocho sectores económicos del país (Ministerio de Medio Ambiente, 2015). Pero, aun cuando existe esta

ley, no tiene una medida estandarizada del vertimiento diario máximo de cargas contaminantes y de calidad.

La resolución 1256 del año 2021 se reglamenta el uso de las aguas residuales y se adoptan otras disposiciones: (1) El aprovechamiento de aguas ya utilizadas, servidas o negras requiere concesión, el Estado regulara su uso, estableciendo si es posible usarlo y cuándo y cómo usarlo; (2) El uso de aguas servidas, sin importar su origen (superficiales, profundas o aguas lluvia) cuando estas se usaron en actividades con afluencia de líquidos, podrán usarse nuevamente en actividades primarias o secundarias siempre y cuando se sigan las normas de calidad ambiental y se aconsejen en el análisis socioeconómico; (3) Se busca el uso eficiente del agua, incluyendo el uso del agua residual tratada, busca reducir los impactos negativos asociados con la extracción y descarga a cuerpos de agua natural; (4) Promueve el uso del agua residual tratada como una estrategia para promover la bioeconomía; (5) Busca como plan nacional reformulara la normatividad vigente, modificando la reglamentación sobre el uso del agua residual tratada de acuerdo a los aportes de los diferentes sectores, su información técnica y sus criterios (Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo sostenible, 2021).

En el 2002, se estimaba que en Colombia se descargan diariamente cerca de 700 toneladas de carga orgánica, del sector doméstico urbano a los cuerpos de agua y sólo el 22 % de los municipios del país realizan un tratamiento de sus aguas residuales, un porcentaje realmente bajo. Contribuyendo a la falta de regulación en el régimen hídrico y el deterioro de las cuencas. Más de 50% de la contaminación proviene del área doméstica y los centros urbanos como Bogotá, Cali, Medellín, Bucaramanga, Pereira, Barranquilla, Cartagena, Santa Marta entre otros, son críticos, los reportes indican que más de 1300 cuerpos de agua son contaminados por los vertimientos municipales. Aproximadamente 300 municipios no realizan desinfección de las aguas que se están consumiendo y 450 no tienen planta de tratamiento. (IDEAM, 2002) La superintendencia de servicios Públicos domiciliarios indica que en el 2002 el porcentaje de aguas residuales urbanas tratadas era el 8% y en el 2018 se elevó a 42%. En el 2010 se desarrolló el programa SAVER (Saneamiento de Vertimientos) para priorizar y financiar sistemas de vertimiento de aguas residuales municipales, contribuyendo con el saneamiento de las principales cuencas más contaminadas del país, así se priorizaron las 10 cuencas con mayor población (19 millones de personas) y carga contaminante (50% de la carga contaminante generada) (Ministerio de Vivienda, 2019). En Colombia se ha buscado diferentes formas de tratar los líquidos residuales, tratamientos no convencionales para depurar las aguas domesticas e industriales como los biológicos, eliminando la materia orgánica, migraron a la oxidación de nitrógeno amoniacal y a la eliminación de fósforo, tratamiento con micrófitos flotantes y tratamientos con microalgas.

Para regular los diseños relacionados a infraestructura sobre el tratamiento de aguas se cuenta con el Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico RAS, (2000) donde se incluyen diferentes etapas a tener en cuenta para la puesta en marcha de una planta de tratamiento de aguas residuales una de esas etapas es tener en cuenta: la ubicación dentro de los planes de ordenamiento territorial y desarrollo urbano previsto, estudios de factibilidad y estudios, diseño y requerimientos técnicos, construcción y supervisión técnica, puesta en marcha, operación y mantenimiento.

La tendencia en cuanto a sistemas de tratamiento de aguas en Colombia es la utilización de tratamientos secundarios, como la construcción de lagunas de estabilización (44%), sistemas de aireación extendida (9.4%) y filtros biológicos (7%). (ESPECTADOR, 2013).

Los humedales son promovidos para ser usados en poblaciones pequeñas puesto que reduce costos, En reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico (RAS), se acepta usar los

humedales en áreas rurales como un método para soluciones o como tratamiento terciario en otros esquemas.

Tratamiento de contaminantes en base a humedales

En Colombia se han construido humedales de flujo subsuperficial, enfocados primordialmente a la realización de pruebas piloto en el tratamiento de agua residual doméstica, con caudales y poblaciones de diseño relativamente pequeñas. De acuerdo con Lara (2010), citado por Arteaga y López (2019), en el departamento de Boyacá se construyó un HSFS de un emisario final complementario de agua residual doméstica tratada previamente en un reactor anaerobio UASB en la ciudad de Tunja (en el barrio Los Muiscas). El sistema fue construido para tener tiempos de retención entre 22 y 72 horas, caudal promedio de 2,2 m^3/d, material vegetal utilizado para el tratamiento: junco (*Typha domingensis)*; obteniendo las siguientes eficiencias promedio en la remoción de demanda química de oxígeno (DQO): 51.7 %, demanda bioquímica de oxígeno (DB05): 45.1 %, nitrógeno total: 15.0 %, fósforo total: 31.0 %, sólidos suspendidos totales (SST): 88.6 %, y sólidos totales (ST): 22.5 % (Arteaga A. & López V., 2019).

En el departamento de Cundinamarca en el municipio de Cogua según se presentó el funcionamiento en su etapa inicial de un humedal subsuperficial diseñado para servir una estación experimental (La estación experimental Javeriana) con el fin de tratar las aguas residuales domesticas provenientes de las viviendas y las aulas de esta universidad. El humedal manejó un caudal promedio de 1.34 m^3/d y un afluente aproximado en DBO_5 de 132 mg/L y un efluente de 44 mg/L. El reactor fue una celda de 2 m de ancho por 5.8 m de largo, con una profundidad efectiva de 0.6 m, área del humedal de 11.6 m^2, tiempo de retención hidráulica de 1.6 días y una carga hidráulica de 0.23m/d. 7 Con este sistema se obtuvieron remociones promedio de DBO_5, entre el 66 % y el 80 %, de nitrógeno total entre el 30 % y el 70 %, para el fósforo alrededor del 28 %; en sólidos suspendidos totales, entre el 44 % y el 90 %. En otro estudio según (Rivera, 2015) en el departamento de Antioquia, Montoya et al., (2010), realizo un estudio comparativo de la remoción de materia orgánica en humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial en la sede principal del Tecnológico de Antioquia, Institución Educativa ubicada en el barrio Robledo, en la ciudad de Medellín. La investigación indagó comparativamente sobre la remoción de materia orgánica con agua residual sintética, en términos de los parámetros de demanda química de oxígeno (DQO), demanda biológica de oxígeno (DBO_5) y mediciones in situ de pH, oxígeno y temperatura cada 15 días, durante tres meses, en seis sistemas de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal, a escala piloto, sembrados con tres especies diferentes de macrófitas: *Canna limbata, Heliconia psittacorum y Phragmites sp*; las remociones medias de DQO fueron de 97.31 % y 95.94 % para *Canna limbata*; 94.49 % y 93.50 % para *Heliconia psittacorum*; 97.39 % y 97.13 % para *Phragmites sp*. En DBO_5 fueron de 100 % y 99.36 % para *Canna limbata*; 99.09 % y 97.49 % para *Heliconia psittacorum*; 100 % y 99.45 % para *Phragmites sp*. (Lara Borrero, 2010).

Para el 2021 los autores Mena y Ojeda evaluaron la eficiencia de un humedal de flujo subsuperficial horizontal construido en el Municipio de Pasto, Colombia. El tiempo de retención hidráulica que usaron fue de 1,3 días, la temperatura media de trabajo de 17 °C. y de 19m x 6.5m x 0.8 m de profundidad. En el humedal se plantó *Scirpus californicus* vulgarmente conocido como junco o totora. La densidad de siembra del *Scirpus californicus fue* de una planta por metro cuadrado para evitar la saturación de raíces debido a altas densidades de siembra, que terminan colapsando el sistema y haciendo que el humedal se rebalse. La valoración de la eficiencia se hizo mediante la medición y análisis de los parámetros DBO5, DQO, sólidos suspendidos totales, nitrógeno total, fósforo total, grasas y aceites, coliformes totales y *Escherichia Coli*. Los resultados fueron DBO_5 93,89% DQO 84,98%ySST 40%. El pretratamiento hizo que los parámetros nitrógeno y grasas no presentaran variación. En los parámetros microbiológicos Coliformes Totales y *E. coli*, se obtuvieron eficiencias del 99,99 y 99,97% respectivamente. La calidad

del agua luego de pasar por el humedal es óptima para realizar una descarga a un cuerpo receptor y también puede ser reutilizada para la agricultura según los resultados obtenidos (Mena C. & Ojeda, 2021).

En 2019 Arteaga y López diseñaron e implementaron un humedal artificial tomando como guía el Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico RAS, (2000). Se usó para la vegetación la macrófita emergente *Cyperus papyrus*. El humedal arroja un indicador funcional de disminución de solidos suspendidos totales con una remoción del 71.9%, eficiencia del 55,2% para DBO. En cuanto a DQO, grasas y aceites y, solidos suspendidos totales, oscilaron alrededor de valores similares tanto en la entrada como en la salida del humedal, lo cual fue atribuido a fallas del diseño y falta de mantenimiento (Arteaga A. & López V., 2019)

En el experimento a microescala ejecutado por Quintero y otros autores en 2021 se utilizaron dos tanques escalonados de 14 litros para el almacenamiento, distribución y pretratamiento del agua residual, la construcción de las celdas donde se ubicó el sistema de humedales fue realizada con cubículos de plástico transparentes de 37,4 cm de largo, 26,7 cm de ancho y 13,8 cm de alto con una capacidad de 10,3 L y profundidad de 25 cm fue evaluar la remoción de nitrógeno y materia orgánica a través de humedales artificiales de flujo subsuperficial acoplados a reactores de lecho fijo con microalgas. Como microalgas se utilizó *Chlorella sp*. como vegetación *Heliconia psittacorum*, el sistema fue alimentado con agua residual domestica de la Institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia, se midió nitrógeno total Kjeldahl, DQO, bacterias nitrificantes y desnitrificantes en la rizosfera y el sustrato del humedal, mediante la técnica de número más probable (NMP), se encontró una eficiencia en la remoción de materia orgánica entre el 30-40%, transformación de nitrógeno del 73,4%, una reducción de coliformes totales y fecales del 87% y 88%. El sistema diseñado fue pertinente, mejorando sustancialmente la calidad del agua residual doméstica tratada (Quintero G., Rodríguez Z., González D., & Arroyave R., 2021)

En un estudio más reciente realizado por Bedoya y Betancur en 2020 sobre "Evaluación de un humedal artificial de flujo Subsuperficial (Hafss) utilizando *Typha* para el tratamiento de residuos peligrosos generados en el laboratorio de aguas de empresas públicas de la Ceja E.S.P." El cual se llevó a cabo en escala de laboratorio se han obtenido los siguientes resultados de remoción: 69.71% Demanda Química de Oxígeno DQO, 99.73% de fosforo total, 99.73% de Ortofosfatos, 54.34% de Nitratos y 54.34% de turbiedad. El diseño experimental, se basa en la ecuación de pistón, la cual ha sido evaluada en los comportamientos de los humedales (Bedoya & Betancur, 2020).

En algunos otros diseños experimentales a escala laboratorio se han enfocado en la configuración de las plantas que demuestran tener mayores porcentajes de remoción de determinados contaminantes acorde a las variables ambientales del experimento. En el caso de Jiménez y Castillo (2019) la investigación estuvo orientada a la evaluación de un sistema de fitoacumulación en raíces conformado por tres humedales artificiales subsuperficiales de flujo horizontal, los cuales fueron formulados para remediar aguas hidrocarburadas con gasolina provenientes del vertimiento que se realiza al sistema de alcantarillado en la estación de servicio Texana ubicada en Cumaral Meta en este caso específicamente fueron Carrizo (*Phragmites australis*) y Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) en diferentes configuraciones para los 3 humedales, donde lograron concluir que la mejor eficiencia fue con las plantas de Vetiver (Jimenez P. & Castillo, 2019)

En un experimento similar al mencionado en el anterior párrafo se hace una variación de la matriz, donde se evalúan, humedal con matriz de suelo y plantas, HSSP (flujo horizontal subsuperficial), humedal sin matriz de suelos y plantas, HF (floating wetland), humedal con matriz de suelos, sin plantas, HSSC (flujo horizontal subsuperficial control), cada matriz con un área superficial de 1.95 m^2. Durante la primera etapa, la alimentación de los tres humedales se realizó con agua residual doméstica y en la segunda etapa,

la alimentación se realizó con un agua residual contaminada con hidrocarburos donde se agregó también una fuente de nitrógeno cuando este fue necesario (bajas concentraciones afluentes). En ambas etapas, el caudal de alimentación fue en promedio de 130 l/d (carga hidráulica de 0.07 m^3/m^2 d) y se controló mediante el empleo de bombas peristálticas, permitiendo un suministro igual y constante del flujo de agua para los tres humedales. Los humedales construidos con matriz de suelo demostraron remover hidrocarburos totales de petróleo, logrando eficiencias superiores al 50 % en aguas contaminadas con altas concentraciones de estos compuestos. En términos de remoción de materia orgánica (DBO_5), el humedal con matriz de suelo y plantas (HSSP) sugirió ser el sistema más efectivo, ya que durante el periodo de funcionamiento logró eficiencias de remoción superiores al 92 % ($p<0.05$) (Cubillos V., 2011).

Granados en 2018 diseñó un humedal a pequeña escala en la zona de alta montaña, el humedal contaba con una profundidad de 0,5 m, se planteó un tiempo de retención de 24 horas y con base al caudal de $1m^3$ /día se calcularon las dimensiones del humedal de un ancho de 1m, una longitud de 2m y una profundad de 0,3 m, las plantas usadas para este diseño fueron Papiro Enano, Lirio Amarillo, Lirio Blanco, Lirio Morado y Dietes Bicolor los cuales pudieron permanecer a una temperatura de hasta -12°C. Se logró una adecuada solución como tratamiento logrando una eficiencia de remoción de 53,1 %DBO, 36,6 %DQO y 75,7%SST (Granados G., 2018).

Conclusiones y recomendaciones

Los humedales de tipo horizontal de flujo subsuperficial predominan en la investigación esto puede suceder debido a las ventajas de los sistemas de flujo subsuperficial respecto a los superficiales son: Mayor capacidad de tratamiento (admiten mayor carga orgánica), bajo riesgo de contacto del agua con las personas y de aparición de insectos. A pesar de ello, también presentan desventajas en cuanto a costos en el diseño.

En la mayoría de los resultados observados en los estudios revisados se cumplieron con los valores establecidos en la resolución 631 del 2015, donde la DBO_5 y la DQO obtuvieron buenos resultados de remoción y los SST y coliformes fecales los menores, sin embargo, la disminución de los mismos posterior al tratamiento son evidentes y corroboran la efectividad de estos sistemas de tratamiento.

Inicialmente los humedales artificiales o humedales construidos se han empleado para el tratamiento de efluentes domésticos o como parte de un tratamiento terciario. No obstante, los diseños de los mismos han evolucionado con la aplicación de la biotecnología con lo cual, se han demostrado buenos resultados en el tratamiento de aguas contaminadas por hidrocarburos y algunos contaminantes emergentes.

Hay un campo importante a desarrollar para la evaluación y búsqueda de nuevas especies bioacumuladoras y biorremediadoras por regiones que garanticen un tratamiento eficiente y eficaz del agua, priorizando las especies propias de cada zona climática, las especies con valor comercial y aquellas con potencial bioenergético.

Otro aspecto que debe fortalecerse en el conjunto de investigación a realizar en el país, es determinar las bases de diseño y operación exactas para garantizar un buen funcionamiento ya que los humedales al ser un sistema complejo, aun no tienen bien definidas las condiciones óptimas para su puesta en marcha.

Colombia, privilegiado por sus grandes fuentes de agua, desde glaciales, nevados, páramos, ríos, lagunas y grandes áreas inundables propició asentamientos en sus áreas, desde grandes ciudades hasta poblaciones palafíticas han usado el recurso agua como medio de vida. La cotidianidad indujo a un abandono de conciencia sobre la conservación del recurso agua, los humedales fueron y aun lo son, áreas de sustento,

movilidad, toma de recursos y vivienda. En la búsqueda por conservar las fuentes de agua, se establecieron leyes en busca de la conservación y buen manejo de los humedales al igual que un gran esfuerzo por desarrollar tecnologías, métodos y protocolos de manejo y conservación. Todos estos esfuerzos solo serán productivos en la medida en que se logre educar a la población en el buen uso del recurso hídrico en todos sus ámbitos.

Referencias

Arteaga A., C., & López V., E. (2019). Diseño y puesta en marcha de un humedal artificial a nivel piloto como tratamiento complementario para la depuración de aguas residuales en el Quindío. Risaralda, Colombia: Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiental (ECAPMA).

Banco Mundial. (2021). Cambiar el rumbo: mejorar la seguridad hidrica para propiciar la recuperacion y el crecimiento sostenible de Colombia. Bogota: Banco Mundial.

Bedoya, C., & Betancur, H. (2020). Evaluación de un humedal artificial de flujo Subsuperficial. Medellín: Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiente.

Bergier, T. W.-B. (2013). Semi-technical scale research on constructed wetland removal of aliphatic hydrocarbons C7-C40 from wastewater from a car service station. Desalination and Water Treatment, 1534-1542.

Campos, J. Q. (2019). Removal of the endocrine disruptors ethinyl estradiol, bisphenol A, and levonorgestrel by subsurface constructed wetlands. Science of The Total Environment, 133570.

CONPES. (2018). Politica de Crecimiento Verde. BOGOTA: GOBIENO DE COLOMBIA.

Cubillos V., J. (2011). Evaluación de la fitorremediación como alternativa de tratamiento de. Pereira: Universidad Tecnologica de Pereira.

Espectador, D. E. (8 de febrero de 2013). Colombia se raja en el tratamiento de aguas residuales. pág. 1.
Granados G., M. (2018). Estudio de factibilidad para la implementación de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en ecosistema de alta montaña en Toquilla. Toquilla, Colombia: Universidad Libre de Colombia .

IDEAM. (2002). Residuos Municipales. Bogota: IDEAM.

IDEAM. (2018). Estudio Nacional del Agua. Bogota: Gobierno De Colombia.
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos von Humboldt. (Febrero de 2021). Humboldt.org. Obtenido de Humboldt.org: http://www.humboldt.org.co/es/boletines-y-comunicados/item/1593-humedales-un-tesoro-anfibio-que-sobrevive-en-el-26-por-ciento-de-colombia

Jimenez P., C., & Castillo, V. (2019). Evaluación de un sistema de fitoacumulación en raíces por medio de un humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal para remediar aguas hidrocarburadas. Bogotá: Universidad de La Salle .

Khan, S. N. (2020). Constructed Wetlands: A CleanGreen Technology for Degradation and Detoxification of Industrial. Industrial Waste and its Management, 127-163.

Knoema. (15 de 06 de 2017). knoema. Obtenido de knoema: https://knoema.com/atlas/topics/Water/Total-Renewable-Water-Resources/Renewable-water-resources

Lara Borrero, J. (2010). Implantación y evolución de un humedal artificial de flujo subsuperficial en Cogua, Cundinamarca, Colombia. Ingenieria y Universidad, 216 p.

Mena C., P., & Ojeda, C. (2021). Eficiencia de un humedal de flujo subsuperficial horizontal para tratarlos efluentesdeun colegio ruralen Colombi. Brazilian Journal of Animal and Environmental Research, 3488-3499.

Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible. (22 de 02 de 2022). https://www.minambiente.gov.co. Obtenido de https://www.minambiente.gov.co/gestion-integral-del-recurso-hidrico/en-2022-colombia-aspira-a-tratar-el-54-de-las-aguas-residuales-urbanas/

Ministerio de Medio Ambiente. (2015). Resolucion 631. Bogota: Gobierno De Colombia.
Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo sostenible. (23 de 11 de 2021). https://www.minambiente.gov.co/. Obtenido de https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/12/Resolucion-1256-de-2021.pdf

Ministerio de Vivienda. (2019). Plan Nacional de Manejo de Aguas Residuales Municipales. Bogota: Gobierno Nacional.

Organización de las Naciones Unidas. (2003). Agua para todos, agua para la vida. España: Mundi-Prensa Libros.

Quintero G., K., Rodríguez Z., D., González D., M., & Arroyave R., J. (2021). Evaluación de la remoción de nitrógeno y materia orgánica a través de humedales artificiales de flujo subsuperficial, acoplados a reactores de lecho fijo con microalgas en la Institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia. Revista Ingeniería y Región, 82-94.

Rajan, R. S. (2019). Efficiency of constructed wetlands in treating E . coli bacteria present in livestock wastewater. International Journal of Environmental Science and Technology, 2153-2162.

Rivera, D. (2015). Humedales de flujo subsuperficial como biofiltros de aguas residuales en Colombia. Cuaderno Activa, 99-107.

Saxena, G. B. (2020). Bioremediation of Industrial Waste for Environvental Safety. Industrial Waste and its Management, 164.

Secretaría de la Convención de Ramsar. (2013). Guía a la convención sobre los humedales. Irán.

Senhadji-Navarro, K. R.-O. (2017). Estado ecológico de algunos humedales Colombianos en los últimos 15 años: Una evaluación prospectiva. Colombia Forestal, 103.

Vymazal, J. B. (2015). The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: a review. Environment International, 11-20

CAPITULO 5

Uso de humedales para la limpieza de aguas contaminadas en Costa Rica

Dr. Ronald Esteban Aguilar Álvarez[1] (ronaldesteban.aguilar@ucr.ac.cr)

[1]Escuela de Ingeniería de Biosistemas, Universidad de Costa Rica.

Introducción

En el 2010, la Asamblea General de las Naciones Unidas reafirmó que el acceso al agua limpia y saneamiento son derechos humanos (Resolución 64/292 de la ONU, 2010) (ONU, 2010). El pronunciamiento de la ONU busca que los países adopten políticas para cumplir con el acceso de la población al agua limpia y saneamiento. De acuerdo con la ONU (2015), garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos responde al Objetivo de Desarrollo Sostenible 6: Agua limpia y saneamiento. Sin embargo, para el 2017, en el mundo, 4 200 millones de personas carecían de saneamiento manejado adecuadamente (Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia [UNICEF], 2019, párr. 1). En Costa Rica, para el 2020, se reconoce y garantiza el derecho humano al agua, al modificar, mediante la Ley 9849 (Asamblea Legislativa, 2020), el artículo 50 de la Constitución Política de Costa Rica. El texto quedó de la siguiente manera: "Toda persona tiene el derecho humano, básico e irrenunciable de acceso al agua potable, como bien esencial para la vida. El agua es un bien de la nación, indispensable para proteger tal derecho humano. Su uso, protección, sostenibilidad, conservación y explotación se regirá por lo que establezca la ley que se creará para estos efectos y tendrá prioridad el abastecimiento de agua potable para consumo de las personas y las poblaciones".

Aunque en el artículo 50 no se indica explícitamente, el saneamiento es clave para garantizar el acceso al agua. El hecho que no esté explícito refleja lo que ha pasado en Costa Rica con respecto al acceso de agua potable y al saneamiento. Para el 2022, el Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (AyA), a través del presidente ejecutivo Arquitecto Tomás Martínez Baldares, en su charla de apertura del TICOSAN 2022, indicó que la cobertura de agua potable para Costa Rica es del 95,7%. Contrario, la inversión país para saneamiento no ha sido la adecuada, y la cobertura es cercana al 25%. Es importante indicar que los datos de cobertura de saneamiento mostrados a continuación se refieren al tratamiento de aguas residuales ordinarias. Las aguas residuales ordinarias son las producidas en hogares y edificaciones, comúnmente conocidas como aguas grises y negras. La actual cobertura de aguas residuales ordinarias se debe a la inversión realizada por Costa Rica en el periodo 2011-2015. Costa Rica invirtió 95 690 millones de colones (para junio 2022, 1 USD = ₡700. ₡ símbolo de la moneda costarricense llamada colón, en plural, colones) en alcantarillado y en la construcción de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) Los Tajos (Acueductos y Alcantarillados et al., 2016). Datos del AyA, a través de la Política Nacional de Saneamiento (Acueductos y Alcantarillados et al., 2016), indican que solo el 14,4% de los 966 455 m^3/día de agua residual ordinaria producida se trata mediante a la actual infraestructura sanitaria. Es decir, un 8% de las aguas residuales ordinarias van a alcantarillado con planta de tratamiento, y un 6,4% a planta de tratamiento privada. Un 70% de las aguas residuales ordinarias van a tanques sépticos ubicados en cada hogar. Un 13,4% son destinadas a alcantarillado con conexión directa a un cuerpo de agua sin tratamiento. Finalmente, un 2,2% de las aguas residuales se dispone en letrina, hueco, u otro mecanismo. El principal destino de las aguas residuales es el de tanque séptico, pero, potencialmente estos sistemas son focos de contaminación. Se especula que el funcionamiento de los tanques sépticos no cumple con los requisitos para el tratamiento adecuado de las aguas residuales que reciben. El porcentaje de tanques sépticos, sumado al 13,4% de alcantarillado sin planta de tratamiento y al 2,2% dispuestas en letrina, hueco, u otro mecanismo, hace ver la grave situación de infraestructura sanitaria en Costa Rica.

Sobre aguas residuales especiales, que contrario a las ordinarias, son todos los residuos líquidos derivados de industrias y agroindustrias, la Política Nacional de Saneamiento (Acueductos y Alcantarillados et al., 2016) indica que el 48% de las aguas residuales industriales generadas fueron vertidas en cuerpos de agua. De ahí, es que la mayoría de los cuerpos de agua, principalmente en el valle central de Costa Rica, están contaminados. Así lo hizo ver el estudio del Instituto Regional de Estudios en Sustancias Tóxicas de la Universidad Nacional (IRET) del 2012, donde el 71% de 487 puntos muestreados en 250 ríos de Costa Rica presentan contaminación moderada a extrema (IRET 2012). Esta condición de los cuerpos de agua impacta al medio ambiente, restringe el uso del recurso hídrico y pone en riesgo la salud humana.

El esfuerzo estatal costarricense es evidente, pero sigue siendo insuficiente. Según Echeverria y Cantillo (2013) se ocuparía una inversión total de 1 500 millones USD para cumplir a cabalidad con el acceso a agua limpia y sanidad en Costa Rica. El alto costo de infraestructura es el limitante principal para adoptar PTAR en zonas urbanas y, con mucha más razón, en comunidades rurales, donde las poblaciones son menos densas. Por esta razón es que Organizaciones No Gubernamentales (ONGs) y la academia, a través de universidades públicas como la Universidad de Costa Rica (UCR), la Universidad Nacional (UNA), el Instituto Tecnológico de Costa Rica (TEC), la Universidad Estatal a Distancia (UNED), y la Universidad Técnica Nacional (UTN) han trabajado en la implementación de sistemas alternativos a los convencionales para cubrir las necesidades de saneamiento en edificios, escuelas, hogares y fincas agrícolas. Uno de los sistemas alternativos aplicados son los humedales artificiales.

Marco regulatorio

Costa Rica cuenta con leyes, reglamentos y normas que tienen por objetivo proteger la salud pública y el ambiente. La Tabla 5.1. muestra la incidencia de la Ley General del Agua (No. 276, 1942), la Ley Constitutiva del Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (No. 2726,1961), la Ley General de la Salud (No. 5395,1973), y la Ley Orgánica Ambiental (No. 7554,1995) en aspectos legales sobre el manejo de residuos líquidos. En general, estas leyes resguardan el recurso hídrico como un recurso público, manejado por el estado para asegurar la potabilización del agua y saneamiento del agua residual.

Costa Rica cuenta con tres reglamentos con respecto al vertido de aguas residuales. En el 2003, se establece el Reglamento de creación de Canon ambiental por vertidos No. 31176-MINAE, 2003. El Canon ambiental por vertidos se promovió por preocupaciones país, como: 1) crisis hídrica por elevadas concentraciones de contaminantes en los cuerpos de agua, que pone en riesgo su uso para abastecimiento humano, riego y ambiente, debido al vertido de aguas contaminadas, como lo indica la Comisión Nacional del Agua del Ministerio de Salud, 2) estudios como Contaminación de las Aguas en la Cuenca del Río Grande de Tárcoles, Programa de Sistemas Integrados de Gestión Ambiental, Estudio de Factibilidad para el Manejo de la Cuenca del Río Grande de Tárcoles y Estudio de Factibilidad para el Sistema de Alcantarillado Sanitario de la Gran Área Metropolitana, que destacan el proceso de degradación de los cuerpos de agua superficiales y subsuperficiales, 3) la prioridad del agua como un recurso fundamental para el desarrollo del país, y 4) la necesidad de establecer un mecanismo regulatorio que financie de cierto modo mejoras en el manejo del recurso hídrico a través de la penalización de quienes viertan sustancias contaminantes que arriesguen el recurso hídrico. Con base en estas necesidades país, el Canon es un instrumento regulatorio en dónde se penaliza a quién contamina. Básicamente, las industrias deben pagar una tarifa basada en la carga de kg de DQO o SS vertidos al cuerpo de agua, en el caso que sea mayor a los límites máximos permisibles de aguas residuales tratadas, según el reglamento de vertido y reúso de aguas residuales (33601-MINAE-S, 2007). La tarifa para pagar, por un periodo de seis años, es de 0,22 USD por cada kg de DQO vertido y 0,19 USD por cada kg de SS vertido. El monto recaudado por este Canon se utiliza para aplicar acciones preventivas y correctivas en las cuencas hidrográficas donde se

origina el contaminante. En el 2008, se formaliza el Reglamento del Canon Ambiental por Vertidos (34431-MINAE-S, 2008).

Tabla 5.1. Leyes, reglamentos y normas para el manejo de los residuos líquidos en Costa Rica.

Ley / Reglamento / Norma	Objetivo principal	Aspectos legales
Ley General del Agua (No. 276, 1942).	Proteger y manejar el agua como un recurso público de Costa Rica.	Penaliza la descarga de contaminantes en el suelo y cuerpos de agua en Costa Rica.
Ley Constitutiva del Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (No. 2726,1961).	Establecer políticas y normas, que desarrollen programas y planes, que potabilicen agua para consumo humano y traten las aguas residuales, para asegurar la salud pública y evitar la degradación ambiental.	Esta ley creó el Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (AyA) como el rector nacional para asegurar potabilización del agua para consumo humano y tratamiento de las aguas residuales.
Ley General de la Salud (No. 5395,1973).	Asegurar la salud pública de la población.	Prohibir la contaminación de las aguas subterráneas y superficiales debido a descargas directas o indirectas de residuos sólidos, líquidos y gaseosos. Las industrias deben tratar los residuos, previo a la descarga de estos en el sistema de alcantarillado sanitario o pluvial, para evitar la contaminación ambiental.
Ley Orgánica Ambiental (No. 7554,1995).	Asegurar el manejo adecuado de los recursos naturales, y asegurar la protección ambiental.	Impulsar planes de protección del ambiente, mediante la implementación de sistemas de tratamiento de aguas residuales, principalmente en industrias, para evitar la contaminación ambiental.
Reglamento de creación de Canon ambiental por vertidos (31176-MINAE, 2003). Reglamento del Canon Ambiental por Vertidos (34431-MINAE-S, 2008).	Regular y aplicar tarifas por la descarga o derrame de residuos en los cuerpos de agua.	Las industrias deben pagar una tarifa basada en la carga de kg de DQO* o SS* vertidos al cuerpo de agua. La tarifa debe pagarse si la concentración del contaminante es mayor a los límites máximos permisibles de aguas residuales tratadas, según el reglamento de vertido y reúso de aguas residuales (33601-MINAE-S).
Reglamento de vertido y reúso de aguas residuales (33601-MINAE-S, 2007).	Proteger la salud pública y ambiental mediante el manejo y tratamiento del agua residual.	Los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales deben cumplir con límites máximos permisibles de descarga para verter en cuerpos de agua (ej.: DQO < 150 mg/L, SS < 50 mg/L, NT* < 50 mg/L, FT* < 8 mg/L, 5 < pH* < 9, 15 °C < T* < 40 °C). Las industrias pueden ser suspendidas y gravadas si los efluentes no cumplen con las normas de descarga, aplicando el Canon ambiental por vertidos (N° 34431-MINAE-S, 2008).
Reglamento de Aprobación de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales (39887-S-MINAE, 2016).	Proteger la salud pública y del ambiente, mediante una gestión racional y ambientalmente adecuada de las aguas residuales.	Se aplica a todos los sistemas de tratamiento que se utilizan en la depuración de aguas residuales y que son vertidas o reutilizadas.
Norma técnica para diseño y construcción de sistemas de abastecimiento de agua potable, de saneamiento y pluvial (Acueductos y Alcantarillados, 2017).	Establecer requisitos técnicos generales aplicables a los sistemas de abastecimiento de agua potable, de recolección, tratamiento y disposición de aguas residuales de tipo ordinario, así como los sistemas para aguas pluviales.	Guía orientadora para el diseño y construcción de proyectos, base para la revisión y aprobación por parte del AyA.

*Abreviatura. DQO: Demanda química de oxígeno, SS: Sólidos suspendidos, NT: nitrógeno total, FT: fósforo total, pH: potencial de hidrógeno, T: temperatura. Fuente: las leyes y reglamentos se tomaron de Sistema Costarricense de Información Jurídica, [s.f.]. Adaptado parcialmente de Aguilar, R. E. (2018).

En el 2007, se establece el Reglamento de vertido y reúso de aguas residuales (33601-MINAE-S, 2007), cuya versión previa era de 1997 (26042-S-MINAE). El objetivo de este reglamento es proteger la salud pública y ambiental obligando a todo ente generador de aguas residuales a tratarlas, antes de ser vertidas a un cuerpo de agua o alcantarillado sanitario. El efluente debe cumplir con los límites máximos permisibles de descarga para verter en cuerpos de agua (Tabla 5.2). El reglamento establece el parámetro biológico de coliformes fecales para autorizar el reúso de las aguas tratadas en diversas actividades comerciales, agropecuarias, ambientales y de esparcimiento. La Tabla 5.2 muestra los ocho tipos de reúso,

los coliformes fecales máximos permitido por reúso, y las actividades de reúso generales para cada tipo. El incumplimiento de los límites máximos permisibles de descarga para verter en cuerpos de agua por parte de una planta de tratamiento puede generar la suspensión de la actividad económica que lo genere, además, del pago que establezca el Canon ambiental por vertidos (34431-MINAE-S, 2008).

Tabla 5.2. Tipo de reúso de las aguas efluentes de un sistema de tratamiento de aguas residuales en Costa Rica.

Tipo de reúso	Coliformes fecales máximos permitidos (NMP/100 mL)	Actividad de reúso
Urbano.	1 000	Riego de zona verdes, lavado de automóviles, inodoros, combate de incendios y otros con similar acceso o exposición humana al agua.
Riego con acceso restringido.	10 000	Cultivo de césped, silvicultura y otras áreas con acceso del público prohibido o restringido.
Agrícola en cultivos de alimentos que no se procesan previo a su venta.	1 000[1]	Riego de cualquier cultivo comestible que no se procese previo a su venta, incluyendo los que se consumen crudos.
Agrícola en cultivos de alimentos que se procesan previo a su venta.	10 000[2]	Riego de cultivos que serán procesados para la destrucción de los organismos patógenos que pudieran contener.
Agrícola en cultivos no alimenticios.	1000[3]	Riego de pastos de piso, forrajes, cultivos de fibras y semillas, y otros cultivos no alimenticios.
Recreativo.	10 000	Reúso en cuerpos de agua artificiales donde pueda existir un contacto ocasional (por ejemplo: pesca y navegación).
Paisajístico.	---	Aprovechamientos estéticos donde el contacto con el público no es permitido.
En la construcción.	1 000	Compactación de suelos, control del polvo, lavado de materiales, producción de concreto.

Notas: 1. No aplicar riego por aspersión en árboles frutales. 2. El riego debe cesar dos semanas antes de la cosecha. 3. Debe evitarse el pastoreo de ganado durante los quince días siguientes a la finalización del riego. Fuente: reglamento 33601-MINAE-S, 2007 tomado del Sistema Costarricense de Información Jurídica, [s.f.]

En el 2016, se establece el Reglamento de Aprobación de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales (39887-S-MINAE, 2016). El precedente fue el Reglamento de Aprobación y Operación de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales (31545-S-MINAE, 2003). El reglamento 31545-S-MINAE, 2003, se estableció para proteger el recurso hídrico y mejorar el inadecuado diseño, operación y mantenimiento de las PTAR, de manera que se cumpliera con el reglamento de vertidos y reúso (26042-S-MINAE, 1997). En el reglamento 39887-S-MINAE, 2016, se establecen los requisitos para construir y operar PTARs, considerando aspectos que el reglamento del 2003 no contemplaba. Aspectos como "…ubicación y operación de plantas de tratamiento de sistemas individuales, disposición de aguas residuales tratadas en época lluviosa en cuerpos receptores de caudales intermitentes, entre otros…" fueron considerados. Primero, se debe solicitar un permiso de ubicación del sistema de tratamiento. Se debe indicar la ubicación general del proyecto, así como un plano del proyecto donde se establezcan las dimensiones del sistema, retiros con linderos u otras edificaciones, ubicación del cabezal de desfogue al cuerpo de agua o conexión a alcantarillado sanitario, permiso otorgado según el Canon Ambiental por Vertidos (34431-MINAE-S, 2008), y ubicación de cuerpos de agua, pozos o fuentes de abastecimiento de agua. Con respecto a la ubicación del sistema y el retiro de linderos, las unidades abiertas como sedimentadores primarios y secundarios, lagunas facultativas aeróbicas y aireadas, filtros biológicos, reactores anaeróbicos, biodigestores anaeróbicos, y humedales artificiales, requieren de 20 m. Obras menores, como sistemas de tratamiento de aguas ordinarias en un hogar o conjunto de hogares, donde el caudal sea menor a 5 m^3/día, requieren un retiro de 5 m. Obras menores incluyen trampas de grasas, rejillas, tamices, desarenadores, cajas de registro, tuberías, canales, e incluso, humedales artificiales. Los retiros anteriormente indicados deben ser mayores si hay un cuerpo de agua superficial o pozo cercano. Por ejemplo, en caso de la existencia de un pozo, el retiro debe ser de 200 m. Una vez que se tengan los permisos de ubicación, se procede con la aprobación del proyecto donde se indican los planos constructivos, la memoria de cálculo,

el manual de operación, mantenimiento y control del sistema de tratamiento, y vertido o reúso de las aguas residuales.

En el 2017, se establece la Norma técnica para diseño y construcción de sistemas de abastecimiento de agua potable, de saneamiento y pluvial (Acueductos y Alcantarillados, 2017), que sustituyó el Reglamento Técnico para Diseño y Construcción de Urbanizaciones, Condominios y Fraccionamientos del 2007. La norma brinda el marco técnico-normativo conceptual y metodológico como referencia para el diseño de un sistema de tratamiento. Sin embargo, bajo la justificación técnica, cumpliendo con la legislación pertinente, permite a los profesionales conceptualizar el proyecto. En cuanto al sistema de saneamiento, la norma indica el método para establecer el caudal de diseño y las características de las tuberías y pozos de bombeo, de ser necesario, para trasladar el agua residual a una PTAR. En cuanto a la PTAR, la norma establece que la planta debe cumplir con el Reglamento de Aprobación de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales (39887-S-MINAE, 2016) y el Reglamento de Vertido y Reúso de Aguas Residuales (33601-MINAE-S, 2007). Establece que, mínimo, una PTAR debe contar con cámara de entrada, unidades de tratamiento primario, secundario y terciario, y cámara de salida.

Finalmente, ligado al compromiso país con la Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible, en particular el ODS6 Agua Potable y Saneamiento, Costa Rica estableció la Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales 2016-2045 (Acueductos y Alcantarillados et al., 2016), y el Plan Nacional de Descarbonización 2018-2050 (Ministerio de Ambiente y Energía, 2018). La Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales 2016-2045 puso como reto país que para el 2045 haya una cobertura total del 100% de saneamiento. El Plan Nacional de Descarbonización 2018-2050, propone en su Eje 10 la “Consolidación de un modelo de gestión de territorios rurales, urbanos y costeros que facilite la protección de la biodiversidad, el incremento y mantenimiento de la cobertura forestal y servicios ecosistémicos a partir de soluciones basadas en la naturaleza” Sin lugar a dudas se requiere de una participación ciudadana activa y consiente para reducir la generación de aguas residuales y, en cierto modo, hacerse cargo, individualmente, de su tratamiento. Es evidente que se requiere inversión que de una u otra forma recaiga como tarifa a la ciudadanía. La principal inversión se dirigiría a infraestructura de saneamiento con el fin de mejorar la cobertura con sistemas individuales o colectivos. Los sistemas individuales recaerían más sobre el ciudadano, por ejemplo, con la construcción de un humedal artificial para el tratamiento de las aguas ordinarias que produce en el hogar. Los sistemas colectivos, que requieren más inversión, se refieren a PTAR y todo el sistema de alcantarillado sanitario, pozos de bombeo. Es un reto exigente que cuenta con el marco legal, reglamentario y normativo, que con la inversión y la voluntad de los costarricenses se podrá alcanzar.

Tratamiento de contaminantes en base a humedales

En Costa Rica, con respecto a humedales naturales, la Universidad EARTH ha realizado investigaciones en su sede del Caribe y sitios en Guanacaste. En Mitsch et al. (2008), el autor indica que diversas investigaciones han estudiado la eficiencia del tratamiento de diferentes aplicaciones como lixiviados de rellenos sanitarios y residuos líquidos del procesamiento de alimentos y papel. Estos estudios en los humedales naturales han demostrado la eficiencia en el tratamiento de las aguas residuales. Sin embargo, el principal enfoque de Mitsch y otros investigadores en Costa Rica ha sido el estudio de los humedales naturales como sumideros de carbono y emisores de gases de efecto invernadero (Mitsch et al., 2010, Nahlik et al., 2011, Mitsch et al., 2013). Positivamente, los humedales naturales han demostrado ser sumideros de carbono.

Con respecto a humedales artificiales, la aplicación ha sido principalmente para el tratamiento de aguas residuales ordinarias. Las aguas residuales ordinarias están constituidas por aguas grises y negras producto

de las actividades en hogares, restaurantes y edificios. A partir del 2004, el proyecto Ecosaneamiento promovió la utilización de humedales artificiales en viviendas (Rosales-Escalante, E., 2005). La ONG llamada Asociación Centroamericana para la Economía, Salud y el Ambiente (ACEPESA), participante del proyecto de Ecosaneamiento, propuso el término de biojardinera a los humedales artificiales subsuperficiales de flujo horizontal. Además de ser un nombre atractivo, según indica la Ingeniera Maritza Marín, Coordinadora de Saneamiento en ACEPESA, "el término de biojardinera surge de una negociación con el Ministerio de Salud de Costa Rica para el otorgamiento de los permisos correspondientes para el tratamiento domiciliario de aguas residuales" (Iagua, s.f., párr. 9). De modo que implementar una biojardinera en un hogar no se viera limitado por, en su momento, el Reglamento de Aprobación y Operación de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales (31545-S-MINAE, 2013), el cual solicita que los humedales artificiales estén a 20 m de los linderos de la propiedad. Al 2022, ACEPESA estima que se han construido 150 humedales artificiales en viviendas, comunidades, instituciones educativas, hoteles, restaurantes, entre otros. La academia, a través de universidades públicas como la UCR, UNA, TEC, UNED y UTN, además de otras ONG's han aportado en la educación y aplicación de humedales artificiales de forma separada o en conjunto con ACEPESA. Proyectos que se destacan de ACEPESA son los ubicados en Zapote de San Mateo, provincia de Alajuela, y en Corazón de Jesús y Ojo de Agua de Arancibia, provincia de Puntarenas (Ecoinventos, 2021).

A pesar de la cuantiosa cantidad de humedales artificiales instalados, la literatura científica y académica es limitada. En particular, es de interés contar con información de la operación y el mantenimiento de los sistemas desde que fueron instalados. En operación, sería importante contar con datos de calidad de agua que evidencien el tratamiento de las aguas residuales. En cuanto a mantenimiento, se desearía evidenciar cómo los usuarios han logrado o no continuar con el tratamiento. El mantenimiento del pretratamiento, como trampas de grasa y sedimentadores, así como el del propio humedal artificial es elemental para alargar la vida útil de estos sistemas. La Tabla 5.3 muestra proyectos de tratamiento de aguas residuales ordinarias mediante humedales artificiales que se lograron encontrar en literatura científica y académica. Los estudios son puntales y evalúan el sistema de tratamiento en un corto periodo. No existe un seguimiento de operación y mantenimiento de los sistemas. En términos generales, excepto el humedal artificial de Zapote, en San José, los demás sistemas se ubican en zonas rurales. El tipo de agua residual que se trata es ordinaria, principalmente grises. Predomina el humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal. El área superficial de tratamiento varía de 5 a 48 m^2, dependiendo del caudal a tratar, con una profundidad que varía de 0,50 a 0,80 m. El proceso general de diseño se basó en la estimación de caudal y cantidad de personas que generan el agua residual. El caudal se estimó multiplicando el factor de retorno de 0,80 con el consumo de agua promedio que se tiene en la vivienda, o sitio que produce el agua residual, por mes. El factor de retorno indica el porcentaje de agua consumida que se vuelve residual (Acueductos y Alcantarillados, 2017). Con base en el agua residual producida y la cantidad de personas que habitan en la casa, ACEPESA, en su guía titulada "Manual para la construcción y mantenimiento de biojardineras" (Marín, 2010), propone materiales y dimensiones para el pretratamiento, las dimensiones que el humedal artificial debe tener, así como la cantidad de sustrato, accesorios y tubería de PVC, en el humedal, y, por último, el sistema de colección del agua tratada. Por ejemplo, la Figura 5.1 es una tabla tomada del manual de ACEPESA, la cual está acompañada de una figura guía que indica las distintas dimensiones para un humedal artificial (Marín, 2010). Por ejemplo, en el caso de una vivienda donde habiten siete personas con un consumo de 120 l/p/día, las dimensiones generales del humedal serían 1,50 m de ancho, 6,00 m de largo y 0,70 m de profundidad.

DIMENSIONES	UNIDADES	NÚMERO DE PERSONAS Y CONSUMO DE AGUA					
		4 personas 200 l/p/día	4 personas 120 l/p/día	7 personas 200 l/p/día	7 personas 120 l/p/día	10 personas 200 l/p/día	10 personas 120 l/p/día
B	m	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50
L	m	5,00	4,00	9,00	6,00	13,00	8,00
H =	m	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70
L_1 =	m	4,00	3,20	7,20	4,80	10,40	6,40
L_2 =	m	0,50	0,40	0,90	0,60	1,30	0,80
e =	m	0,05	0,04	0,09	0,06	0,13	0,08
h =	m	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60

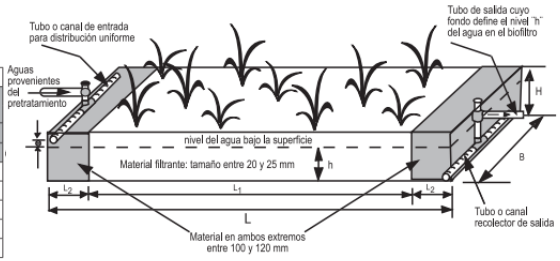


Figura 5.1. Dimensiones del humedal artificial según número de personas y consumo de agua. Adaptado de Marín, M. (2010).

Tabla 5.3. Proyectos de aplicación de humedales artificiales por ACEPESA y universidades públicas en Costa Rica.

Ubicación	Institución (Referencia)	Tipo de agua residual	Dimensiones (L x a x h, m)	Parámetro de calidad de agua (Entrada / Salida, mg/L)			
				DQO	SST	NT	FT
Puntarenas y Alajuela	UCR (Chassoul-Acosta, M., 2021)	Aguas grises	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.
Shuabb, Limón	UCR, TEC, MSU (Arias-Hidalgo et al., 2019)	Aguas negras y grises	Área: 50 m^2 Altura: 0,60 m	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.
Macondo, Puntarenas	UCR, UNA (Chavarría. et al, 2018)	Aguas grises	6.0 x 1.5 x 0.8	307 / 196 [1]	72.1 / 50.4 [1]	11.4 / 9.5 [1]	0.99 / 1.3 [1]
Barra Honda, Guanacaste	UNA, ACEPESA (Cubillo et al, 2017)	Aguas grises	12 x 4 x s.d.	161 / 132	s.d.	0.16 / 0.029 [2]	0.137 / 0.246
		Aguas grises	12 x 4 x s.d.	54.0 / 13.0	s.d.	0.089 / 0.116 [2]	0.088 / 0.05
		Aguas grises	12 x 4 x s.d.	140 / 75.0	s.d.	0.024 / 0.03 [2]	0.07 / 0.066
La Vigía, Guanacaste		Aguas grises	12 x 4 x s.d.	145 / 22.0	s.d.	0.022 / 0.107 [2]	0.043 / 0.22
		Aguas grises	12 x 4 x s.d.	54.0 / 26.0	s.d.	0.03 / 0.082 [2]	0.05 / 0.046
n.d.	UNA (Pérez et al., 2013)	Aguas negras	12 x 3 x 0.6	250 / 50	400 / 108	s.d.	8 / 3
Museo Cultural Popular, Heredia	UNA (Alfaro al. 2013)	Aguas grises	8 x 2.5 x 0.7	98% [3]	99% [3]	s.d.	s.d.
Zapote, San Jose	TEC / ACEPESA (Moncada, 2011)	Aguas grises	5 x 1 x 0.7	444 / 62	60 / 6.2	4.5 / 6.7	3.5 / 2.5
La Casona, Coto Brus, Puntarenas	TEC (Rosales-Escalante, E., 2010)	Aguas grises	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.
Monteverde, Puntarenas	(Dallas et al. 2004)	Aguas grises	12 x 1.2 x 0.5	167 / 10 [4]	15 / 6	8.4 / 1.1 [2]	1.6 / 3.6

Notas: L: largo, a: ancho, h: alto, s.d.: sin datos, [1] dato promedio, n = 10, [2] reportado como nitrógeno amoniacal, [3] solo se reportó el porcentaje de remoción, [4] reportado como DBO_5. Adaptado parcialmente de Aguilar, R. E. (2018).

En el 2022, se inició el proyecto "C2451, Sistematización de los humedales artificiales instalados en Costa Rica y evaluación de sustratos alternativos en el tratamiento de las aguas residuales ordinarias". El proyecto es financiado por la UCR y dirigido por la Escuela de Ingeniería de Biosistemas. El objetivo del proyecto es sistematizar la información de características y funcionamiento de humedales artificiales en Costa Rica, y valorar sustratos alternativos, para la generación de base de datos y criterios de diseño. El proyecto responde a: 1) ¿cuál es la cobertura real de tratamiento de las aguas residuales ordinarias mediante humedales artificiales en Costa Rica?; 2) ¿los humedales artificiales instalados son eficientes en el tratamiento de las aguas residuales ordinarias?; y 3) ¿hay residuos revalorizables que sustituyan la utilización de piedra cuarta cómo sustrato?

En cuanto a la primera pregunta, se estima que hay más de 150 humedales artificiales instalados en Costa Rica, pero no se tiene una base de datos sobre la ubicación y caracterización física de cada sistema. La caracterización física incluye tipo de agua residual que trata, dimensiones, material impermeabilizante, tipos de sustrato utilizado y tipo de plantas. Con la información recopilada de ubicación, se establece un visor cartográfico, de acceso libre, donde se evidencie la cobertura del tratamiento de aguas residuales por medio de una tecnología no convencional, poco conocida y difundida, pero de gran aplicabilidad, principalmente, en zonas rurales (Figura 5.2). Con esto, se destaca a los usuarios que han aplicado humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. El resultado, además de determinar la cobertura del tratamiento con estos sistemas, es contar con información base para el análisis de la caracterización física más usual utilizada, que permita la promoción e implementación de humedales artificiales en Costa Rica (Figura 5.2). A junio 2022, se han ubicado 26 humedales artificiales, todos subsuperficiales de flujo horizontal, en seis de las siete provincias de Costa Rica (Figura 5.2 y Tabla 5.4). Se resalta que, de los 26 humedales artificiales, sólo uno se ubica en la ciudad, en Zapote, San José. Los restantes 25 se ubican en zonas rurales. Al igual que en la Tabla 5.3, la mayoría de los humedales artificiales en zonas rurales se debe a que los esfuerzos de ACEPESA, ONGs y academia se han enfocado en zonas rurales, donde las coberturas sanitarias son nulas. Los proyectos se han establecido a diferentes elevaciones, desde zonas costeras, a 79 m.s.n.m., hasta zonas montañosas, a 1999 m.s.n.m. Con esto, se evidencia la adaptabilidad de los humedales artificiales a un amplio rango de microclimas presentes en Costa Rica, y se destaca la gran variabilidad de flora (datos no mostrados) que se adapta a los humedales artificiales. De los humedales artificiales reportados, los de mayor antigüedad tienen 10 años, en Arancibia de Puntarenas, en uno de los proyectos de ACEPESA. Los más recientes, son los humedales establecidos en Alajuela, bajo un proyecto del Concejo Nacional de Rectores (CONARE). Las áreas de los humedales artificiales, de 1 a 30 m^2, son similares a los proyectos mostrados en la Tabla 5.3, para tratar el agua residual de un hogar u edificio.

En cuanto a la segunda pregunta, se desconoce si los humedales artificiales instalados están aún en operación, y si lo están, se desconoce si son eficientes en el tratamiento de las aguas residuales ordinarias. La Tabla 5.4 muestra que, de los 26 humedales artificiales, cinco no están funcionando. Los cinco humedales artificiales que no funcionan son parte de nueve sistemas construidos en el 2012, en la comunidad de Bajo Caliente.

Preliminarmente, se considera que problemas en el pretratamiento debido a un inadecuado dimensionamiento, falta de limpieza frecuente, y generación de olores, provocaron que los usuarios dejaran de utilizar los humedales artificiales. En este caso, los usuarios que no continuaron operando humedal artificial reportaron alta demanda de trabajo para limpiar los sedimentadores y tuberías de entradas del humedal artificial. Más información de problemas presentados por los usuarios generaría una base de datos con los posibles factores que provocaron el desuso. Además, con los sistemas que aún están en uso, se pueden destacar factores de éxitos en el mantenimiento de los humedales artificiales, a la vez que permitiría evidenciar que el tratamiento se está o no logrando. En caso de que no se esté logrando el tratamiento, se va a promover una fase de reacondicionamiento de los sistemas para lograr el objetivo de recuperación de las aguas. Por ejemplo, en el 2019, estudiantes del curso IB-0019 Ingeniería Ambiental de la Escuela de Ingeniería de Biosistemas de la UCR, evaluaron el humedal artificial del Instituto Monteverde (IMV).

Con base en el Reglamento de vertido y reúso de aguas residuales (33601-MINAE-S, 2007), los resultados después de un año de monitoreo indicaron que el humedal artificial en el IMV cumple con la mayoría de los parámetros obligatorios para verter las aguas en un cuerpo de agua, excepto DQO (Datos generados, no publicados, por estudiantes del curso IB-0019, bajo supervisión del profesor Dr. Ronald Aguilar). En

este caso, a través del curso IB-0019 Ingeniería Ambiental se identificó que el humedal artificial fue diseñado bajo los criterios de cantidad de personas y dotación de agua, y que el apropiado funcionamiento del humedal artificial puede estar comprometido por 1) recibir un caudal mayor al de diseño, 2) dimensionamiento del pretratamiento inadecuado, 3) no consideración de factores de diseño como temperatura, tasas de degradación, entre otros para el dimensionamiento del humedal, y 4) falta de mantenimiento en el propio humedal artificial.

En cuanto a la pregunta ¿hay residuos revalorizables que sustituyan la utilización de piedra cuarta cómo sustrato?, se considera que las tapas plásticas de botellas pueden proveer un área superficial específica similar o superior a la piedra cuarta. La piedra cuarta es el sustrato predominante utilizado en los humedales artificiales. A iniciar en el 2023, esta etapa del proyecto se realizará a escala de laboratorio. Si se comprueba que las tapas plásticas en un humedal artificial cumplen funciones como filtro, medio de anclaje para las raíces de las plantas y lecho para promover el crecimiento de microorganismos, de manera igual o superior a la piedra cuarta, se logrará reducir costos de implementación de humedales artificiales, una de las limitantes principales para pobladores en zonas rurales, donde las condiciones económicas son limitantes.

Tabla 5.4. Humedales artificiales ubicados en Costa Rica bajo el proyecto C2451, iniciado en el año 2022.

Provincia	Latitud WGS 84 (°)	Longitud WGS 84 (°)	Elevación (m)	Año de construcción	Área del humedal (m^2)	¿En uso?
Puntarenas	10,3054	-84,8094	1405	2014	s.d.	Sí
Puntarenas	10,3199	-84,8177	1487	2022	6,0	Sí
Puntarenas	10,3116	-84,8148	1399	2010	16	Sí
Puntarenas	10,3129	-84,8153	1406	2016	1,0	Sí
Puntarenas	10,3131	-84,8149	1413	2016	1,8	Sí
Puntarenas	10,3123	-84,8141	1404	2018	1,8	Sí
Puntarenas	10,3040	-84,8139	1391	2015	s.d.	Sí
Puntarenas	10,2040	-84,7227	582	2012	9,0	Sí
Puntarenas	10,2045	-84,7222	587	2012	7,8	No
Puntarenas	10,2077	-84,7234	628	2012	4,0	Sí
Puntarenas	10,2067	-84,7230	621	2012	5,2	No
Puntarenas	10,2059	-84,7230	608	2012	6,8	Sí
Puntarenas	10,2060	-84,7226	604	2012	5,8	No
Puntarenas	10,2056	-84,7229	607	2012	4,8	No
Puntarenas	10,2061	-84,7231	615	2012	6,4	No
Puntarenas	10.2054	-84.723	601	2012	8,3	Sí
Alajuela	9,9901	-84,3460	619	2012	9,0	Sí
Alajuela	9,9904	-84,3460	612	2012	s.d.	Sí
Alajuela	10,0811	-84,2539	1146	2020	6,8	Sí
Alajuela	10,1123	-84,2365	1445	2020	12	Sí
Alajuela	10,1210	-84,2058	1570	2020	10	Sí
Alajuela	10,1618	-84,2033	1999	2020	15	Sí
San José	9,9247	-84,0545	1185	2004	5,0	Sí
Limón	9,5264	-82,8736	79	2014	30	Sí
Cartago	9,7775	-83,9379	1650	s.d.	18	Sí
Guanacaste	10,3410	-84,8564	1129	2018	3,5	Sí

El estudio sobre tipología de las tecnologías de tratamiento de aguas residuales ordinarias instaladas en Costa Rica (Centeno et al., 2019), demuestra que, de las PTAR en operación encuestadas y los 382 sistemas tramitados para construcción entre el 2011 y el 2016, ninguna planta de tratamiento utiliza humedales artificiales. El estudio evidencia el hecho que los humedales artificiales están asociados más a sistemas unitarios en zonas rurales. Sin embargo, se tiene conocimiento de un humedal artificial como unidad terciaria en la PTAR de la Sede de Occidente (S.O.) de la UCR. El tren de tratamiento se compone de rejillas, tanques sedimentadores, un filtro anaerobio de flujo ascendente con lecho de secado, y finalmente, un humedal artificial. El humedal artificial es de tipo subsuperficial de flujo horizontal, con

un área superficial de 225 m^2 (9 x 25 m) y una profundidad de 0,8 m. El área superficial del humedal artificial se estimó considerando un caudal de 357 m^3 por día, un tiempo de retención hidráulica de 0,5 días, y una profundidad establecida de 0,80 m. Según la hoja de cálculo, la estimación que se asumió de eficiencia de remoción fue del 50% para DQO y DBO. Se considera que este cálculo es una estimación gruesa, ya que no se consideró la concentración de entrada al humedal (por ejemplo: DBO o DQO), ni parámetros de degradación que varíen con la temperatura del lugar, para validar el dimensionamiento por medio de ecuaciones como las de flujo de tapón dadas por Kadlec, R. et al. (2009). Operando desde el 2018, reportes operacionales y conversaciones personales con los encargados, indican que la PTAR de la S.O. cumple con los parámetros de vertidos para un cuerpo de agua según lo establece el Reglamento de vertido y reúso de aguas residuales (33601-MINAE-S, 2007).

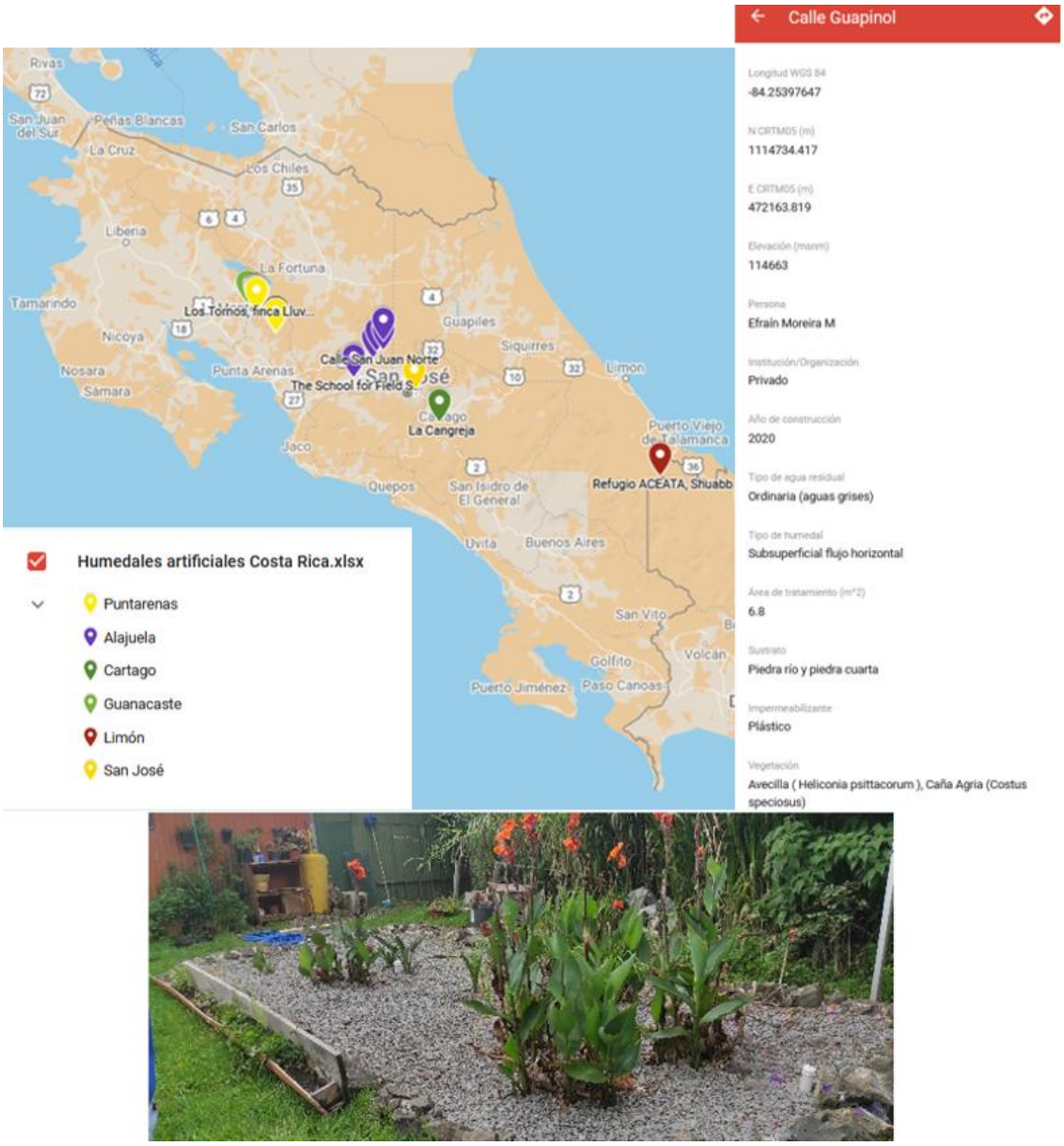


Figura 5.2. Ejemplo del visor cartográfico con la ubicación e información general que se despliega para cada humedal artificial ubicado. Abajo, se muestra la imagen de un humedal artificial instalado en uno de los hogares visitados en el proyecto C2451 Sistematización de los humedales artificiales instalados en Costa Rica y evaluación de sustratos alternativos en el tratamiento de las aguas residuales ordinarias. El visor utiliza como plataforma Google Maps.

Solo se tiene el conocimiento de cuatro humedales artificiales utilizados para el tratamiento de aguas residuales especiales. En el 2013, el proyecto "B1559 Mejoramiento al acceso de tecnologías limpias para la generación de energía eléctrica en la zona rural de Centro América utilizando energía solar y biomasa", de la UCR-MSU financiado por el Departamento de Estado de los E.E.U.U. (S-LMAQM-11-GR-075), evaluó humedales artificiales para el tratamiento del efluente de un digestor anaerobio termofílico. Un humedal artificial subsuperficial de flujo vertical en serie con un humedal artificial de flujo libre, ambos de 144 m^2 de área superficial, lograron reducciones significativas de DQO (Aguilar, R.E. et al., 2016; Aguilar, R.E., 2018). En promedio, el efluente del digestor anaerobio termofílico rondaba los 6 841 mg DQO/L, y posterior al humedal artificial subsuperficial de flujo vertical, el agua contenía 66 mg DQO/L (Aguilar, R.E. et al., 2016). En el 2018, se construyó la PTAR llamada sistema de tratamiento alternativo para aguas residuales (SATAR-UNA).

La PTAR SATAR-UNA trata aguas residuales especiales provenientes de los laboratorios, los servicios sanitarios, baños, hospital veterinario, soda y los establos, todos de la Escuela de Medicina Veterinaria de la UNA. El tren de tratamiento se compone de rejillas, un tanque Imhoff, cuatro unidades correspondientes a humedales artificiales subsuperficiales de flujo horizontal, un lecho de secado para los lodos, y una unidad de desinfección (Solís, C., 2021). El área superficial total de los humedales artificiales suma 800 m^2 para tratar 40 m^3/día. Después de tres años de operación, el tratamiento de los contaminantes mediante los humedales artificiales fue efectivo. Por ejemplo, las remociones de DQO son mayores al 70%, alcanzando concentraciones de 11 a 12 mg DQO/l en el efluente (Solís, C., 2021). Los otros dos humedales artificiales que tratan aguas residuales especiales, específicamente efluente de producción de quesos los reportó Chassoul-Acosta, M. (2021). Sin embargo, no se cuenta con más información de estos dos casos.

Finalmente, a escala laboratorio, debido a que los parámetros de diseño de modelos de caja negra como el de flujo de tapón y flujo de tapón modificado responden a zonas temperadas (Kadlec, R. et al. (2009), se ha trabajado en estimaciones de tasas de degradación de contaminantes que respondan a las condiciones del trópico. Por ejemplo, Venegas, J. (2020), utilizando contenedores plásticos de 0,32 m^2 y una profundidad de 0,35 m de profundidad, estudió humedales artificiales subsuperficiales de flujo vertical. El diseño experimental, el cual recibió agua residual de tipo ordinario (aguas negras y grises), se compuso de nueve humedales artificiales (tres plantados con *Neomarica gracilis* (lirio), tres con *Heliconia psittacorum* (heliconia), y tres controles (sin plantas)), con un perfil de tres capas de sustrato, de forma descendente: granito de río (0,1 m), piedra cuarta de origen volcánico (0,18 m) y piedra canto rodado (0,07 m). Venegas, J. (2020) determinó que el modelo de caja negra Plug Flow modificado explica mejor las tasas de degradación de DBO, con valores de 0,168-0,207 m/d. En este trabajo también se determinó que la planta heliconia demostró tener una mayor tasa de crecimiento y captación de nutrientes que el lirio. En cuanto a la calidad del efluente, se evidenció que el agua tratada se puede utilizar en los ochos distintos tipos de reúso establecidos en el reglamento de vertido y reúso de Costa Rica (33601-MINAE-S, 2007). Por ejemplo, al comparar con los valores de la Tabla 5.2, las concentraciones de coliformes fetales en el afluente fueron de 37, 101 y 128 NMP/100 mL para los humedales plantados con lirio, heliconia y control, respectivamente.

Conclusiones y recomendaciones

Al 2045, Costa Rica requiere una gran inversión para dar una cobertura de saneamiento al 100% debido a la actual infraestructura sanitaria. Alrededor de 1 500 millones USD se requieren para aumentar el hecho que solo el 14% de 966 455 m^3/día de agua residual ordinaria producida se traten. Esta baja cobertura de saneamiento se refleja en la calidad del agua de los cuerpos de agua, que limita su uso y expone a riesgos de salud a la población. El esfuerzo país ha sido en conjunto, y para dar solución al problema de sanidad,

en zonas rurales, ONGs y la academia han propuesto la implementación de humedales artificiales como una técnica de bajo costo de implementación, fácil de operar y dar mantenimiento.

Costa Rica cuenta con un marco regulatorio robusto para la protección de la salud de los costarricenses y el medio ambiente. En este marco general de protección, el recurso hídrico es fundamental para el desarrollo de la sociedad costarricense, como lo hace ver el artículo 50 de la Constitución Política de Costa Rica: "Toda persona tiene el derecho humano, básico e irrenunciable de acceso al agua potable, como bien esencial para la vida" Se identificaron cuatro leyes, Ley General del Agua (No. 276, 1942), la Ley Constitutiva del Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (No. 2726,1961), la Ley General de la Salud (No. 5395,1973), y la Ley Orgánica Ambiental (No. 7554,1995), que en general resguardan el recurso hídrico como un recurso público, manejado por el estado para asegurar la potabilización del agua y saneamiento del agua residual. Mediante tres reglamentos, Reglamento del Canon Ambiental por Vertidos (34431-MINAE-S, 2008), Reglamento de vertido y reúso de aguas residuales (33601-MINAE-S, 2007), y Reglamento de Aprobación de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales (39887-S-MINAE, 2016), se establece la obligatoriedad y penalización hacia los responsables de generar aguas residuales, se indican los lineamientos y guías técnicas para establecer sistemas de tratamientos de aguas residuales, e indican los límites máximos permisibles para verter las aguas tratadas a cuerpos de agua o para reúso de las mismas.

Finalmente, la Norma técnica para diseño y construcción de sistemas de abastecimiento de agua potable, de saneamiento y pluvial (Acueductos y Alcantarillados, 2017) sirve de guía orientadora para el diseño de sistemas de tratamientos de aguas residuales. Todo este marco regulatorio facilita la implementación de políticas país como lo son la Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales 2016-2045, y el Plan Nacional de Descarbonización 2018-2050. Ambos planes, tienen por objetivo promover acciones país que, en el caso de aguas residuales, tienen como meta alcanzar una cobertura total del 100% de saneamiento mediante sistemas de tratamiento individuales o colectivos para el 2045, y la consolidación de un modelo de gestión de territorios rurales, urbanos y costeros que facilite la protección de la biodiversidad, el incremento y mantenimiento de la cobertura forestal y servicios ecosistémicos a partir de soluciones basadas en la naturaleza para el 2050.

Los humedales artificiales no son usuales en el tren de tratamiento de sistemas convencionales de PTAR. Además, solo se han identificado cuatro casos de humedales artificiales que tratan aguas residuales especiales. La utilización de humedales artificiales, conocidos y popularizados como biojardineras en Costa Rica, ha sido principalmente para tratar aguas residuales de tipo ordinario, mayoritariamente aguas grises. En general, los humedales artificiales son subsuperficiales de flujo horizontal, de dimensiones que varían de 1 a 30 m^2. ACEPESA ha estado a cargo de implementar más de 150 humedales artificiales en viviendas, comunidades, instituciones educativas, hoteles, restaurantes, entre otros. Sin embargo, no existe una base de datos de humedales artificiales que promueva la utilización en más usuarios y a la vez, en términos de diseño, que facilite conocer las características predominantes de éxito en los sistemas aplicados. Al 2022, con el proyecto C2451, Sistematización de los humedales artificiales instalados en Costa Rica y evaluación de sustratos alternativos en el tratamiento de las aguas residuales ordinarias, se responderá a 1) ¿cuál es la cobertura real de tratamiento de las aguas residuales ordinarias mediante humedales artificiales en Costa Rica?; 2) ¿los humedales artificiales instalados son eficientes en el tratamiento de las aguas residuales ordinarias?; y 3) ¿hay residuos revalorizables que sustituyan la utilización de piedra cuarta cómo sustrato? Los resultados serán de gran provecho para fortalecer la tecnología de humedales artificiales y aumentar la cobertura de saneamiento en zonas rurales.

Costa Rica es un país reconocido mundialmente por proteger el ambiente. La aplicación de políticas públicas como la Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales 2016-2045, y el Plan Nacional

de Descarbonización 2018-2050 hacen ver el norte que lleva Costa Rica. La meta de 100% de cobertura de tratamiento de aguas residuales es un gran reto. Los esfuerzos promovidos por ACEPESA y las universidades públicas ha sumado para aumentar la cobertura del tratamiento con una tecnología de bajo costo de implementación, de fácil operación y mantenimiento, que al fortalecerlo puede propagarse más en zonas rurales. Los humedales artificiales en Costa Rica están y seguirán dando su aporte para un mejor ambiente que propicie la salud de los costarricenses.

Referencias

Acueductos y Alcantarillados. (2017). *Diseño y construcción de sistemas de abastecimiento de agua potable, de saneamiento y pluvial.*

Acueductos y Alcantarillados, Ministerio de Ambiente y Energía, y Ministerio de Salud. (2016). *Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales 2016-2045*. https://www.aya.go.cr/Noticias/Documents/Politica%20Nacional%20de%20Saneamiento%20en%20Aguas%20Residuales%20marzo%202017.pdf

Aguilar Alvarez, R. E., M. Bustamante Roman, D. Kirk, J. A. Miranda Chavarria, D. Baudrit, J. F. Aguilar Pereira, W. Rodriguez Montero, D. Reinhold and W. Liao (2016). Technical and economic feasibility of a solar-bio-powered waste utilization and treatment system in Central America. *Journal of Environmental Management, 184*, Part 2: 371 - 379.

Aguilar, R. E. (2018). Engineering in the Tropics: Evaluating A Solar-Powered Anaerobic Digestion and Hybrid Constructed Treatment Wetland System to Treat Agricultural Wastes in Costa Rica. 10746807 Ph.D., Michigan State University.

Alfaro, C., Perez, R., y Solano, M. (2013). Saneamiento de aguas residuales mediante humedales artificiales en el Museo de Cultura Popular de la Universidad Nacional. *Revista de Ciencias Ambientales, 45(1)*, 63 – 71.

Arias-Hidalgo, D; Aguilar-Álvarez, R; Reinhold, D. (2019). Prácticas sostenibles de turismo para el tratamiento de aguas y manejo de residuos sólidos en albergues turísticos de Talamanca. *Tecnología en Marcha, 32*, 89 - 97. DOI: https://doi.org/10.18845/tm.v32i6.4231

Asamblea Legislativa de Costa Rica. (2020). *Ley 9849. Reconocer y garantizar el derecho humano de acceso al agua, reforma Constitución Política.* http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_norma.aspx?param1=NRM&nValor1=1&nValor2=91812&nValor3=121262&strTipM=FN

Centeno, E. y Murillo, A. (2019). Tipología de las tecnologías de tratamiento de aguas residuales ordinarias instaladas en Costa Rica. *Revista de Ciencias Ambientales, 53(2)*, 97-110.

Chassoul-Acosta, M. (2021). Ecotecnias para el tratamiento de residuos: Experiencia de la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica. *Estudios De La Gestión, 10*, 97 - 114.

Chavarría Valverde, O., y Calderón Castro, J. (2018). *Evaluación del desempeño en la remoción de la carga orgánica en aguas grises domésticas de una biojardinera mediante la construcción a nivel de laboratorio*.

Cubillo, M., y Gómez, W. (2017). Biojardineras como alternativa para el tratamiento de aguas residuales: experiencia en cinco biojardineras de la comunidad de Barra Honda y La Virgen de Nicoya, Guanacaste. *Revista Universidad en Dialogo, 7(1)*, 69 - 87.

Dallas, S., Scheffe, B., y Ho, G. (2004). Reedbeds for greywater treatment-case study in Santa Elena-Monteverde, Costa Rica, Central America. *Ecological Engineering, 23(1)*, 55-61.

Echeverria, J. y B. Cantillo (2013). Instrumentos económicos para la gestión del agua. *Ambientales, 45*: 13 - 22.

Ecoinventos. (2021). *Biojardineras que permiten reutilizar las aguas grises o jabonosas para fines domésticos*. Ecoinventos. Recuperado el 6 de junio de 2022 de https://ecoinventos.com/biojardineras/

Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF). (2019). *1 de cada 3 personas en el mundo no tiene acceso a agua potable.* Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia. Recuperado el 6 de junio de 2022 de https://www.unicef.org/es/comunicados-prensa/1-de-cada-3-personas-en-el-mundo-no-tiene-acceso-a-agua-potable

Iagua. (s.f.). *Biojardineras: los humedales artificiales "ticos" (I)*. Iagua. Recuperado el 6 de junio de 2022 de https://www.iagua.es/blogs/juan-jose-salas/biojardineras-humedales-artificiales-ticos-i

IRET (2012). Indicador de contaminantes y de macroinvertebrados. CGR DFOE-AE-IF-01-2013. Heredia, Costa Rica, Universidad Nacional de Costa Rica.

Kadlec, R. y Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands*. Boca Raton, FL, CRC Press.

Marín, M. (2010). Manual de construcción de biojardineras, humedales artificiales. San José, Costa Rica, ACEPESA.

Ministerio de Ambiente y Energía. (2018). *Plan Nacional de Descarbonización 2018-2050*.

Mitsch, W., Bernal, B., Nahlik, A., Mander, Ü., Zhang, L., Anderson, C., Jørgensen, S., y Brix, H. (2013). Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology, 28(4)*, 583-597.

Mitsch, W., Nahlik, A., Wolski, P., Bernal, B., Zhang, L., y Ramberg, L. (2010). Tropical wetlands: seasonal hydrologic pulsing, carbon sequestration, and methane emissions. *Wetlands Ecology and Management, 18(5)*, 573-586.

Mitsch, W., Tejada, J., Nahlik, A., Kohlmann, B., Bernal, B., y Hernández, C. (2008). Tropical wetlands for climate change research, water quality management and conservation education on a university campus in Costa Rica. *Ecological Engineering, 34(4)*, 276-288.

Moncada, S. (2011). Evaluacion del diseno de una biojardinera de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas grises en Zapote, San Jose. Licenciatura, Instituto Tecnologico de Costa Rica.

Nahlik, A., y Mitsch, W. (2011). Methane emissions from tropical freshwater wetlands located in different climatic zones of Costa Rica. *Global Change Biology, 17(3)*, 1321-1334.

Organización de Naciones Unidas (ONU). (2010). *Resolución 64-292.* https://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/64/292&Lang=S

Organización de Naciones Unidas (ONU). (2015). *Agenda 2030.* https://www.fundacioncarolina.es/wp-content/uploads/2019/06/ONU-Agenda-2030.pdf

Pérez, R., Alfaro, C., Sasa, J., y Agüero, J. (2013). Performance evaluation of an alternative artificial wetlands system used as wastewater treatment. *Uniciencia, 27(1)*, 9.

Rosales-Escalante, E. (2005). Ecosaneamiento. *Revista Tecnología En Marcha,18(2)*, pág. 15. Recuperado a partir de https://revistas.tec.ac.cr/index.php/tec_marcha/article/view/204

Rosales-Escalante, E. (2010). Mejoras sanitarias en instituciones o servicios públicos de La Casona, Coto Brus. *Tecnología En Marcha, 23(5)*, 41-50.

Sistema Costarricense de Información Jurídica. (s.f.) http://www.pgrweb.go.cr/scij/avanzada_pgr.aspx

Solís Calderón, C. (2021). *Evaluación de la eficiencia del sistema alternativo de tratamiento de aguas residuales de la Escuela de Medicina Veterinaria de la Universidad Nacional de Costa Rica (SATAR-UNA) en la remoción de contaminantes microbiológicos*.

Venegas, J. (2020). *Determinación de los parámetros de un sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical para la optimización del diseño de modelos de caja negra bajo condiciones tropicales.*

CAPITULO 6

Uso de humedales para la limpieza de aguas contaminadas en Cuba: una revisión bibliográfica

Maggie Benítez García[1] (maggie.benitez@eiphh.giat.cu), **Yaine Leblanc García[1], Lissette Fernández Gonzáles[2]** , **Orlando R. Laiz Averhoff[2] y Pedro Pérez Álvarez[3]**

[1]UEB Diseño, Empresa de Investigaciones y Proyectos Hidráulicos de La Habana (EIPHH); OSDE Gestión Integral de las Aguas Terrestres (GIAT); Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INRH).
[2]UEB Investigaciones Aplicadas, Empresa de Investigaciones y Proyectos Hidráulicos de La Habana (EIPHH); OSDE Gestión Integral de las Aguas Terrestres (GIAT); Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INRH).
[3]Instituto Superior de Tecnologías y Ciencias Aplicadas (INSTEC), Universidad de La Habana; Ministerio de Educación Superior de Cuba.

Introducción

El hombre, al igual que todas las especies en la Tierra, necesita de recursos naturales para satisfacer sus necesidades crecientes. En los últimos años el rápido incremento de las poblaciones y urbanizaciones, así como la búsqueda constante de alimentos y medios de subsistencia, ha ocasionado una escasez de recursos naturales, deterioro del entorno y pérdida de la biodiversidad en los ecosistemas, transformando efectos locales en fenómenos globales.

La contaminación hídrica y el acceso a agua potable es quizás el problema más apremiante a corto y mediano plazo, pues se considera que este líquido esencial para la vida puede convertirse en ese tiempo en el principal problema mundial, por la disponibilidad del mismo y su distribución no uniforme en el planeta. En 26 países es un recurso deficitario y en otros 18 está en situación precaria. La contaminación de los recursos hídricos está en proceso de ascenso. Algunas fuentes contaminantes son los fertilizantes nitrogenados provenientes de la agricultura, contaminantes provenientes de la industria (metales pesados, residuales químicos y compuestos orgánicos persistentes) y las aguas residuales de grandes núcleos urbanos, sin tratamiento. Sus efectos nocivos son en primer lugar a la salud humana, y en segundo lugar a la salud de los ecosistemas. En tercer lugar, afectan también la riqueza piscícola de ríos, lagos y mares interiores, en lugares donde constituyen una importante fuente alimentaria. Existen tecnologías para el tratamiento, pero son cotosas inversiones no siempre asequibles para los países afectados. En Cuba, es un problema presente, existen varias regiones del país en condiciones de estrés hídrico, y la fuente principal de agua es dependiente de las precipitaciones y el paso de ciclones tropicales (Gómez, 2021).

Uno de los fenómenos globales que actualmente genera gran preocupación ante la escasez de agua potable es la antigua práctica de descargar aguas residuales en los cursos naturales de ríos y afluentes. El deterioro continuado de este fluido debido a estos vertimientos no controlados e indiscriminados, por parte de las entidades responsables y de las poblaciones impone la toma de acciones para intentar revertir o disminuir la contaminación de estas aguas de abasto, cuya calidad se ha visto degradada por su uso en diversas actividades, a las cuales se unen determinados volúmenes de aguas subterráneas y pluviales.

Con el desarrollo de la ciencia y la tecnología se han desarrollado y estudiado diferentes tecnologías y sistemas para tratar las aguas residuales de manera tal que al ser vertidas en los cuerpos de aguas no se afecten las características de los ecosistemas. La necesidad de afrontar la gestión del tratamiento de las aguas residuales desde una perspectiva diferente y las observaciones realizadas por naturalistas, ecólogos y otros investigadores sobre la capacidad depuradora de los humedales naturales incentivó el desarrollo de los sistemas de depuración basados en humedales artificiales, que en Europa se remonta a los años 50

del siglo XX, y en Estados Unidos a la década de los 60 del mismo siglo. La denominación que se aplica a estos sistemas de humedales artificiales es en oposición a la denominación humedales naturales, en los que el hombre no ha influido en su construcción. (Díaz, 2007).

Estos humedales para tratamiento se consideran tecnologías de tratamiento naturales que tratan eficientemente una gran variedad de tipos de aguas contaminadas. Son sistemas diseñados para optimizar los procesos encontrados en ambientes naturales, por lo que se consideran opciones amigables con el ambiente y sustentables para el tratamiento de las aguas residuales. En comparación con otras tecnologías de tratamiento de aguas residuales, los humedales para tratamiento tienen bajos requerimientos de operación y mantenimiento y son robustos en el sentido de que su rendimiento es menos susceptible a las variaciones de carga y concentración de contaminantes en el afluente. Con los humedales para tratamiento se puede eficientemente depurar aguas negras crudas, primarias, secundarias o terciarias y muchos tipos de aguas residuales agrícolas e industriales. (Molle, 2022).

En Cuba el problema del recurso hídrico es básicamente la pérdida de la calidad del agua, por este motivo en los últimos años se han buscado alternativas encausadas a recuperar las fuentes hídricas contaminadas. A consecuencia de esta problemática ambiental se han fomentado distintos tipos de tratamiento de las aguas residuales, entre los cuales se encuentran desde sencillos procesos físicos, como el desbaste y cribado de los contaminantes, hasta complicados procesos químicos y biológicos, ganando gran protagonismo el uso de humedales para el tratamiento de aguas residuales de diferentes tipos. (Proenza, 2014).

Revisión bibliográfica nacional

En la Ley No. 124 (2017) de Aguas Terrestres de Cuba se define como Humedal en el Artículo 66.1: como ecosistemas estrechamente vinculados con las aguas terrestres tales como, las desembocaduras, los esteros y estuarios, las ciénagas, los pantanos y manglares, que constituyen un hábitat de la biodiversidad y desempeñan funciones hidrológicas y ecológicas relacionadas con el almacenamiento y el control natural de la calidad del agua y la regulación del clima local. Por lo que nuestro país considera a los humedales como ecosistemas altamente beneficiosos en la restauración ecológica, la conservación de la biodiversidad biológica, confiriéndole además una importancia vital como variante en tratamiento de final de las aguas residuales.

Según Tercero (2017), los humedales naturales y artificiales son sistemas capaces de transformar y/o eliminar compuestos nocivos, depurando las aguas eutrofizadas y/o contaminadas que fluyen a través de estos. Su papel como filtros verdes está determinado, fundamentalmente, por los procesos biogeoquímicos asociados a los cambios en las condiciones de oxidación-reducción, tales como la desnitrificación, así como por la fijación de contaminantes a diversos componentes del suelo, su precipitación y coprecipitación con otros compuestos e inmovilización en la biomasa vegetal.

En la práctica, los humedales se pueden realizar mediante una serie de canales impermeabilizados con una lámina plástica, por los que fluye el agua residual. Una consideración importante, antes del vertido del agua residual bruta, es implementar un pretratamiento para eliminar los elementos gruesos, las arenas sedimentables, las materias sólidas en suspensión y las grasas/aceites. En el caso de aguas industriales con elevada carga orgánica se debe considerar un sistema fisicoquímico o un decantador para disminuir una parte de dicha carga. La instalación debe contar con un by-pass para poder desviar el exceso de caudal. La superficie del humedal, así como el área a plantar, se determina de acuerdo con el terreno disponible y la población que se va a atender. La profundidad mínima requerida es de 0,5 m y 0,2 m de resguardo (Alarcón Herrera. *et al*., 2018). La idea fundamental es que el carbono (C), fósforo (P) y otros metales

pesados (plomo (Pb), mercurio (Hg), etc.) queden inmovilizados en el sedimento del humedal de manera permanente siendo su funcionamiento muy similar a un espacio natural.

Tipos de flujo de los humedales artificiales

Los humedales para tratamiento pueden subdividirse en sistemas de flujo superficial y flujo subsuperficial. Aunque hay muchas variantes de humedales según la literatura, se adoptara un enfoque simple y a continuación se discuten principalmente tres humedales para tratamiento.

Los humedales para tratamiento de flujo subsuperficial se subdividen en humedales de flujo subsuperficial horizontal (FH) y humedales de flujo vertical (FV), dependiendo de la dirección del flujo de agua.

En los humedales de flujo horizontal las aguas residuales fluyen horizontalmente a través de un filtro de arena o grava, en el cual el nivel del agua se mantiene debajo de la superficie. Debido a la condición saturada de agua, se producen principalmente procesos de degradación anaerobia. Se requiere un tratamiento primario eficiente para eliminar la materia particulada para evitar la colmatación del filtro. Se utilizan plantas emergentes (macrófitas). Se utilizan para tratamiento secundario o terciario.

En los humedales de flujo vertical las aguas residuales se cargan de forma intermitente en la superficie del filtro y el agua percola verticalmente a través del filtro. Entre cargas, y una vez el agua ha sido drenada, el aire vuelve a entrar en los poros y satura el filtro de aire, de modo que se producen principalmente procesos de degradación aerobia. Se requiere un tratamiento primario eficiente para eliminar materia particulada para evitar la colmatación del filtro. Se utilizan macrófitas emergentes.

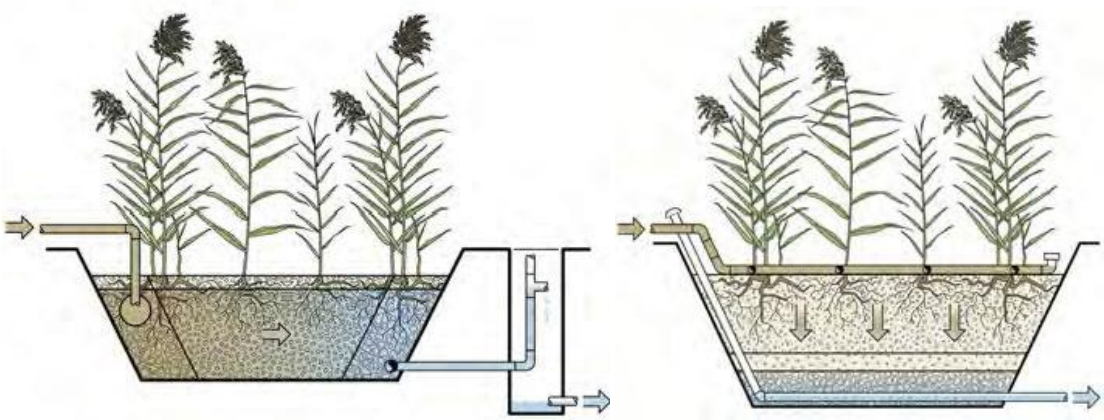


Figura 6.1. Esquemas generales de los humedales de flujo subsuperficial. A la izquierda: flujo horizontal; a la derecha: flujo vertical (Fuente: Molle, 2022).

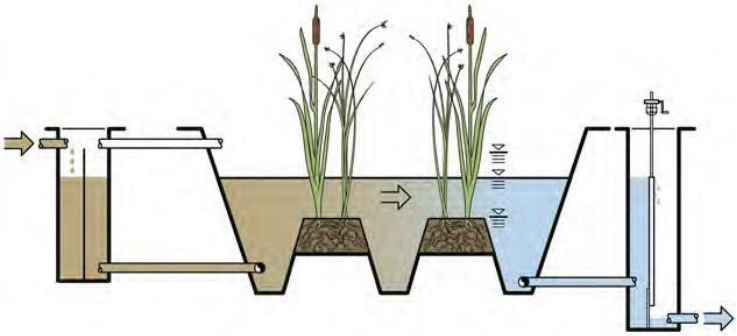


Figura 6.2. Esquema general de los humedales de flujo libre. Fuente (Molle, 2022).

Los humedales de flujo libre (Flujo superficial) son unidades densamente vegetadas, en las que el agua fluye por encima del lecho del material filtrante y expuesto a la atmósfera. En los humedales de flujo subsuperficial, el nivel del agua se mantiene debajo de la superficie de un medio filtrante poroso como arena o grava.

Estos humedales son similares a los humedales naturales en apariencia. Requieren un área de superficie grande, generalmente sometidos a cargas de contaminantes bajas. Se pueden usar varios géneros de plantas: a) emergente: *Typha*, *Phragmites*, *Scirpus*, (b) sumergida: *Potamogeton*, *Elodea*, etc., (c) flotante: *Eichornia* (Jacinto de agua), *Lemna* (lenteja de agua). Se utilizan principalmente para tratamiento terciario

Eficiencia de los humedales

Los humedales son sistemas complejos de tratamiento de aguas residuales que poseen un conjunto diverso de vías para eliminar patógenos y contaminantes. La eficiencia de remoción de los mismos dependerá del tipo de humedal construido según las características de las aguas residuales, de los tiempos de retención en el sistema mostrándose las más típicas en la Tabla 6.1.

Tabla 6.1. Eficiencias de eliminación típicas de los principales tipos de humedales para tratamiento. Fuente (Molle, 2022).

Parámetro	FH	FV	FS
Etapa de tratamiento (aplicación principal)	Secundario	Secundario	Terciario
Sólidos suspendidos totales	> 80%	> 90%	> 80%
Materia orgánica (medido como demanda de oxígeno)	> 80%	> 90%	> 80%
Nitrógeno amoniacal	20 – 30%	> 90%	> 80%
Nitrógeno Total	30 – 50%	< 20%	30 – 50%
Fósforo total (a largo plazo)	10 – 20%	10 – 20%	10 – 20%
Coliformes (unidades logarítmicas)	2 $\log_{10}$	2 – 4 $\log_{10}$	1 $\log_{10}$

Vegetación

Las plantas emergentes contribuyen al tratamiento de aguas residuales y escorrentía de varias maneras: estabilizan el sustrato y limitan la canalización del flujo, dan lugar a bajas velocidades de agua y permiten que los materiales suspendidos se depositen. Toman el carbono (C), nutrientes y elementos de traza de metales y los incorporan a los tejidos de la planta. Transfieren gases entre la atmósfera y los sedimentos y tallos y raíces dan lugar a sitios para el desarrollo de la masa microbiana. Los desechos producidos (hojas caídas, entre otros) sirven de alimento a los microorganismos y transfieren oxígeno a la zona de la raíz, siendo esta condición el mayor beneficio de su uso.

Tratamiento primario previo al humedal

Para garantizar una mayor eficiencia en el tratamiento de las aguas residuales, varios estudios evalúan el uso combinado de otras tecnologías como tratamiento primario previo a los humedales. En Cuba se recomienda el uso de tanques sépticos, tanques Imhoff, constituyendo óptimo el uso de este último.

Para comunidades de 5000 habitantes o menos, los tanques Imhoff ofrecen ventajas para el tratamiento de aguas residuales domésticas, ya que integran la sedimentación del agua y la digestión de los lodos sedimentados en la misma unidad, por ese motivo también se llama tanques de doble cámara.

Los tanques Imhoff tienen una operación muy simple y no requieren* de partes mecánicas. Sin embargo, para su uso concreto es necesario que las aguas residuales pasen por los procesos de tratamiento preliminar de cribado y de remoción de arenas.

Uso de humedales para la limpieza de aguas contaminadas en Cuba

En Cuba las especificaciones para el vertimiento de aguas residuales a las aguas terrestres y al alcantarillado se aplican a todas las aguas residuales generadas por las actividades sociales y económicas, como son las domésticas, municipales, industriales, agropecuarias y de cualquier otro tipo.

Marco regulatorio

Para la disposición final de aguas residuales, en cuerpos receptores terrestres, se dispone en la normativa cubana (NC 27: 2012). Los valores límites máximos permisibles de cada contaminante, los cuales se resumen en la Tabla 6.2.

Tabla 6.2. Límites máximos permisibles promedio para las descargas de aguas residuales según la clasificación del cuerpo receptor (NC 27:2012).

		Ríos y embalses			**Acuífero vertimiento en suelo y zona no saturada 5 m**			**Acuífero vertimiento directo a la zona saturada**		
Parámetros	**UM**	**(A)**	**(B)**	**(C)**	**(A)**	**(B)**	**(C)**	**(A)**	**(B)**	**(C)**
pH		6,5-8,5	6,0-9,0	6,0-9,0	6,0-9,0	6,0-9,0	6,0-10,0	6,0-9,0	6,0-9,0	6,0-10,0
Conductividad eléctrica	µS/cm	1400	2000	3500	1500	2000	4000	1500	2000	4000
Temperatura	ºC	40	40	50	40	40	50	40	40	50
Grasas y aceites	mg/L	10	10	30	5	19	30	Ausente	10	20
Materia flotante		Ausente	Ausente		Ausente	Ausente	Ausente	Ausente		Ausente
Sólidos sedimentables totales	mL/L	1	2	5	1	3	5	0,5	1	5
CBO5	mg/L	30	40	60	40	60	100	30	50	100
DQO (Dicromato)	mg/L	70	90	120	90	160	250	70	140	250
Nitrógeno total (Kjd)	mg/L	5	10	20	5	10	15	5	10	15
F´soforo total	mg/L	2	4	10	5	5	10	5	5	10

En Cuba no está disponible aún un instrumento legal o directiva técnica que establezca las especificaciones de calidad física, química y microbiológica para la reutilización de las aguas residuales tratadas (Gutiérrez y García, 2015). No obstante, en materia de la reutilización del efluente en la agricultura, se valora en el Anexo 7 las directivas en el reúso de aguas residuales (USEPA, 2004).

Sin embargo, hasta la fecha no está disponible un instrumento legal o directiva técnica que establezca las especificaciones de calidad física, química y microbiológica para la reutilización de las aguas residuales tratadas.

Tratamiento de residuales urbanos en base a humedales artificiales

En 1964, en Alemania, comienza la aplicación de nuevas tecnologías de saneamiento sobre la base de procesos ecológicos (humedales construidos, filtros verdes, acuático solar) para tratar los residuos líquidos (Bastian and Hammer, 1993). Posteriormente, en la década del setenta, en Gran Bretaña, aparece la aplicación de lodo activado y a finales del siglo XX los conocidos tratamientos químicos considerados y generalizados por el mundo industrializado, como el paso más significativo en temática de saneamiento (Talavera, 1997).

Sobre los años 2000 ante los serios problemas ambientales que Cuba afronta de desertificación, dificultades en el manejo de residuos sólidos, contaminación atmosférica y contaminación hídrica entre otros, que sumados al bloqueo de Estados Unidos, agudizan las dificultades para mejorar estos aspectos y por consiguiente la calidad de vida de su población, se decide con el fin de ayudar al restablecimiento ambiental de la capital (La Habana) instalar sistemas de tratamientos naturales en el Gran Parque Metropolitano de La Habana, los cuales ayudan a la depuración del río Almendares, el gran pulmón verde de la ciudad, de forma económica, además de crear estructuras urbanas con espacios verdes en medio de la ciudad, atrayendo especies de animales e involucrando a la comunidad mediante procesos educativos y talleres ambientales.

Tabla 6.3. Humedales construidos en áreas del Gran Parque Metropolitano de La Habana (Fuente: Bianchi, 2010).

Nombre del sistema	Humedal Pogolotti	Acuático Solar Finlay	Humedal Ceiba	Humedal Palatino	Humedal Fanguito
Coordenadas N	355150	355340	355640	357250	355440
Coordenadas S	361410	362040	363660	363400	366530
Población que tributa	2000	1200	2000	3000	1000
Flujo (L/s)	4,0	10,0	4,0	6,0	2,0
Tipo de flujo	Mixto (Sist. en paralelo)	A pistón Sist. en serie	Subsuperficial	Superficial Sist. en serie	Vertical
Sistema Primario	Tanque séptico	Tanque homogenizador	Tanque séptico	Reactor biológico anaerobio (USBR)	Sin Tratamiento
Vegetación	emergentes	flotantes	emergentes	emergentes	Emergentes
Punto de vertido	Santoyo	Santoyo	Santoyo	Mordazo	Almendares
Año de construcción	2005	2005	2009	2004	2006

Remociones alcanzadas en los humedales

Después de construidos los humedales se verifican y comparan las remociones en la carga orgánica alcanzadas con la planta de tratamiento de residuales convencional María del Carmen (tabla 6.4), así como la remoción en cada tipo de proceso de las Coliformes totales (figura 6.4), Enterococos intestinales (figura 6.5) Estreptococos fecales (figura 6.6), y *Escherichia coli*.

Los resultados obtenidos evidencian que a pesar de las diferencias en los procesos de tratamiento que se lleva a cabo en cada uno de los humedales, las remociones alcanzadas (92-98%), fueron superiores a las obtenidas en el sistema convencional (68-69%) y que la eliminación de microorganismos de origen fecal ocurre con mayor eficiencia en los sistemas naturales al lograr remover hasta 2,5 órdenes logarítmicos, mientras que en la tecnología convencional apenas alcanza a ser disminuido un orden.

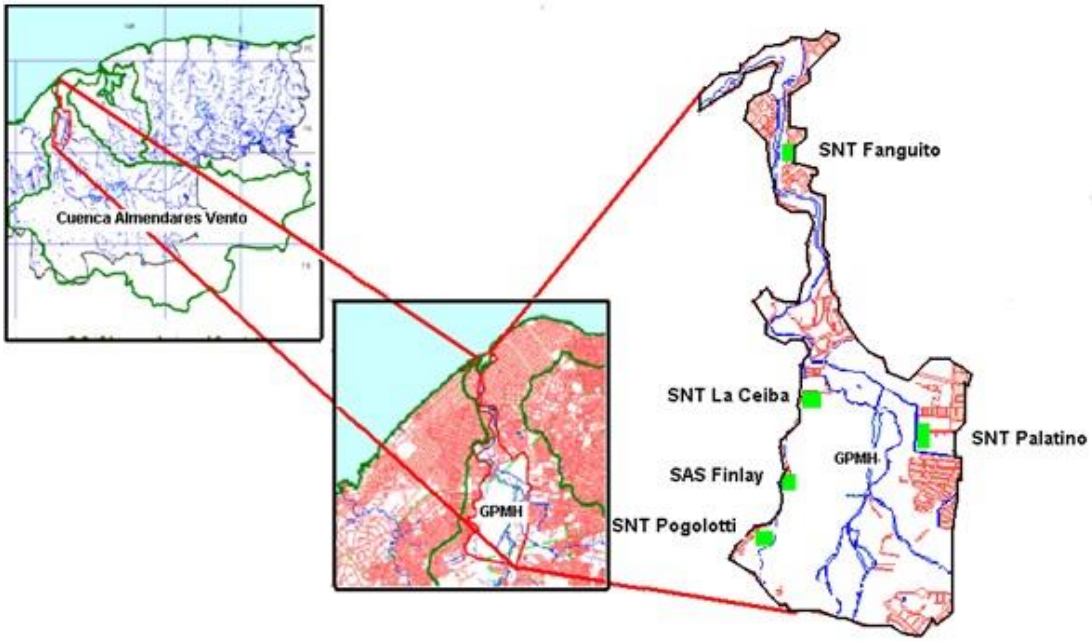


Figura 6.3. Humedales construidos en el Gran Parque Metropolitano de La Habana (Fuente: Bianchi, 2010).

Tabla 6.4. Remoción alcanzada por los diferentes tipos de sistemas (Fuente: Bianchi, 2010).

Tipo de Sistema	Remoción (%)	
	DQO	DBO
Sistema de flujo mixto (Pogolotti)	98.0	98.5
Sistema a flujo superficial (Palatino)	96.5	95.0
Sistema Acuático Solar (Finlay)	93.0	92.0
Convencional (M. del Carmen)	68.0	69.0

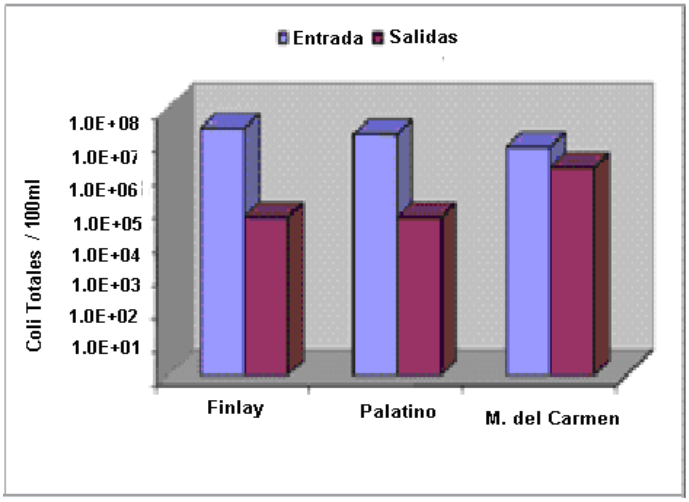


Figura 6.4. Remociones del parámetro microbiológico. Coliformes totales (Fuente: Bianchi, 2010).

Este decrecimiento en los niveles de patógeno está directamente relacionado al desarrollo de una comunidad microbiana más compleja en las ecotecnologías que en las tecnologías convencionales, al producir con el incremento en la diversidad una abundancia de organismos predadores de virus y bacterias (Duran, 1998), que de conjunto con otros organismos visibles (algas, caracoles y plantas) realizan una eficiente función ecosistémica que le permite al humedal artificial obtener mayores rendimientos en la eliminación de agentes patógenos.

Los resultados obtenidos corroboran la eficacia en el grado de tratamiento que se puede lograr con la aplicación de cualquier ecotecnología para el tratamiento de residuales líquidos.

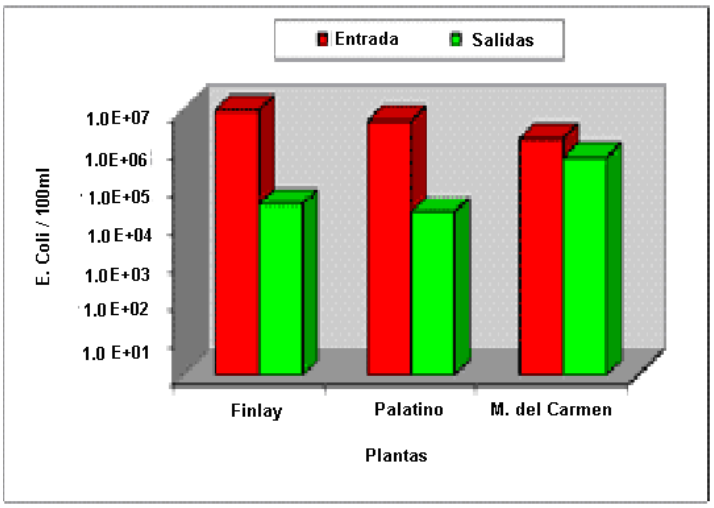


Figura 6.5. Remociones del parámetro microbiológico mediante *Enterococcus* (Fuente: Bianchi, 2010).

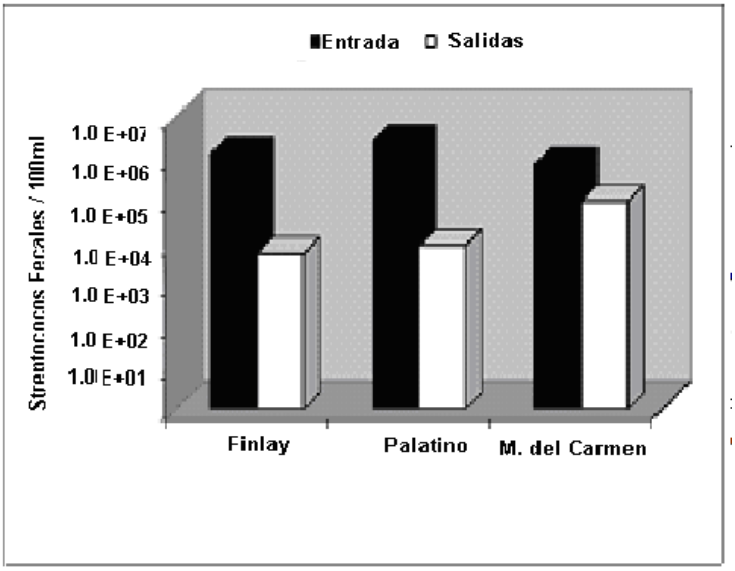


Figura 6.6. Remociones del parámetro microbiológico mediante *Streptococcus* (Fuente: Bianchi, 2010).

Especies endémicas de animales censadas en los humedales construidos

Los humedales al ser grandes espacios verdes en los lugares donde son instalados atraen especies endémicas de animales que acuden en busca de refugio, alimento o sitio de anidación, reportándose en estos lugares el aumento de estas especies:

Tabla 6.5. Especies censadas en los sistemas Palatino y Pogolotti (Fuente: Bianchi, 2010).

	Nombre científico	Nombre común	Periodo seco	Periodo húmedo
1	*Quiscalus niger*	Aguaitacaimán	**X**	**X**
2	*Bubulcus ibis*	Garza ganadera	**X**	**X**
3	*Botorides virencens*	Chichinguaco	**X**	**X**
4	*Dives atroviolacea*	Totí	**X**	**X**
5	*Passer domesticus*	Gorrión	**X**	**X**
6	*Ceryle alcion*	Martín pescador		**X**
7	*Gallinula choropus*	Gallareta de pico rojo	**X**	

	Nombre científico	Nombre común	Periodo seco	Periodo húmedo
8	*Culex pipiens*	Mosquito		**X**
9	*Anisoptera sp.*	Libélula	**X**	
10	*Coccinella septempuctat*	Mariquita, cotorrita	**X**	**X**
11	*Phoebis philea*	Mariposa	**X**	**X**
12	*Ascia monuste eubotea*	Mariposa	**X**	**X**
13	*Gryllinae.*	Grillo	**X**	**X**
14	*Catesbiana*	Rana toro		**X**
15	*Ostecoilus septentrionalis*	Rana platanera		**X**
16	*Anolis segrei*	Lagartija común	**X**	**X**
17	*Dytiscus latissimus*	Escarabajo	**X**	**X**

Aplicación de los humedales en el tratamiento de residuales porcinos

A razón de mitigar los perjuicios ocasionados por los efluentes porcinos, derivados de biodigestores anaeróbicos, con elevadas concentraciones de nutrientes, microorganismos patógenos y materia orgánica, que provocan impactos negativos sobre el medio ambiente, se usa en Cuba humedales de flujo superficial (HFS) basado en el cultivo de lemnáceas.

Para una granja de 600 cerdos de ganado mayor y un consumo de 30 m^3/diarios de agua se construyen un humedal artificial de flujo superficial como tratamiento terciario. El humedal tiene un área superficial de 1057 m^2, una profundidad de 0,5 m y un tiempo de retención hidráulico de 17 días.

Las especies utilizadas fueron *Spirodella*, *Lemna*, *Wolffiela* y *Wolffia*, logrando valores de eficiencias por encima del 90 % para todos los contaminantes y un rendimiento promedio de la biomasa en 19,34 t deso fresco /ha*anual. Se reportaron además beneficios económicos en la producción de biogás, una vez incluida la biomasa como sustrato.

La inclusión de tratamientos terciarios para residuales porcinos con humedales artificiales en la instalación resultó una propuesta eficaz para la transformación de la contaminación porcina, en un proyecto ecológico y económicamente rentable, a favor del mejoramiento de la calidad porcina e incentivo para la producción nacional (Ver figura 6.7 Diagrama de flujos, con opciones para la gestión y tratamiento de residuos porcinos). Aplicación de humedales artificiales a comunidades rurales.

Actualmente existen sistemas de saneamiento inadecuados e inseguros en muchas partes del país, especialmente en zonas rurales, y teniendo en cuenta los retos técnicos y los costos de los sistemas de saneamiento, se ha considerado el uso de sistemas descentralizados, como las soluciones más adecuadas para las regiones rurales, dado que son diseñados para operar cerca de los hogares, a pequeña escala y no requieren grandes inversiones; y en ciertas ocasiones, se considera la posibilidad de reutilizar el efluente. En este sentido, es importante mencionar los Humedales Artificiales, los cuales son usados para el tratamiento de aguas residuales desde la década de 1950 (Navarro *et al*., 2021).

El municipio Florencia, al igual que otros municipios del país, presenta una situación crítica con relación a la contaminación de sus aguas, en particular la zona del poblado, ubicado en la parte alta de la cuenca. La construcción de un humedal subsuperficial en el asentamiento Micro I, de la cuenca Chambas en el municipio de Florencia, Cuba, constituye una opción factible y efectiva para el tratamiento de sus residuales líquidos. Para lograr obtener un diseño óptimo del humedal propuesto, se tiene en cuenta que el agua a depurar por el sistema es generada por la comunidad residente en el asentamiento Micro I, lo que la enmarca dentro de la clasificación de residual social, y llegará al humedal a gravedad y de forma continua, después de ser sometido a un tratamiento primario en un tanque séptico existente, el cual además de actuar como unidad primaria de tratamiento para el residual líquido, brinda tratamiento a los lodos que en él se sedimentan.

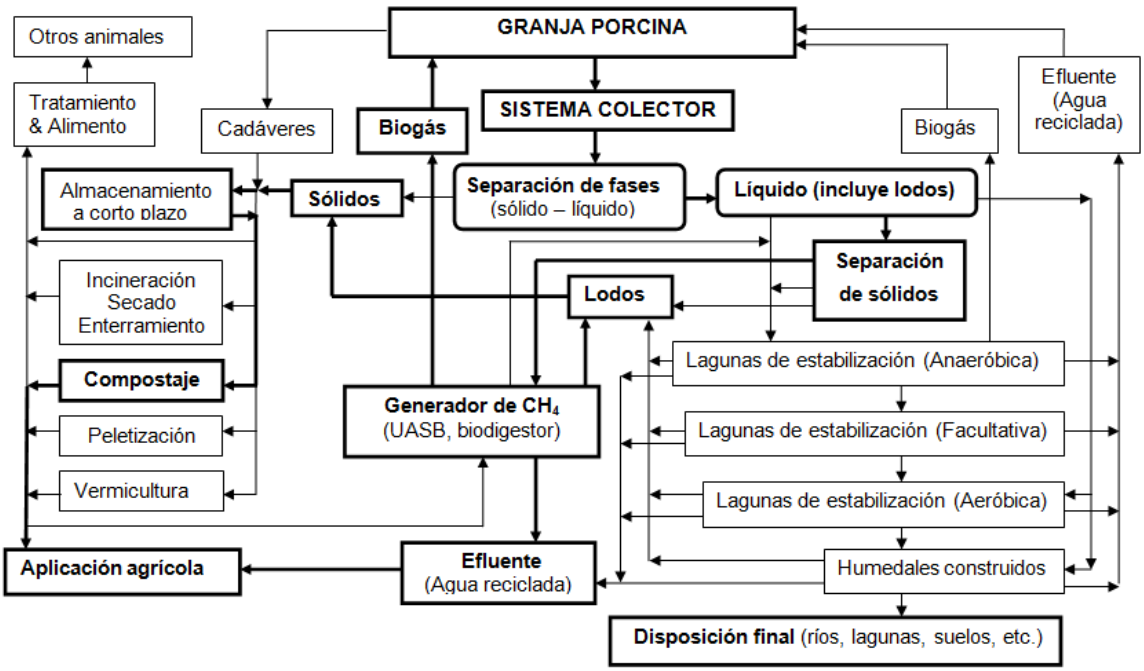


Figura 6.7. Diagrama de flujos, con opciones para la gestión y tratamiento de residuos porcinos (Fuente: Vasallo y Aguilera, 2017).

El área propuesta para la construcción del humedal en el asentamiento está compuesta por 9 edificios y un número de habitantes de aproximadamente 1300 personas, estos edificios vierten sus desechos líquidos en un tanque séptico que a su vez descarga directamente hacia una cañada que atraviesa el poblado y finalmente estos residuales sin tratamiento tributan al embalse cercano. La especie propuesta para el sistema es *Hedyhium coronarium* (Mariposa), que no solo facilitará las funciones en el humedal, sino que igualmente responde a: rápido crecimiento en las condiciones ambientales del sistema proyectado posee elevada productividad, tolera los contaminantes presentes en las aguas residuales, posee valor ornamental y puede representar un aporte económico. La existencia de la cañada del poblado facilita el vertimiento final de los residuales luego de ser adecuadamente tratados. Se propone el diseño del humedal a partir de la construcción de dos celdas con las siguientes medidas: 30 x 3 m y una profundidad aproximada 0,45 m. Los detalles descritos se observan en la figura 6.8.

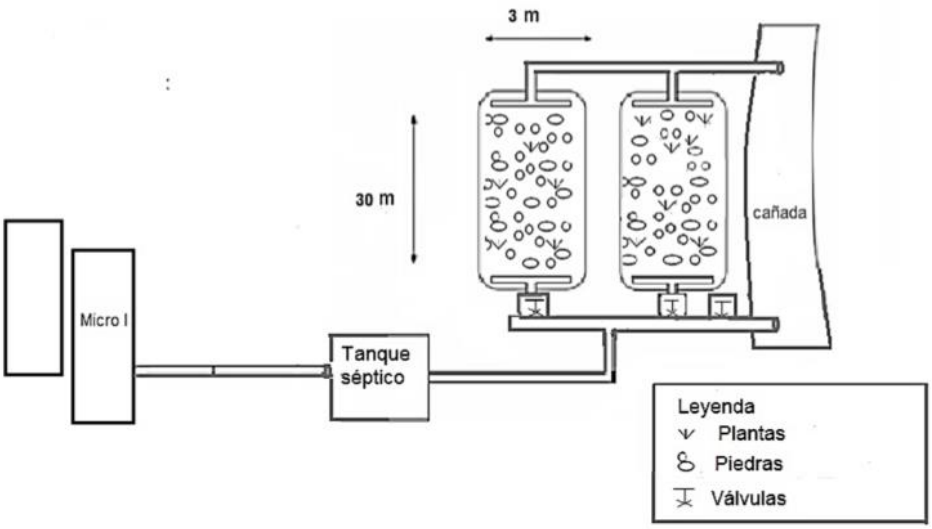


Figura 6.8. Diseño del prototipo de humedal de flujo subsuperficial (FSS) (Fuente: Enríquez, 2017).

Posteriormente, una vez que el agua sea sometida a este tratamiento secundario, mediante el humedal, puede ser vertida hacia la cañada de Florencia, que se comunica directamente con el embalse, además se propone que estas aguas tratadas pueden ser reutilizadas en el riego de las especies de la faja reguladora de la cuenca Chambas. Se pueden resumir como beneficios ambientales por la construcción del humedal en el poblado de Florencia los siguientes:

- Remoción de la carga orgánica DQO y DBO entre el (92-98%)
- Ahorro energético por la construcción del humedal de gravedad
- Reúso de las aguas tratadas

Los sistemas de tratamiento ecotecnológicos ofrecen la posibilidad, atendiendo a la disponibilidad de terreno, de ser construidos en el lugar donde se produzca el vertimiento, propiciar el incremento de la biodiversidad al ser considerados como parches verdes, permitir su inserción dentro de la urbanización, mejorar la paisajística local y facilitar sitios para la recreación al prever dentro del proyecto espacios donde se logra la perfecta inserción de, por ejemplo, un parque infantil. Esto es se puede concebir no solo como sistema para tratar residuales líquidos sino como una intervención de reanimación urbanística al prever dentro del área la construcción de tramo de malecón, puente sobre el humedal y parque para el descanso, la contemplación y el recreo de los habitantes locales (Enríquez, 2017).

Tratamiento de residuales con humedales artificiales

Con el desarrollo de las tecnologías, muchos países al igual que el nuestro se enfrenta a desafíos de saneamiento particularmente sensibles, sometidos a estrictos marcos regulatorios con importantes retrasos en la implementación de sistemas de saneamiento eficaces.

Aun cuando los desafíos medioambientales, sanitarios, económicos y sociales demandan un rápido desarrollo del sistema de saneamiento, siendo una de las principales problemáticas la mala adecuación de las tecnologías y de su adaptación al contexto particular de cada región, los humedales artificiales tienen gran aceptación de los períodos lluviosos garantizando rendimientos superiores al (75 %, 80 %, 80 % y 60 % de factor de reducción, respectivamente, para DQO, DBO_5, SST y NTK, con concentraciones de salida inferiores a 125 mg DQO/L).

En función de las necesidades y de las limitaciones, los humedales artificiales pueden ser adaptados para garantizar un tratamiento del carbono superior al 95 %, una nitrificación total o un tratamiento del nitrógeno total del 70 %. Son aplicables a las aguas residuales provenientes de la actividad agrícola, escorrentía superficial, escorrentía de la actividad minera y aguas residuales de algunas actividades de la industria alimenticia y posibilitan la mejora paisajística local con la inserción de un nuevo parche verde que facilita el enriquecimiento de la biodiversidad territorial y crea espacios propicios para la recreación, el esparcimiento y la educación ambiental comunitaria.

Conclusiones y recomendaciones

Es de vital importancia comprender que la calidad del agua se ve afectada por las actividades humanas que se desarrollan día a día y disminuye en consecuencia del acelerado crecimiento poblacional, esto trae como consecuencia la necesidad de aumentar las áreas urbanizadas, por lo que resulta imprescindible implementar y desarrollar técnicas para prevenir la futura contaminación del agua potable. El tratamiento

adecuado de los residuales antes de su descarga es una forma de promover la prevención de la contaminación del agua.

Los resultados expuestos a partir de la aplicación de los humedales artificiales corroboran su eficacia para el tratamiento de residuales líquidos de diversas índoles, por encima de los obtenidos mediante la depuración de residuales con plantas de tratamiento convencionales. Los humedales representan un menor costo de inversión y un mantenimiento sencillo con respecto a los sistemas comunes de tratamiento. Aportan un gran potencial ecológico, estético, educacional y recreativo en el lugar en que son emplazados. Son soluciones amigables con nuestro medio ambiente y aceptadas por la población. La aplicación de los humedales artificiales como sistemas de tratamiento en pequeñas comunidades rurales aisladas en Cuba, representa una práctica sana de la interacción entre el ser humano, sus desechos y el medio ambiente.

Agradecimientos

Loa autores agradecen a la UNESCO de la región de América Latina y el Caribe, y su Cátedra en Hidrología Superficial, por permitirnos la participación en la emisión del Capitulo Cuba de este libro.

Referencias

Alarcón Herrera. M.T. Zurita Martínez. Lara-Borrero. F.J A. Vidal Sáez. G. C. (2018) Humedales de Tratamiento: alternativa de saneamiento de aguas residuales aplicable en América Latina. 261pp.

Bastian, R. K. and D. A. Hammer, (1993). The use of constructed wetlands for wastewater treatment and recycling. Constructed wetlands for water quality improvement., Lewis Publisher.

Bianchi- Calera M. B. (2010). Sistemas de humedales, una gestión ambiental eficiente para el tratamiento de residuales líquidos. Tesina para la culminación del Diplomado en Gestión Ambiental. Tutor: Dr. C. Pedro Pérez Állvarez.

Conferencia Humedales construidos para el tratamiento de las aguas brutas y lodos (2022). La Habana.

Díaz, C. y A. Zerrate (2007). Valoración de las unidades ecotecnológicas como alternativa de depuración de aguas residuales urbanas en las comunidades del gran parque Metropolitano de la Habana - Cuba.

Duran, R. (2000). Sludge-Buster es una Máquina Viviente, (1998), Proyecto Almendares, Pág. 1-9.

Enríquez Lavandera, D. I. y Pérez Álvarez, P. (2017). Propuesta de tratamiento de residuales líquidos mediante un humedal construido en el asentamiento de Micro i, de la cuenca Chambas, Cuba. Congresso ABES. FENASAN.

Gómez-Gutiérrez, C. (2021). Economía Ambiental y otras herramientas para la evaluación económica de decisiones ambientales. Universidad de La Habana.

Gutiérrez, J. B. D. & García, J. M. F. (2015) Manual de lagunas de estabilización. Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INRH) y Consejo Nacional de Cuencas Hidrográficas (CNCH). La Habana.

Ley 124: 2017. Ley de las Aguas Terrestres. GOC-2017-715-EX51. 985-1014. Decreto No.337: 2017. Reglamento de la Ley de las Aguas Terrestres. GOC-2017-716-EX51. 1015-1047.

Molle, P. (2022). Conferencia Humedales construidos para el tratamiento de las aguas brutas y lodos. La Habana.

Navarro L., Torres J., Riveros C. (2021). Revisión de los impactos en la calidad del agua subterránea generados por humedales artificiales en zonas rurales. Editorial del Instituto Antioqueño de Investigación, 2 (6): 10-13, Antioquia, Colombia.

NC 27: (2012). Vertimiento de Aguas residuales a las Aguas Terrestres y al Alcantarillado. Especificaciones. Oficina Nacional de Normalización (NC). 14 pp.

Proenza-Blanco D. (2014). Estudio integral de saneamiento ambiental en la zona del Gran Parque Metropolitano de La Habana. Trabajo de Diploma a presentar en opción al título académico de Ingeniero Hidráulico.

Talavera, J. V. (1997) Estudio del flujo hidráulico y del transporte de un contaminante conservativo en lechos de turbas. Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universidad Politécnica de Valencia, Valencia.

Tercero Gómez M.C. (2017). Procesos biogeoquímicos y eliminación de nitrógeno y fósforo de aguas eutrofizadas en humedales del entorno del Mar Menor. (https://dialnet.unirioja.es /servlet/tesis?codigo=202920

USEPA. (2004). Guidelines for water reuse. Office of water. Washington, D.C. EPA/625/R-04/108.

Vasallo Febles, A.A. y Aguilera Corrales. Y. (2017). Lemnáceas: diseño de un humedal para la gestión de los efluentes porcinos de biodigestores anaeróbicos. Tesis en opción al título académico de Máster en Ciencia de la Gestión Ambiental.

CAPITULO 7

Uso de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en Guatemala

Jorge Cifuentes[1] (jicifuentes@ing.usac.edu.gt)**, Jennyfer Paiz[1], Andrea Barrera[1], Paris Rivera[1], José Cortéz[1] y Wally Cabrera[1]**

[1]Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala 01012.

Introducción

La contaminación del recurso hídrico es un grave problema a nivel mundial, y Guatemala no es la excepción. Sin embargo, al ser un país donde la producción agrícola es un eje importante de la economía nacional, los recursos naturales cobran más relevancia. Una de las principales problemáticas ambientales en Guatemala es el alto nivel de contaminación del agua que ocasiona enfermedades y pérdidas económicas a la población por la escasez de este recurso debido a su mal uso y manejo y la carencia de medidas adecuadas para su regulación.

Guatemala posee 38 cuencas hidrográficas, distribuidas en tres vertientes hidrográficas: la vertiente del Pacífico, con 18 ríos; la vertiente del Atlántico, con 10, y la vertiente del Golfo de México, con 10; más de 300 lagos y lagunas y una red de 2 mil 700 kilómetros con un volumen de escorrentía de 100 millones de metros cúbicos por año, de los cuales el 90% está contaminado, principalmente debido a la presencia de coliformes fecales (Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente de la Universidad Rafael Landívar [IARNA-URL], 2006).

La contaminación de los cuerpos acuíferos en Guatemala es resultado del vertido descontrolado de aguas residuales de los centros urbanos, provenientes de las viviendas y de la actividad comercial, industrial, agroindustrial y agropecuaria (IARNA-URL, 2006). Según IARNA-URL (2006) este tipo de descargas son ricas en nutrientes, bacterias y patógenos, lo que favorece la proliferación de algas en los cuerpos receptores, factores de riesgo para la salud humana.

En Guatemala para el año 2019 se estimó la existencia de 405 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, de las cuales 118 plantas están ubicadas en el departamento de Guatemala, 44 en Chimaltenango, 33 en Retalhuleu, 21 en Suchitepéquez, 20 en Jutiapa y 18 entre Sololá y en Sacatepéquez. En las cuales los principales procesos de tratamiento son: lagunas facultativas, anaeróbicas, aeróbicas; sistemas de reactores anaeróbicos de flujo ascendente (RAFA) y sistemas de lodos activados.

En su gran mayoría, los humedales artificiales en Guatemala son utilizados como tratamiento secundario o terciario en el tratamiento de aguas residuales pre-tratadas, y en el tratamiento de aguas grises. Estos sistemas de tratamiento tienen aplicación en tratamiento de efluentes industriales, saneamiento de ecosistemas y sistemas de tratamiento en comunidades rurales.

Marco regulatorio

En Guatemala existe una normativa referente al manejo, prevención y control de la contaminación del agua, el fenómeno ha aumentado, sin que los mecanismos existentes sean eficientes para detenerla.

Pese a que el estado guatemalteco ha ratificado la declaración de las Naciones Unidas que establece el agua potable como un derecho humano (Gonón, 2014) la atención que presta al problema no es integral ya que no se cuenta con una Ley Nacional de Aguas, ni con un ente regulador, lo que impide al Estado garantizar el derecho humano al agua. En vez de ello, se cuenta con una serie de normas dispersas, sujetas a diferentes interpretaciones.

La Constitución Política de Guatemala de 1986 maneja un criterio de uso sostenido que consiste en equilibrar las demandas económicas con las sociales y ambientales; declara todas las aguas de dominio público y ordena la creación de una ley especial que proteja el interés social frente al individual, la que hasta el momento no ha sido emitida (Colom de Morán, s.f.).

Legislación guatemalteca en materia de contaminación del agua se compone en: (1) Constitución Política de la República de Guatemala. 14 de enero de 1986. Salud, Seguridad y Asistencia Social; (2) Ley de Protección y Mejoramiento del Medio Ambiente, Decreto 68-86, 19 de diciembre de 1986. Protección Sistema Hídrico, Calidad del Agua; (3) Código Municipal. Decreto 12-2002, 1 de julio de 2002. Saneamiento de Aguas Residuales, Protección fuentes de agua; (4) Reglamento de Descargas y Reúso de Aguas Residuales y de la disposición de lodos, Acuerdo Gubernativo 236-2006, 5 de mayo 2006; y (5) Código de la Salud. Decreto 90-97. Calidad de Aguas Residuales.

La implementación de las plantas de tratamiento de aguas residuales se promueve para cumplir el Acuerdo Gubernativo No. 236-2006. Este documento contiene el Reglamento de las descargas y reúso de aguas residuales y de la disposición de lodos. El reglamento tiene el objetivo de prevenir, controlar y determinar los niveles de contaminación de los ríos, lagos y mares y cualquier otra causa o fuente de contaminación hídrica. El decreto es aplicado a todas personas que se encuentran generando agua residual tantos entes municipales como entes particulares en donde el artículo 24 muestra los límites máximos permisibles de descargas a cuerpos receptores para aguas residuales municipales y de urbanizaciones no conectadas al alcantarillado público (Reglamento de las descargas y reúso de aguas residuales y de la disposición de lodos - Acuerdo Gubernativo No. 236-2006, 2006).

Se percibe un gran vacío en la regulación nacional en aspectos relacionados a la operación de los humedales como sistemas de tratamiento de aguas residuales. En el acuerdo gubernativo 236-2006 artículo 35 habla sobre parámetros y límites máximos permisibles para reúso, lo cual puede ser aplicado al agua tratada posterior a la salida de un humedal artificial y su reúso. La Tabla 7.1 presenta los límites máximos permisibles de descargas de aguas residuales a cuerpos receptores según el Artículo 20 del Acuerdo Gubernativo 236-2006.

Tabla 7.1. Límites máximos permisibles de descargas de aguas residuales a cuerpos receptores.

Parámetros	**Unidades**	**Valores iniciales**	**Etapa 1**	**Etapa 2**	**Etapa 3**	**Etapa 4**
Temperatura	°C	TCR +/-7	TCR +/-7	TCR +/-7	TCR +/-7	TCR +/-7
Grasas y aceites	mg/l	1500	100	50	25	10
Materia flotante	Presencia/ausencia	Presente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Sólidos suspendidos	mg/l	3500	600	500	150	100
Nitrógeno total	mg/l	1400	100	50	25	20
Fósforo total	mg/l	700	75	30	15	10
Potencial de hidrógeno	pH	6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9
Coliformes fecales	NMP/100ml	$<1x10^8$	$<1x10^5$	$<1x10^5$	$<1x10^4$	$<1x10^4$
Arsénico	mg/l	1	0.5	0.1	0.1	0.1
Cadmio	mg/l	1	0.4	0.1	0.1	0.1
Cianuro total	mg/l	6	3	1	1	1
Cobre	mg/l	4	4	3	3	3
Cromo hexavalente	mg/l	1	0.5	0.1	0.1	0.1
Mercurio	mg/l	0.1	0.1	0.02	0.02	0.01

Parámetros	Unidades	Valores iniciales	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 3	Etapa 4
Níquel	mg/l	6	4	2	2	2
Plomo	mg/l	4	1	0.4	0.4	0.4
Zinc	mg/l	10	10	10	10	10
Color	Pt-Co	1500	1300	1000	750	500

Nota. Elaboración propia en base al Artículo 20 del Acuerdo Gubernativo 236-2006.

Tratamiento de contaminantes en base a humedales

A partir del año 2000, se comenzaron a desarrollar investigaciones para la construcción de humedales artificiales en Guatemala. Los experimentos presentan un avance para el país, con aplicaciones para el tratamiento de diversos tipos de aguas residuales, empleando diferentes configuraciones, materiales filtrantes y especies de plantas.

Actualmente se observa la presencia de un sector específico, el sector privado, que avanza en la oferta de proyectos y construcción de humedales artificiales para la industria, agroindustria, condominios residenciales y escuelas (Altafin, 2020).

Además, la Universidad de San Carlos de Guatemala y la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria manejan la administración de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Arturo Pazos donde se operan humedales artificiales a escala piloto.

Humedales construidos a escala piloto: Caso PTAR ERIS-USAC

Generalidades de la planta de tratamiento de aguas residuales

Con el fin de procurar la investigación y explorar soluciones para el cuidado del medio ambiente, la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos (ERIS) de la Universidad de San Carlos de Guatemala en 1974 crea un sistema para el tratamiento de aguas residuales, el cual se compone de filtros percoladores, reactor anaerobio de flujo ascendente, lagunas de estabilización y humedales artificiales.

La planta piloto ERIS está ubicada dentro de la colonia militar Aurora II, zona 13 de la ciudad de Guatemala, siendo su ubicación latitud norte 14° 34' 41.6" y longitud oeste 90° 32' 11.8", entre las cotas 1520 y 1550 msnm. La humedad relativa varia de entre 85% a 64% durante 24 horas, el punto de rocío es de 12 °C. La temperatura varía desde 25.5 a 13.5 anual y la precipitación responde a una media de 1274 mm/año. En el interior de la planta piloto La Aurora II se encuentran dos humedales construidos, uno por estudiantes de la maestría en Ingeniería Sanitaria en el año 2011, y el otro financiado por la industria Cementos Progreso construido en el año 2018.

Parámetros de diseño y operación de humedal

Ambos diseños responden a un fondo impermeable, canal de entrada, rejillas, trampa de arena, trampa de grasa, y unidades de humedal de flujo subterráneo, con su medio filtrante; trabajan bajo un proceso de flujo superficial y sub-superficial, con un período de retención hidráulica de 4 días. El humedal de los estudiantes de ERIS utiliza *Thypa spp*, el cual descansa sobre un lecho de piedra de diámetro entre 3" y 4". El humedal administrado por la industria cementera utiliza una combinación de *Thypa spp* y *Nymphaea*. El humedal ERIS ensaya un diseño de única etapa, el humedal de la industria cementera ensaya un diseño de doble etapa; ambas por fitodepuración. El caudal de diseño es de 0.014 l/s.

Ambas plantas comparten en sus entradas agua residual de alimentación de tipo domestico compuesto por alrededor de 200 casas. Dentro de las fases principales está un pretratamiento para la remoción de sólidos gruesos por medio de una rejilla con un ángulo de inclinación conectada a una canasta de colección, el flujo pasa a un desarenador y posterior a la trampa de grasas. El tratamiento primario consta de una estructura cóncava hacia arriba para mejorar la eficiencia en la sedimentación de sólidos, con altura para sedimentar lodos. El tratamiento principal son las dos unidades de flujo subterráneo y de flujo superficial de cada planta. La Tabla 7.2 presenta las principales características de estos sistemas. La Tabla 7.3 presenta las condiciones de entrada y salida de agua residual en el humedal ERIS. La Tabla 7.4, por otro lado, presenta las condiciones de entrada y salida de agua residual del humedal de la industria cementera.

Figura 7.1. Humedal artificial perteneciente a industria cementera, en su etapa 1 (izquierda) y etapa 2 (derecha).

Figura 7.2. Humedal artificial ERIS (etapa única).

Tabla 7.2. Condiciones humedales escala piloto.

Humedal	Tipo de flujo	Planta sembrada	Eficiencia	Origen	Tiempo de retención	Ubicación
Humedal ERIS	Superficial Sub-superficial	*Thypa spp*	45.5%	Domiciliar	4 días	PTAR Arturo Pazos ERIS. Zona 13 Ciudad de Guatemala
Humedal ERIS-Cementos Progreso	Superficial Sub-superficial	*Thypa spp* y *Nymphaea*	57.5%	Domiciliar	4 días	PTAR Arturo Pazos ERIS. Zona 13 Ciudad de Guatemala

Tabla 7.3. Condiciones a entrada y salida de agua residual humedal ERIS.

Parámetro	Unidad	Entrada	Salida	Eficiencia
Color	Pt-Co	137	62	55%
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/l	140	14	90%
Demanda química de oxígeno	mg/l	339	36	89%
Relación DQO/DBO		2.4	2.6	--
Fosforo total	mg/l	5.3	4.45	16%
Grasas y aceites	mg/l	36	<6.94	81%
Materia flotante	Presente /ausente	Ausente	Ausente	--
Nitrógeno total	mg/l	27.8	10.80	61%
Solidos sediméntales	mg/l	0.5	1.0	100%
Solidos suspendidos	mg/l	55.00	7.33	87%

Tabla 7.4. Condiciones a entrada y salida de agua residual humedal industria cementera.

Parámetro	Unidad	Entrada	Salida	Eficiencia
Color	Pt-Co	171	79	54%
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/l	139	18	87%
Demanda química de oxígeno	mg/l	367	48	87%
Relación DQO/DBO	--	2.6	2.7	--
Fosforo total (mg/l)	mg/l	5.10	3.3	35%
Grasas y aceites	mg/l	33	<6.94	79%
Materia flotante	Presente /ausente	Ausente	Ausente	--
Nitrógeno total	mg/l	31.80	14.4	55%
Solidos sediméntales	mg/l	2.0	<0.1	95%
Solidos suspendidos	mg/l	61.25	<2.97	95%

Humedal construido escala real: caso PTAR EMAPET

Generalidades de la planta de tratamiento de aguas residuales

La planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de EMAPET se ubica en el Barrio Vista hermosa, San Benito, Petén. Esta es encargada del tratamiento de aguas residuales del Área Central ubicada en San Benito, Petén. El afluente de la PTAR tiene origen principalmente doméstico, sin embargo, tiene algunos afluentes de actividades comerciales que presentan importancia debido a su carácter especial (EMAPET, 2017).

La PTAR de EMAPET cuenta con un total de 12 lagunas y un humedal artificial. El primer proceso corresponde al tratamiento primario y está conformado por cuatro lagunas anaerobias, el tratamiento secundario compuesto por cuatro lagunas facultativas y el tratamiento terciario que consta de cuatro lagunas de maduración (Cordón, 2020). Esta PTAR también cuenta con un humedal artificial experimental, el cual fue instalado en el año 2019.

El proceso inicia con el tratamiento de las aguas residuales en un cámara de rejas. Acá se remueven lo sólidos de mayor tamaño. Este es considerado como un pretratamiento. Una vez pretratada el agua esta es bombeada hacia el derivador de caudal. Este divide el caudal hacia las lagunas anaerobias.

Según Cordón (2020), en las lagunas anaerobias se utilizan microorganismos para descomponer la materia orgánica en un medio anóxico con el fin de remover entre 50 a 60% la DBO. El ingreso de las aguas residuales está sumergido con el fin de reducir el ingreso de oxígeno. Las lagunas anaerobias tienen un tiempo de retención de 5 días aproximadamente y profundidad de entre 3 a 5 metros.

En las lagunas facultativas se realiza en tratamiento secundario, en donde se desarrollan microorganismos aerobios y anaerobios que permiten reducir la contaminación mediante la estabilización de la materia orgánica. El oxígeno necesario en esta etapa ingresa a la laguna a través de la caída de una estructura de entrada y por el movimiento mismo del agua que provoca el caudal que ingresa, además del oleaje provocado por el viento de la superficie. La profundidad de estas lagunas debe ser menor, entre 1.5 a 2 metros y con mayor área superficial. El tiempo de retención en esta etapa es de 5 días y se logra la disminución de la DBO hasta en un 90% (EMAPET, s.f., citado por Cordón, 2020).

Por último, en las lagunas de maduración se lleva a cabo el tratamiento terciario a través de fotosíntesis, motivo por el cual estas lagunas son poco profundas (1.0-1.5 metros) y con extensa área superficial. En esta etapa se reducen el número de coliformes fecales, sin embargo, no se remueven completamente nutrientes como fósforo y nitrógeno que son los principales causantes de eutrofización en los cuerpos de agua. El tiempo de retención es mayor a dos días por laguna (Cordón, 2020).

En el año 2019 como parte de un estudio del tratamiento de aguas residuales para remoción de nitrógeno total y fósforo total se instala una laguna artificial o humedal artificial utilizando *Eichhornia crassipes*, en la PTAR de EMAPET. A esta macrófita se le conoce comúnmente como Jacinto de Agua o Ninfa.

La importancia de un tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* se debe a que en las lagunas de tratamiento de la PTAR de EMAPET no se remueven nutrientes como nitrógeno y fósforo, lo cual contribuye al aumento los niveles de eutrofización en el lago Petén Itzá. Los niveles elevados de concentración de nitrógeno y fósforo provocan la proliferación de ciertas algas que utilizan estos nutrientes para su reproducción. La eutrofización afecta la calidad de las aguas y puede ocasionar problemas sanitarios, problemas a la salud humana y pérdidas económicas debido al impacto que se tiene en el cuerpo de agua receptor (Cordón, 2020).

<u>Parámetros de diseño y operación de humedal</u>

La laguna experimental que se construyó para establecer el humedal es de 2.5 metros de ancho por 6 metros de largo y 1 metro de profundidad. Se le colocaron 40 centímetros de grava como sustrato y lona negra como impermeabilizante para evitar la infiltración de las aguas residuales. El caudal promedio fue de 1.5 m^3/día con un tiempo de retención de 5 días para tratar el agua residual. Además, se colocó un cerco perimetral con malla tipo gallinero para evitar el ingreso de animales a la laguna. La laguna experimental se cubrió con aproximadamente 150-200 plantas y adicional a esto, se colocó una rejilla en el tubo de salida de agua para evitar que el material vegetal se dirigiera hacia el efluente que desemboca en el arroyo Xucupó y de esta manera evitar la propagación del Jacinto de Agua en el arroyo (Cordón, 2020). La Tabla 7.5 presenta las condiciones del humedal de EMAPET. En la Tabla 7.6 se muestran los resultados de análisis realizados en enero y noviembre del año 2020.

Figura 7.3. Humedal artificial EMAPET.

Tabla 7.5. Condiciones de entrada del humedal EMAPET.

Identificación	Tipo de flujo	Planta sembrada	Eficiencia	Origen	Tiempo de retención	Ubicación
Humedal EMAPET	Superficial	*Eichhornia crassipes*	Sin datos	Municipal	5 días	PTAR EMAPET, San Benito, Petén

Tabla 7.6. Condiciones a entrada y salida de agua residual Humedal EMAPET.

Parámetro	Unidad	Entrada	Salida	Eficiencia
Caudal	$m^3/día$	1.5	--	--
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	25	8	68%
Demanda química de oxígeno	mg/L	191	159	17%
Fósforo total	mg/L	11.4	8.6	25%
Nitrógeno total	mg/L	21.7	20.6	5%
Color	Pt-Co	401	350	13%
Sólidos en suspensión	mg/L	120	87	28%
Aceites y grasas	mg/L	53.9	48	11%
pH	Unidades pH	8.14	7.94	2%
Temperatura	°C	21.7	20.5	6%
Material flotante	Presente/ausente	Ausente	Ausente	--
Coliformes fecales	NMP/100ml	4.5	4	11%
Coliformes totales	NMP/100ml	4.5	4	11%

Nota. Elaboración propia en base a datos proporcionados por Montoya, 2020, San Benito, Petén, Guatemala.

Conclusiones y recomendaciones

Los sistemas convencionales instalados en Guatemala han resultado costosos y difíciles de mantener, especialmente en municipalidades con poca capacidad técnica y financiera que no logran garantizar su funcionamiento en el largo plazo. Cerrar la brecha existente y servir la demanda futura de tratamiento de aguas residuales es uno de los mayores retos para Guatemala.

Los humedales artificiales son sistemas que muestran gran potencial en el tratamiento de aguas residuales, ya sean de origen municipales, aguas grises, industriales, agrícolas u otras. Los humedales ofrecen

estabilidad en la operación, eficiencia en la remoción de materia orgánica, capacidad de operar sin consumo energético, operación sencilla y de bajo costo. Por otro lado, requieren grandes extensiones de terreno de acuerdo con el caudal de tratamiento, cuidados específicos en la operación para evitar la colmatación del lecho, y diligencia en la disposición final de los efluentes, pues el proceso no elimina todos los posibles agentes patógenos.

La ausencia de una legislación clara, con metas e indicadores ambientales definidos y estrictos, es una de las causas fundamentales de la contaminación del agua en Guatemala.

Hacer frente a los desafíos de reducir los déficits en saneamiento requiere un enorme esfuerzo, teniendo en cuenta los déficits en el acceso a sistemas de tratamiento de aguas residuales efectivos.

Para asegurar la protección ambiental que Guatemala requiere, es necesario realizar una revisión al Acuerdo Gubernativo de 236-2006 del Reglamento de las Descargas y Reúso de Aguas Residuales y de la Disposición de Lodos, que debería concluir con la derogación del reglamento y la emisión de uno nuevo y mejorado y basado en investigación científica.

Referencias

Altafin, I. (2020). Innovaciones en el desarrollo e implementación de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales domésticas en Latinoamérica y El Caribe. Banco Interamericano de Desarrollo, División de Agua y Saneamiento.

Colom de Morán, (s.f.). Legislación ambiental de Guatemala: Regulaciones aplicables al agua.

Cordón, A. (2020). Tomado Tratamiento de Aguas Residuales para Remoción de Nitrógeno y Fósforo, Utilizando Eichhornia crassipes en EMAPET (Tesis de pregrado). Universidad Rafael Landívar, Guatemala.

Gonón, F. (2014). Más del 90% de las fuentes de agua en Guatemala tienen contaminación bacteriológica / Entrevistado por la Coordinadora de organizaciones para el desarrollo.

Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente de la Universidad Rafael Landívar [IARNA-URL]. (2006). Perfil ambiental de Guatemala. Ciudad de Guatemala, Guatemala.

Reglamento de las descargas y reúso de aguas residuales y de la disposición de lodos -Acuerdo Gubernativo No. 236-2006. 5 de mayo de 2006 (Guatemala).

CAPITULO 8

Uso de humedales para la limpieza de aguas contaminadas en Honduras

Julia Salazar Perla[1] (julia.salazar1221@gmail.com)

[1]Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras.

Introducción

Honduras como en muchos países centroamericanos, existen serios problemas de contaminación del agua, entré los principales factores están la falta de sistemas de saneamiento adecuado y mala gestión de los desechos líquidos y sólidos que son vertidos a los ríos, considerando la sobrepoblación que tienen las principales ciudades causada por la migración interna ,estas personas se establecen para vivir a orillas de los ríos ,hay una alta contaminación fecal y por materiales pesados, derivados de las prácticas agrícolas, industrial y comercial.

La presión en la huella hídrica del país es superior a lo que nuestras fuentes de agua pueden producir, el país sufre de constante desabastecimientos de agua para la población, qué afecta de manera considerable la economía del país.

Honduras cuenta con una superficie total de 112,492 km^2, en el cual un 24.9% de esta superficie es cultivable y un 75% con vocación forestal. De los recursos hídricos que el país posee, aproximadamente menos del 10% se satisface con aguas subterráneas y el resto con recursos superficiales, ésta demanda se da principalmente por el consumo directo de la población, agricultura, industria e hidroelectricidad. (Bolaños, 2011)

No existe en el país iniciativas claras para poder mitigar la crisis de agua que Latinoamérica vive hoy en día. Como un país en desarrollo, aún hay muchos modelos que no se están implementando en el país y qué probablemente podrían ser una alternativa positiva. Del uso de humedales artificiales para el control de los efluentes.

De igual forma el país carece de sistemas de saneamiento de agua adecuado o se encuentra deteriorado ya que no se le da el mantenimiento adecuado, a su vez se incrementan los problemas de desastres naturales en todo el país, por el mal manejo de las aguas lluvias.

En Honduras, no contamos con sistemas eficientes de manejo de aguas residuales, estamos claros que inclusive con las leyes y normativas que existen por parte del Estado para regular y proteger nuestras fuentes de agua. No se cumplen, ya que la ley y sus procesos son deficientes. A su vez tampoco se cuenta con un plan de mitigación claro que se ejecute de manera progresiva para evitar la contaminación del agua.

Se requiere de mayor investigación y análisis de las soluciones actuales y su implementación para un país como Honduras. Mayor incidencia de la población en los temas ambientales y mayor participación y transparencia del estado con un esquema de continuidad al cambiar al haber cambios de Gobierno cada 4 años.

Marco regulatorio

Entre algunas de las leyes y normas establecidas en el país para la protección del agua en Honduras están:

- Reglamento Nacional de Descarga y Reutilización de Aguas Residuales- acuerdo ejecutivo número 003-2020
- Constitución de la República (Decreto No 131-82)
- La Ley General del Ambiente (Decreto No. 104-93)
- Convenio sobre Vertimiento de Desechos en el Mar
- Estrategia Nacional de Manejo de Cuencas en Honduras
- Código de Salud (Decreto No. 65-91)
- Ley general de Aguas (Decreto No.181-2009).

Otras leyes especiales relacionadas son:

- La Ley de Pesca y Acuicultura
- La Ley de Municipalidades

Según Reglamento Nacional de Descarga y Reutilización de Aguas Residuales- acuerdo ejecutivo número 003-2020. Se clasifican los volúmenes de vertido de acuerdo con su caudal: Atendiendo a los volúmenes producidos, se podrán clasificar los Entes Regulados en: (1) Pequeños Emisores: Son aquellos Entes Regulados que generan hasta 4 m^3/día de aguas residuales; (2) Medianos Emisores: Son aquellos Entes Regulados que generan más de 4 pero me n o s de 4000 (Cuatro mil) m^3/día; (3) Grandes Emisores: Aquellos Entes Regulados que generan 4000 (cuatro mil) m^3/día o más (Gaceta, 2021).

Según la Ley General de Aguas de Honduras,los organismos para la gestión integral del agua son: (1) Consejo Nacional de Recursos Hídricos; (2) Autoridad del Agua y Agencias Regionales; (3) Organismos de Cuenca; y (4) Organizaciones de usuarios del agua. De conformidad con la ley, estos organismos en su respectivo ámbito de competencia tienen atribuciones de planificación, regulación, control e información hídrica, manejo financiero, aprovechamiento e investigación (MiAmbiente, http://www.miambiente.gob.hn/, 2019)

Sin embargo, si bien tenemos una serie de leyes y convenios que protegen o regulan el vertido de efluentes en nuestro país, no se encontraron datos específicos a los límites de vertidos establecidos para el país, ni que se incluya la alternativa de uso de humedales como sistemas de tratamiento de líquidos residuales en Honduras.

Hay una clara necesidad en el país de la aplicación de la buena gobernanza de las comunidades donde hay cuencas de agua importantes para el país, así como la participación de los sectores agrícolas en la definición de estas leyes para poder tener un proceso más participativo desde los diferentes grupos y así contar con leyes que sean más inclusivas que impositivas.

Tratamiento de contaminantes en base a humedales

La única información que se encontró en base a avances realizados en tratamiento de agua residuales mediante el uso de humedales artificiales pertenece a proyectos de graduación de estudiantes de la Universidad Agrícola Panamericana, El Zamorano.

Estas investigaciones en general promueven en uso de los humedales artificiales para diferentes prácticas agrícolas y agropecuarias.

Una de las investigaciones en particular, hace mención a la producción porcina y los beneficios en el uso de humedales artificiales *"Los humedales artificiales como tratamiento secundario o terciario de*

efluentes porcinos presentan altas eficiencias de remoción de DQO, NT y PT, sin embargo, su aplicación como única etapa no implica el cumplimiento de las normativas requeridas para descarga en cuerpos receptores." (Castillo, 2020).

En otro de los proyectos de graduación se menciona la importancia de las lagunas utilizadas para Piscicultura, donde se muestran gran abundancia de aves, que se alimentan y descansan en estas lagunas. Mostrando así uno de los beneficios que los humedales artificiales tienen para la fauna local y migratoria.

La Escuela Agrícola Panamericana Zamorano trata las aguas residuales provenientes de las plantas agroindustriales hortofrutícola, mieles y post cosecha depositándolas en una fosa séptica como tratamiento primario, seguido de un FAFA, como tratamiento secundario, antes de ser vertido a la quebrada del Gallo. Conociendo las limitaciones de un sistema anaerobio y la necesidad de desarrollar tecnologías que sean amigables con el ambiente, es importante estudiar el comportamiento de humedales artificiales para optimizar la remoción de materia orgánica en el agua residual descargada a la quebrada y evitar riesgos en la salud de las comunidades aledañas que aprovechan el agua de esta. Además, medir la aplicabilidad que llegase a tener el agua para reutilizarla en riego de cultivos o limpieza de equipos en las plantas agroindustriales (Revelo, 2016).

En Honduras no existen programas concretos o proyectos que ya estén realizando directamente en campo, quizás existan pequeñas pruebas en laboratorios como en la escuela Agrícola, el Zamorano.

Pero esto representa una oportunidad para seguir desarrollando este tipo de investigaciones y proyectos para un país, qué tiene una gran vocación agropecuaria.

Conclusiones y recomendaciones

Aunque esta práctica no se ha desarrollado en gran escala o no ha sido estudiada por el Gobierno de Honduras, como una alternativa para el tratamiento de aguas residuales y carecemos de una investigación robusta que aporte a la implementación de uso de humedales residuales, siendo Honduras un país de gran vocación agropecuario, esto brinda una oportunidad a desarrollar diferentes estudios y proyectos en el país.

La implementación de humedales artificiales para el manejo de aguas residuales presenta una alternativa fácil y de bajo costo que se podría promover, desde las distintas Universidades en el país que puedan colaborar de manera conjunta en la ejecución de una investigación que permita conocer los benéficos de esta práctica en los diferentes sistemas productivos del país.

La poca información que existe en el país es una muestra de la necesidad de investigación que se debe promover desde el ámbito universitario, para generar más investigaciones desde las realidades de un país en desarrollo.

Los sistemas hídricos del país están en grave declive y año con año perdemos cuencas y fuentes de agua necesarias para un país con una gran presión hídrica y que ya hoy en día, muestran una realidad no tan lejana, del futuro de Honduras si no se logran implementar acciones de aporten a mantenimiento, protección y conservación de nuestros recursos hídricos,

La mayoría de los estudios realizados en el país, muestran un resultado positivo, sin embargo, se requiere de mayor investigación y pruebas para poder determinar si el uso de esta tecnología sería beneficioso para el país.

Se recomienda inicialmente realizar un estudio de los diferentes sectores de productivos en los cuales se podría implementar el uso de humedales artificiales para manejo de las aguas residuales.

Referencias

Bolaños, M. E. (2011). *Determinación de la huella hídrica y comercio de agua virtual de los principales productos agrícolas de Honduras.* Zamorano,Honduras: Escuela Agricola Panamericana El Zamorano.

Castillo, J. F. (2020). *Uso de humedales artificiales para el tratamiento de efluentes de ganado porcino: Revisión de Literatura.* Zamorano: Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano.

CATIE, P. (2017). *Revisión y Síntesis del Marco Legal e nstitucional de la Biodiversidad en Honduras.* Tegucigalpa.

Gaceta, L. (13 de Mayo de 2021). Reglamento Nacional de descarga y reutilizacion de agua residuales - Acuerdo Ejecutivo numero 003-2020. *Diario Oficial la Gaceta*, pág. 52.

MiAmbiente. (2017). *Política Nacional de Humedales de Honduras 2014-2038.* Tegucigalpa.

MiAmbiente. (1 de Noviembre de 2019). *http://www.miambiente.gob.hn/.* Obtenido de http://www.miambiente.gob.hn/static/documentos/BORRADOR%20RLGA%20PARA%20SOCIALIZAR%20AECID%20%201-11-2019%20.pdf

Revelo, C. B. (2016). *Evaluación de humedales artificiales a escala piloto para el tratamiento secundario de efluentes agroindustriales.* Valle de Yusguare : Escuela Agricola Panamericana El Zamorano.

CAPITULO 9

Uso de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en Paraguay

Osvaldo D. Frutos[1,2] (osvaldo.frutos@agr.una.py) **y Claudia Gómez**[1]

[1]Carrera de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción
[2]Departamento de Ingeniería Civil, Geográfica y Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Asunción

Introducción

En Paraguay existe abundancia de recursos hídricos tanto superficiales como subterráneos. Así, las principales fuentes de agua superficial son los ríos Paraguay y Paraná con caudales de 3.200 y 12.500m^3/s, respectivamente, mientras que una innumerable cantidad de ríos de menor dimensión riegan todo el territorio, principalmente en la región Oriental (Álvarez Enciso María del Carmen., 2014). Las fuentes de agua subterránea también son de gran importancia, siendo de hecho la principal fuente de provisión de agua potable para la población. De importancia transnacional se tienen a los acuíferos Guaraní e Yrendá, el primero compartido con Brasil, Argentina y Uruguay; y el segundo con Bolivia y Argentina. Por otro lado, se tiene al acuífero Patiño, que es la principal agua fuente de agua subterránea del área metropolitana de Asunción, y el acuífero Misiones que forma parte del gran sistema del Acuífero Guaraní (FAO, 2015). La provisión de agua potable se lleva a cabo por empresas privadas, asociaciones comunitarias, y una empresa estatal, siendo los principales consumidores la agricultura, el abastecimiento público para consumo doméstico y por último las industrias.

En cuanto a la calidad del recurso y su gestión, la principal problemática se centra en el vertido de aguas residuales con nulo o escaso tratamiento. En este sentido, el Paraguay cuenta con tan solo 11 % de cobertura de alcantarillado sanitario para la recolección de aguas residuales urbanas según el Plan Nacional de Agua potable y Saneamiento (MOPC, 2018). De toda esa agua residual colectada solo el 2 % tiene algún tipo de tratamiento previo a su vertido a los cauces hídricos. Según registros reportados en dicho plan, existen actualmente solo 46 sistemas de alcantarillado sanitario a nivel país. Entre estos, los principales son el sistema de alcantarillado de Asunción y los del área metropolitana, donde se concentra la mayor parte de la población. Sin embargo, solamente la ciudad de San Lorenzo y Asunción cuenta con plantas de tratamiento de aguas residuales. En este sentido, la ciudad de Asunción inauguró recientemente (2021) su primera planta de tratamiento de aguas residuales urbanas con capacidad para el tratamiento del 54 % de las aguas colectadas por su sistema de alcantarillado (Agencia IP, 2021).

Mientras tanto, la mayor parte de las ciudades que cuentan con sistemas de alcantarillado tratan sus efluentes con tecnologías de tratamiento primario y en algunos casos con tratamiento secundario, siendo las lagunas de estabilización las más utilizadas (MOPC, 2018). Generalmente, en las zonas donde no existe cobertura de alcantarillado y la napa freática lo permite (profundidad 10 – 30 m) se utiliza las cámaras sépticas y pozos de absorción como sistemas de tratamiento individuales para las aguas residuales domiciliarias, muchos de ellos sin cámara séptica previa. Por otro lado, el tratamiento inadecuado o nulo de las aguas residuales industriales también juega un rol importante en la calidad de los recursos hídricos. El propio Ministerio del Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADES) del país ha reportado, en un estudio en la cuenca del Lago Ypacaraí, que los efluentes vertidos por industrias como mataderos, curtiembres, aceiteras, etc. no cuentan con tratamiento adecuado (MADES, 2013).

Este bajo nivel de cobertura de alcantarillado sanitario y tratamiento de efluentes ha generado muchos problemas a los recursos hídricos del país. Los arroyos urbanos de Asunción y el área metropolitana se

encuentran actualmente en malas condiciones principalmente por las descargas de aguas residuales urbanas e industriales como se ha demostrado en varios estudios y reportes periodísticos (Acuña et al., 2019; Houben et al., 2012; López Arias et al., 2021; Manzoni & Congo, 2022). Del mismo modo, el caso del deterioro del Lago Ypacaraí es una de las problemáticas más emblemáticas del país. La cuenca del Lago está compuesta de varias subcuencas donde están asentadas muchas de las ciudades más importantes y urbanizadas del área metropolitana de Asunción. La mayor parte de estas ciudades no cuenta con sistema de alcantarillado y plantas de tratamiento de aguas residuales, por lo que parte de las aguas residuales generadas por la población son descargados en los arroyos que conforman estas subcuencas para finalmente terminar en las aguas del Lago Ypacaraí. Esto ha generado que en los últimos 15 años se generen, periódicamente, episodios de afloramiento de microalgas y cianobacterias peligrosas en el lago, impidiendo así su uso recreativo y el consumo de la población (Delgado et al., 2014; Moreira et al., 2018; Rodríguez, 2019). No sólo las fuentes de aguas superficiales se ven afectadas por esta situación. Las aguas subterráneas también están siendo contaminadas con aguas residuales urbanas, específicamente, un estudio de evaluación de la calidad y nivel de vulnerabilidad del acuífero Patiño ha detectado altas concentraciones de nitrato en el agua siendo las aguas residuales urbanas la principal fuente de este contaminante (Arrabal & Álvarez, 2017).

Se estima que para resolver la brecha existente en la cobertura de agua y saneamiento, el Paraguay deberá invertir para el año 2030 cerca de 6000 millones de dólares, además, las inversiones necesarias estarán determinadas por el nivel de urbanización de la zona a atender (MOPC, 2018). En este sentido, el Paraguay se caracteriza por tener gran parte de su población distribuida en áreas rurales, siendo este un aproximado de 40 % de la población según proyecciones del Instituto Nacional de Estadística (INE, 2021). Esta particular característica hace que la aplicación de sistemas de tratamientos convencionales como los sistemas de lodos activados son de difícil aplicación por su alto costo de instalación y operación. Por otro lado, se ha demostrado que los sistemas de humedales artificiales, sistemas basados en procesos naturales, requieren poca inversión para su instalación y su operación no requiere de muchos recursos (Kivaisi, 2001; Rodriguez-Dominguez et al., 2020). Debido a esto, los sistemas de tratamiento con humedales artificiales pueden resultar en una alternativa oportuna para ciudades pequeñas de características rurales y de baja densidad poblacional donde la disponibilidad de terrenos es aún abundante.

En este contexto, este capítulo presenta las experiencias sobre la utilización de sistemas de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales urbanas en Paraguay, principalmente a escala laboratorio, y a escala piloto en menor medida. Se abordará además algunas de las experiencias sobre el uso de estos sistemas para el tratamiento de aguas residuales industriales y se hará especial énfasis a la metodología empleada en los diferentes estudios y los resultados más resaltantes. Así también, se presentará todo el marco regulatorio respecto a la gestión de los recursos hídricos del país, la calidad de agua y a las exigencias en cuanto al vertido de efluentes.

Marco regulatorio

En Paraguay, la gestión de los recursos hídricos se encuentra regulada por distintos niveles jurídicos del país, partiendo desde la Constitución Nacional, que garantiza el derecho a un ambiente saludable y la protección ambiental (artículos 7º y 8º), hasta regulaciones internacionales, pasando por diferentes normativas administrativas ya sea en el ámbito civil como también en lo penal.

La principal Ley que regula los recursos hídricos en Paraguay es la Ley Nº3239/2007 (con su Decreto Reglamentario Nº7017/2022 recientemente promulgado), que tiene por objeto “regular la gestión sustentable e integral de todas las aguas y los territorios que la producen, cualquiera sea su ubicación, estado físico o su ocurrencia natural dentro del territorio paraguayo, con el fin de hacerla social, económica

y ambientalmente sustentable para las personas que habitan el territorio de la República del Paraguay". Esta Ley en su artículo 5º define a un cuerpo hídrico receptor como "todo aquel manantial, zona de recarga, río, arroyo, permanente o no, lago, laguna, embalse natural o artificial, estuario, turbera, pantano, agua dulce, salobre o salada, donde se vierten aguas residuales". En su artículo 27º define a la Secretaría del Ambiente (actual Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible - MADES) como la institución encargada de la "determinación de los niveles de calidad que deberán tener las aguas superficiales, subterráneas y atmosféricas, según las distintas clasificaciones que al efecto realice", como también "la determinación de los niveles de calidad, a los que deberán ajustarse los vertidos que se realicen desde fuentes móviles o fijas a cuerpos receptores de agua" en coordinación con el Ministerio de Salud Pública y Bienestar Social.

En este sentido, el Padrón de la calidad de las aguas en el territorio paraguayo se encuentra establecido por la Resolución Nº222/2002. Según esta resolución, las aguas son clasificadas en cuatro clases según sus usos preponderantes (Tabla 9.1), a cada cual corresponde unos límites y condiciones establecidos. Además, la Resolución 255/2006 declara a todas las aguas superficiales de la República del Paraguay como clase 2.

Tabla 9.1. Resumen de los usos según clasificación de aguas del territorio nacional.

Clase según Res. Nº 222/02	Usos
Clase 1	a) Los abastecimientos domésticos después del tratamiento simplificado; b) La protección de las comunidades acuáticas c) Las recreaciones de contacto primario (natación, esquí-acuático) d) La irrigación de hortalizas que son consumidas crudas, las frutas que crecen en los suelos y que sean injeridas crudas sin la remoción de la película. e) La cría natural y/o intensiva (acuicultura), de especies destinadas para la alimentación humana.
Clase 2	a) Para abastecimiento domestico después de los tratamientos convencionales b) Para protección de las comunidades acuáticas c) Para recreación de contacto primario (esquí acuático, natación) d) La irrigación de hortalizas que son consumidas crudas, las frutas que crecen en los suelos y que sean injeridas crudas sin la remoción de la película. e) La cría natural y/o intensiva (acuicultura), de especies destinadas para la alimentación humana.
Clase 3	a) En abastecimiento doméstico, después del tratamiento especial b) Para irrigación arbórea, jardín y forrajearas. c) Para recreación de contacto secundario
Clase 4	a) Para la navegación b) Para la armonía paisajística c) Para los usos menos exigentes

La Resolución Nº222/2002, en su artículo 7º menciona que "los efluentes de cualquier fuente poluidora solamente podrán ser alcanzados, directa e indirectamente, en los cuerpos de las aguas obedeciendo las siguientes condiciones y los criterios establecidos en la clasificación del cuerpo receptor":

- pH entre 5 a 9
- DBO 5d 20° C, inferior a 50 mg/l
- DQO, inferior a 150 mg/l
- Temperatura, inferior a 40° C, siendo que elevación de temperatura del cuerpo receptor no deberá exceder a 3 °C
- Materias sedimentables, hasta 1 ml/l en test de 1 hora como Imhoff
- Régimen de lanzamiento con caudal máximo de hasta 1,5 veces a razón media del periodo critico

- Aceites y grasas
    - aceites minerales hasta 20 mg/l
    - aceites vegetales y grasas animal hasta 50 mg/l

- Ausencia de materias flotantes

Tabla 9.2. Valores límite máximo admisibles para vertido de aguas residuales con metales.

Inorgánicos (mg/l)			
Sustancia	**Límite máximo permisible**	**Sustancia**	**Límite máximo permisible**
Boro	5,0 Bo	Plata	0,1 Ag
Amonio	5,0 N	Hierro Soluble	15 Fe
		Nitrógeno Total	40 N
Sulfatos	0,05 $S0_4$	Fósforo Total	4 P
Índice de fenoles	0,5 C_5H_5OH	Zinc	5,0 Zn
Níquel	2,0 Ni	Selenio	0,05 Se
Manganeso soluble	1,0 Mn	Bario	5,0 Ba
Arsénico	0,5 As	Cianatos (como cianato libre)	0,2 CN
Plomo	0,5 Pb	Cadmio	0,2 Cd
Cobre	1,0 Cu	Cromo trivalente	2,0 Cr
Cromo hexavalente	0,5 Cr	Estaño	4,0 Sn
		Mercurio total	0,01 Hg
Coliformes fecales	4000 NMP/100ml	Compuestos xenobióticos que causan toxicidad	Límites establecidos internacionalmente

Por otra parte, en cuanto al saneamiento en general, desde el año 1980 con la promulgación del Código Sanitario, se vela por la protección de la salud y el medio, a través de premisas con respecto al saneamiento ambiental, contaminación, agua para consumo humano y polución, como también alcantarillado y desechos industriales. En forma más específica, se tiene la Ley Nº1614/2000 que establece normas jurídicas que regulan la provisión y tarifa de agua potable y alcantarillado sanitario y crea al Ente Regulador de Servicios Sanitarios (ERSSAN) para dichos servicios. Según mencionada ley, el servicio regulado comprende la provisión de agua potable como también de alcantarillado sanitario, implicando la recolección, conducción, tratamiento, disposición final y comercialización de las aguas residuales, y la disposición de los residuos del tratamiento.

En cuanto al tratamiento de efluentes cloacales, específicamente, la Ley Nº5428/2015, cuya autoridad de aplicación también es la ERSSAN, tiene por objeto "regular el tratamiento, depuración, vertido, control y fiscalización de los efluentes cloacales antes de la descarga final a los cuerpos receptores" con la finalidad de "proteger la salud pública y el medio ambiente, a través de la gestión ambiental sustentable y la inversión de infraestructuras públicas y privadas para el tratamiento de los efluentes cloacales". Esta Ley obliga a descargar los efluentes cloacales a las plantas de tratamientos de efluentes, antes de su disposición final a los cuerpos receptores. Por otra parte, esta ley establece las atribuciones de los municipios, entre las cuales se encuentra el establecer ordenanzas, resoluciones, reglamentos en materia de tratamiento, depuración y vertido de efluentes cloacales, de conformidad a las disposiciones de la presente ley y su reglamentación. Al efecto, la Municipalidad de Asunción, capital del país, ha establecido disposiciones para el control del vertido de aguas residuales urbanas a través de la ordenanza Nº112/2004, la cual en su artículo 2º establece que las aguas generadas en áreas urbanas podrán ser evacuadas a través del desagüe cloacal, o a través de sistemas conformados por cámara séptica y pozo ciego o absorbente.

Por otra parte, con respecto a los efluentes industriales, la resolución del MADES Nº770/2014 establece normas y procedimientos para los sistemas de gestión y tratamiento de efluentes líquidos industriales, de cumplimiento obligatorio para los complejos industriales. Esta normativa menciona que las industrias no deben disponer sus efluentes a través de instalaciones in situ como pozos absorbentes y en caso de que tengan acceso a conexión con el alcantarillado sanitario, el efluente debe ajustarse a los requisitos calidad, concentración de sustancias y volumen que establece el ERSSAN según la Ley 1614/00.

Tratamiento de contaminantes en base a humedales

Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales a escala de laboratorio

En el Paraguay se ha estado trabajado en el estudio de humedales artificiales a escala de laboratorio y piloto desde hace dos décadas, pero con mayor intensidad en los últimos diez años con la incorporación de grupos de investigación que han avanzado con diversos enfoques en el área. Los estudios se han caracterizado principalmente en la evaluación del desempeño de sistemas de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HFSSH) y de flujo subsuperficial vertical (HFSSV) con diversas especies de macrófitas nativas como la *Typha domingensis, Cyperus giganteus Valh* y *Schoenoplectus californicus* (Benitez F et al., 2009). También, se pueden encontrar estudios donde se han evaluado la capacidad de absorción de algunas macrófitas flotantes. Los estudios se han enfocado, principalmente, en el tratamiento de aguas residuales urbanas y en menor medida en la evaluación de los sistemas utilizando aguas residuales industriales. Sin embargo, en este último caso se han hecho esfuerzos para la evaluación de la capacidad de absorción de metales como el cromo y el cobre.

A continuación, se presenta una revisión sistemática de los estudios a escala de laboratorio y piloto que pueden encontrarse en el Paraguay y en la Tabla 9.3 se aprecia un resumen general de las diferentes condiciones de operación, variables evaluadas y principales resultados de eficiencia de eliminación de contaminantes que han sido reportados a nivel país.

Los estudios realizados a escala de laboratorio van desde pequeños estanques de menos de 50 L hasta humedales de 650 L siendo la especie de *Typha domingensis* (Totora) la más estudiada para el tratamiento de aguas residuales. En general, las evaluaciones radican en la capacidad de eliminación de contaminantes como la materia orgánica y los nutrientes. Así, Sosa Abadie en el año 2019, evaluó la eficiencia de un humedal artificial con *T. domingensis* de aproximadamente 161 L de volumen útil utilizando arena y grava de triturada (1 a 3 cm) como sustrato para el tratamiento de las aguas residuales generadas en una institución de educación superior. El desempeño de este sistema fue comparado con otro humedal en ausencia de macrófitas como sistema control. Ambos fueron operados a un tiempo de retención hidráulico teórico (TRH) de 2,3 d a caudal constante y continuo. En cuanto al desempeño, se observó un bajo nivel de eliminación de la materia orgánica del agua residual como demanda química de oxígeno (DQO) con un 35 y 38 % de eficiencia para el humedal con la macrófita y el sistema control, respectivamente.

Así también, la remoción de nutrientes (fósforo total y nitrógeno total Kjeldahl) se mantuvo en niveles muy inferiores a los que suele reportarse en la literatura (8 a 18 %). Algo destacable de este estudio es la alta eliminación de coliformes fecales reportándose valores de 70 al 88 %, siendo el sistema provisto con *T. domingensis* la de mejor desempeño.

En otro estudio realizado por Gutierrez (2020) se ha observado un mejor desempeño de un humedal (HFSSH) construido de dimensiones similares en cuanto al tamaño del sistema (~230 L; 1,2 x 0,7 x 0,3 m), sustrato y especie utilizada (*T. domingensis*). En este caso, se evaluó la eficiencia de eliminación de contaminantes de un agua residual urbana sintética bajo diferentes TRH (16, 8 y 4 d). Los mejores resultados de eliminación de materia orgánica (DQO) se observaron con los TRH más elevados, ya que a medida que se aumentó la carga hidráulica (disminución del TRH) se observó una disminución en la capacidad del sistema para la remoción de la carga contaminante suministrada. Así, se reportó que con un TRH de 16 d se puede llegar a obtener una eficiencia promedio de 89 % y que al aumentar la carga hidráulica operando a un TRH de 4 d se logra eficiencias de eliminación de solo 66 %. Igualmente, teniendo en cuenta que las concentraciones de DQO a la entrada del sistema se encontraban en promedio

por encima del valor máximo permitido por la Res. N°222/2002 (150 mg/l), se llegó a concentraciones por debajo del límite permitido, para los tres TRH estudiados.

Por otro lado, el sistema propuesto en este estudio demostró un buen desempeño en la eliminación de nitrógeno amoniacal manteniendo una remoción en torno al 99 %, independientemente del TRH aplicado al humedal, cumpliendo también con lo requerido por la normativa. Sin embargo, no se observan mediciones de otras especies de nitrógeno como el nitrato que podría dar una mejor indicación de cuál es el proceso que conlleva a esas altas eficiencias de eliminación. Por otra parte, el HFSSH operado también demostró un mejor desempeño en la eliminación de fósforo como ortofosfato llegando a eficiencias de remoción del 77 % con un TRH de 16 d, pero con una disminución significativa al aumentar la carga hidráulica hasta un TRH de 4 d.

Las diferencias observadas en estos dos estudios pudieron haberse dado, principalmente, debido al TRH utilizado en cada uno de los sistemas y, sobre todo, debido al tipo de agua residual utilizado para la operación de estos. En particular, en el estudio de Sosa Abadie (2019) se utilizó agua residual acumulada en un pozo absorbente, lo que puede entenderse como un agua estancada que pudo haber pasado previamente por un proceso de digestión anaerobia que reduciría considerablemente la cantidad de materia orgánica fácilmente biodegradable y disponible, mientras que en el estudio con agua residual sintética (Gutierrez, 2020) gran parte de la materia orgánica es fresca y de fácil degradación durante toda la experimentación.

La especie *T. domingensis* también fue estudiada en otro tipo de configuraciones de humedales. Así, Troche Arias et al., (2021) diseñaron un humedal artificial de flujo vertical de 1 m^2 por 65 cm de profundidad para el tratamiento de agua residual urbana y su posterior reutilización para el cultivo hidropónico de *Lactuca sativa* (Lechuga). Este sistema fue operado con una corriente discontinua por pulsos a un caudal promedio de 168 l/d resultando en un TRH teórico de 3,8 d aproximadamente. El sustrato utilizado fue de 3 capas (grava, arena gruesa y grava). Los resultados de eficiencia de eliminación son similares a los observados en el estudio de Gutierrez (2020) con 91 % de eficiencia de eliminación de la materia orgánica utilizando DQO como indicador, mientras que las eficiencias reportadas para el nitrógeno Kjeldahl, nitrógeno amoniacal, y ortofosfato fueron de 64, 81 y 89 %, respectivamente. Sin embargo, se pudo observar niveles altos de nitrato y nitrito (318 y 0,99 mg/L, respectivamente) en el efluente, lo que resalta la capacidad de nitrificación de la biopelícula formada en el sustrato y la necesidad de un postratamiento del efluente para la eliminación del nitrato remanente. En este sentido, este efluente generado fue utilizado para el cultivo hidropónico de *L. sativa* con resultados que demuestran que la planta es capaz de crecer en el efluente sin ser afectada negativamente, pero con una ligera menor tasa de crecimiento en comparación con individuos crecidos en un caldo nutricional específico para cultivos hidropónicos.

Otras dos especies de macrófitas nativas muy utilizadas en los estudios de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales son el *Cyperus giganteus* Vahl y el *Schoenoplectus californicus*. En este sentido, Saldívar et al., (2021), estudió el desempeño de un humedal artificial con *S. californicus* para la depuración de un agua residual sintética de características urbanas y lo comparó con un sistema control en ausencia de la macrófita de modo a demostrar el efecto de las plantas en los sistemas de humedales artificiales por un periodo de monitoreo de 130 días. Ambos reactores se prepararon en unos estanques de 230 litros aproximadamente, con grava (1 a 3 cm) como principal sustrato y se operó en tres etapas bajo diferentes TRH teóricos de 7, 5 y 2,4 días, mediante la provisión continua de agua residual. Ambos sistemas mostraron ser capaces de eliminar la materia orgánica introducida, obteniéndose mejores resultados con el humedal provisto de *S. californicus* logrando eficiencias de eliminación de la DQO entre 48 y 79 % a TRH de 2,4 y 7 d, respectivamente, con concentraciones a la salida en promedio por debajo

de lo requerido por la legislación. Por otra parte, la eficiencia de remoción de la DQO observada en el sistema utilizado como control se mantuvo en un rango de 41 al 55 % demostrándose, de esta forma, el efecto positivo de la presencia de *S. californicus* en el comportamiento del humedal.

Ese mejor desempeño en la eliminación de materia orgánica se debe principalmente a la presencia de las raíces del *S. californicus* en el sustrato, permitiendo así aumentar la superficie disponible para la formación de biopelícula degradadora y mejorar a su vez la oxigenación del agua en el área de influencia de las raíces, permitiendo de esta manera procesos aerobios que aumente la tasa de degradación de la materia orgánica y la nitrificación (Domínguez, 2003; Wang et al., 2018). Las raíces también logran mejorar la retención de sólidos jugando un papel importante en la capacidad filtrante del sustrato por medio, de la adsorción e intercepción de sólidos (Kataki et al., 2021). Esto se pudo observar mediante la evaluación de la eficiencia de remoción de sólidos en suspensión totales (SST) en ambos sistemas, resultado el desempeño del humedal con *S. californicus* significativamente mejor con una eficiencia de eliminación de 77 al 87 %, mientras que el sistema control obtuvo valores máximos de 54 %. De la misma manera, la presencia del *S. californicus* permitió un mejor desempeño en la eliminación de nutrientes, tanto para el nitrógeno amoniacal y como para el ortofosfato. Por último, en este estudio se pudo constatar el efecto negativo del aumento de la carga hidráulica que genera un deterioro en la capacidad de remoción de dichos nutrientes y de la materia orgánica.

En un estudio similar, Larroza Franco (2020) reportó valores de eficiencia de eliminación en ese mismo orden utilizando *Cyperus giganteus* Vahl como la planta acuática modelo operado bajo tres TRH (16, 8 y 4 días) para el tratamiento de agua residual urbana sintética. Este estudio reporta eficiencias de eliminación de materia orgánica como DQO de 90, 88 y 78 % con TRH de 16, 8 y 4 d, respectivamente, teniendo en promedio concentraciones a la salida del sistema por debajo del límite permitido por la normativa vigente. Así como en el estudio de Saldívar et al., (2021), se observa el claro efecto del aumento de la carga hidráulica sobre la capacidad de remoción de materia orgánica. Por otro lado, la eliminación de nitrógeno amoniacal es considerablemente mejor y no fue afectado por el cambio en la carga hidráulica manteniendo una eficiencia de remoción de 99 %. Sin embargo, la eliminación de fósforo como ortofosfato se ve significativamente afectado al disminuir los TRH de operación, reportándose valores que van desde el 90 % con un TRH de 16 d hasta el 66 % con un TRH de 4 d. De la misma manera, la eliminación de los SST se redujo llegando hasta los 87 % con un TRH de 4 d pero teniendo un mejor desempeño con un TRH de 16 d (97%).

A parte de las plantas rizomatosas nombradas anteriormente, también se ha explorado el efecto de especies acuáticas flotantes para la eliminación de nutrientes de aguas residuales urbanas. En este sentido, McGahan et al. (2021) evaluaron la capacidad de la especie *Landoltia punctata* (Lentejas de agua) para el afinamiento de un agua residual sintética de características urbanas previamente tratadas en un reactor de biodiscos. Para ello, se utilizaron seis frascos de vidrio con 600 ml de agua residual tratada, tres de ellos sin *L. punctata* y otros tres frascos con 8 g de biomasa fresca de modo a evaluar el efecto de la planta acuática sobre los contaminantes del agua. Los frascos fueron expuestos a fotoperiodos de luz/oscuridad de 14/10 h bajo una temperatura constante de 24 ºC por un periodo de 96 h. Los resultados reportados demuestran que existe un efecto significativo de *L. punctata* sobre la concentración remanente de nitrógeno amoniacal y ortofosfato del agua residual tratada, mostrando un 31 % de disminución de la concentración de nitrógeno en forma de amonio y un 75 % del ortofosfato, mientras que los frascos en ausencia de *L. punctata* presentaron variación de 12,9 y 32,7 % en la concentración de nitrógeno amoniacal y ortofosfato, respectivamente.

Otra de las plantas acuáticas flotantes evaluadas fue la especie *Eichhornia crassipes* (jacinto de agua, aguapey) utilizado en este caso para la fitodepuración de aguas residuales de la industria del curtido de

cueros con contenido de cromo (Cr^{3+}) (Medina García et al., 2019). El estudio primeramente determinó que la concentración umbral de tolerancia donde los individuos de *E. crassipes* no mostraron efectos negativos en el crecimiento fue de 10 mg/l aproximadamente. A partir de una concentración de exposición de 15 mg/l de Cr^{3+}, los individuos de *E. crassipes* empiezan a demostrar efectos negativos con algún grado de marchitez, pero sobreviviendo los 20 d de evaluación de este ensayo. Posteriormente, se realizó dos ensayos de absorción, uno con 500 ml de agua de pozo con 16 mg/L de Cr^{3+} y otro con misma cantidad de efluente de curtiembre, pero con 22 mg/l Cr^{3+}, cada uno con un individuo de *E. crassipes*, por un periodo de 20 d. En ambos ensayos se observó que la mayor parte del Cr^{3+} es absorbido en las primeras 48 h de exposición, obteniéndose eliminaciones por encima del 90 % después de los 20 d de seguimiento. Así también, se reporta muy buenos resultados de eliminación de nitrógeno amoniacal y Kjeldahl en el experimento con el efluente real con eficiencias superiores al 90 % después de los 20 días de exposición.

Por otra parte, siguiendo la línea de eliminación de metales de aguas residuales, un estudio ha evaluado la eliminación del metal cromo, en este caso el Cr^{6+}, por medio de la operación continua de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal con las especies de *Canna indica* y *Typha domingensis* (Enciso Solís, 2021). En este trabajo se evaluó la capacidad de tres sistemas de humedales de 38 L de capacidad con grava y arena como sustrato, dos de estos equipados cada uno con *C. indica* y *T. domingensis* y un tercero sin plantas como sistema control. Primeramente, se analizó el desempeño de estos sistemas para la depuración de un agua residual sintética de características urbanas suministrada de forma continua de modo a mantener un TRH de 2,5 d por un periodo de 95 días, posteriormente, esos mismos sistemas fueron suministrados con agua de grifo con una concentración de Cr^{6+} de aproximadamente 100 mg/l y mismas condiciones de carga hidráulica hasta los 137 días de operación.

Los resultados indican que los sistemas con macrófitas fueron capaces de eliminar la materia orgánica (DQO) en niveles similares (65 y 68 %) a los reportados por Saldívar et al., (2021) trabajando a un TRH similar (2,4 d). Por otra parte, valores similares (64 %) fueron reportados en el sistema operado como control. No obstante, los resultados de eliminación de ortofosfato y SST son significativamente mejores que los observados en el sistema control. Después de 95 días de operación con agua residual sintética, los tres humedales fueron sometidos al efecto del Cr^{6+} y los resultados de eficiencia de eliminación de Cr^{6+} de los primeros días se mantuvo entre 75 y 90 % en los tres sistemas evaluados. Posteriormente, a partir del cuarto día de operación con el metal pesado, los valores de eficiencia de eliminación fueron reduciéndose paulatinamente hasta llegar a valores de 10 y 20 % para el día 137 de operación. La disminución de los valores de retención del metal en los primeros días de operación puede deberse a la rápida saturación de las plantas y a que los sitios de intercambio catiónico que podría tener el sustrato se hayan saturado por la alta carga hidráulica del sistema. Así también, el autor reporta el efecto de toxicidad del cromo sobre las plantas mediante la observación de clorosis a partir del día 106 de operación y una reducción en la cantidad de individuos restantes al finalizar la experimentación.

Por otro lado, Samudio y colaboradores (2021) han demostrado que la *Typha domingensis* es capaz de remover Cr^{6+} de una solución acuosa, pero a concentraciones mucho más bajas. En este estudio se evalúa el efecto de la presencia de esta macrófita para la remoción de Cr^{6+} en tres diferentes concentraciones de exposición (0,72; 2,65 y 5,5 mg/L) en recipientes de 63 L y lo compararon con un control sin plantas. Las mismas condiciones fueron implementadas para evaluar la absorción de cobre en ensayos con tres diferentes concentraciones (1,13; 5,22 y 11,25 mg/L). Los resultados demuestran que a mayor concentración mayor es la remoción observada para cada uno de los metales. En ese sentido, se tuvo eficiencias que van del 16 al 46 % de remoción de cromo y del 63 al 93 % para la remoción del cobre, después de 45 días de contacto.

Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales a escala piloto

Pocas son las experiencias de aplicación de los sistemas de humedales artificiales a escala piloto reportadas en la literatura. Tres son los trabajos más resaltantes, el primero resultante de un proyecto desarrollado por la consultora Tecnoambiental y dos experiencias provenientes de la academia. El primer estudio se basa en la evaluación de un humedal construido para el tratamiento de las aguas residuales de los sanitarios de la playa municipal de la ciudad de Areguá (Tecnoambiental, 2018b). El humedal consistió en una fosa impermeabilizada de 10 m de largo por 3 m de ancho, una profundidad de 0,6 m y una altura de agua de 0,3 m provisto de una fosa séptica para la retención de sólidos. Como material filtrante se utilizó canto rodado de diferentes granulometrías y *Typha domingensis* como la especie de macrófita a evaluar. El estudio no reporta las estimaciones de caudal ni el TRH al que fue operado el humedal artificial, sin embargo, se pueden observar eficiencias de eliminación promedio de materia orgánica similar a los reportados en los experimentos de laboratorio con agua residual real, los datos reportados de eliminación son de 67 y 53 % para la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y DQO respectivamente (Tecnoambiental, 2018a). Por otro lado, también se reportan eficiencias de eliminación considerable para el fósforo con 56 %, nitrógeno amoniacal con 58 % y coliformes fecales con un valor promedio de 65 %. Resultados similares fueron reportados en un trabajo realizado por López et al. (2019) donde se evalúa el desempeño de dos humedales artificiales (6 m de largo, 2 de ancho y 0.35 m de profundidad) a escala piloto con *Cyperus giganteus y Typha domingensis* para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Estos humedales fueron operados a caudal constante con un TRH real (estimado con la porosidad) de 2,03 d a partir del bombeo de agua residual desde un tanque séptico que operaba como decantador primario.

El desempeño de los sistemas muestra eficiencias de remoción de DBO de 64 y 81 % para los humedales con *C. giganteus* y *T. domingensis*, respectivamente. En cuanto a la eliminación de nutrientes, se reportan valores de remoción de nitrógeno amoniacal que van desde 42 % para el humedal con *C. giganteus*, y 65 % para el instalado con *T. domingensis*, mientras que la eliminación promedio de fósforo total se mantuvo entre 45 y 58 %, respectivamente. Resultados muy similares fueron observados en tres humedales de dimensiones idénticas, operados con agua residual real, pero con un TRH mucho menos (8 h aproximadamente) (Reichert Estigarribia, 2018). Dos de estos humedales fueron plantados con *C. giganteus* y *T. domingensis*, y un tercero operó como sistema control. Los sistemas evaluados mostraron eficiencias de eliminación de DBO similares sin encontrarse diferencias estadísticamente significativas manteniendo unos valores que van de 60 al 63 %. De la misma forma, la eliminación de nitrógeno amoniacal se mantuvo en un rango de 24 al 40 %, mientras que la eliminación de fósforo total fue de 34, 24 y 28 % para el humedal con *T. domingensis*, *C. giganteus*, y el sistema control, respectivamente. Estos resultados sugieren que la eliminación de los contaminantes se da básicamente por procesos de absorción y degradación microbiana antes que por el propio efecto de las macrófitas presentes en dos de los humedales, principalmente por el poco tiempo de contacto del agua con el sustrato por el bajo TRH aplicado en los sistemas.

Conclusiones y recomendaciones

Se puede ver un interés creciente en el país sobre el estudio de los sistemas de humedales artificiales como estrategia de solución de problemas ambientales ligados a la deficiente gestión de las aguas residuales tanto domésticas como industriales.

Si bien actualmente Paraguay cuenta con normativas que exigen el tratamiento de las aguas residuales tanto urbanas como industriales previa descarga a cuerpos receptores para la protección de la calidad de los recursos hídricos, no existen normativas en cuanto a las disposiciones técnicas específicas de las

alternativas existentes para el tratamiento de aguas residuales. De esta forma, según los resultados de los estudios analizados basados en experiencias de tratamiento de efluentes con sistemas de humedales artificiales, estos podrían servir como una alternativa de tratamiento y/o postratamiento de bajo costo de instalación y operación, amigable con el ambiente y que puede instalarse para el saneamiento de áreas rurales y pequeñas urbanizaciones donde aún no se cuenta con sistema de tratamiento convencional.

Las experiencias realizadas se vienen enfocando en estudiar las mejores condiciones de operación para que los humedales artificiales constituyan como verdaderas alternativas de tratamiento de aguas residuales tanto urbanas como industriales. Sin embargo, aún es necesario ahondar en este tipo de estudios a nivel país, tanto a escala laboratorio o piloto para comprender los mecanismos de eliminación o transformación de los contaminantes por cada componente del sistema (macrófitas, sustrato, microorganismos) a fin de hallar la forma de optimizar el funcionamiento del mismo, como también trasladarlos a escala real, para poder así estudiar los impactos reales de estos sistemas sobre la calidad ambiental en general (agua, suelo, biodiversidad).

Tabla 9.3. Resumen de variables evaluadas en los diferentes estudios de sistemas de humedales artificiales en el Paraguay.

	Tipo de humedal	Material de soporte	Especies	Tipo de agua residual	Concentración de entrada	Caudal de operación	Tiempo de retención hidráulico	Dimensiones	Resultados de eliminación	Referencia
1	Flotantes en batch	-	*Eichhornia crassipes*	Agua con cromo (efluente y agua de pozo)	Cr^{3+}: 16 y 22,4 mg/L	-	20 d de contacto	500 mL	93 y 98.1 % de Cr^{3+}	(Medina et al., 2019)
2	Flotantes en batch	-	Lentejas de agua (*Landoltia punctata*)	Agua residual sintética tratada	NH_4^+: 27 mg/l Ortofosfato: 10,1 mg/l	-	96 h de contacto	600 mL	NH_4^+: 31 % Ortofosfato: 75 %	(McGahan et al., 2021)
3	Flotantes en batch	-	*Typha domingensis*	Agua con cromo y cobre	Cr: 0,72; 2,65; y 5,5 mg/l Cu: 1,13; 5,52; y 11,25 mg/L	-	45 d de contacto	63 L	Cr: 16,6 a 46,33 % Cu: 68 a 93,1 %	(Samudio et al., 2021)
4	HFSSV semi continuo	3 capas superpuestas de 10 cm de grava, 50 cm de arena gruesa, 5 cm de grava	*Typha domingensis*	Agua residual urbana	DQO: 236 mg/L NTK: 10,87 Ortofosfato: 11,97 NH_4^+: 58,08	0.168 m^3/d	~ 3.9 d	1 m^2 x 0,65m	DQO: 91% NTK: 64% Ortofosfato: 89 % NH_4^+: 81% Col. F. 88%	(Troche Arias et al., 2021)
5	HFSSH continuo	arena y grava	*Canna indica, Typha domingensis*	Agua residual urbana sintética y agua con cromo	DQO: 257 mg/L Ortofosfato: 4,2 mg/L NH_4^+: mg/L SST: 1,9 mg/L Cr^{6+}: 100 mg/L	-	2,5 d	38 L (46 x 31 y 27 cm de profundidad)	DQO: Control 64%, CI 65 % y TD 68,2 % Ortofosfatos: Control 10,3%, CI 53,8 % y TD 49,3% NH_4^+: Control 24%, CI 19% y TD 10,18% SST: Control 74 %, CI 92% y TD 90 % Cr^{6+}: Control 47,8±19%, CI 41,2±26,4% y TD 44,2±24,6%	(Enciso Solís, 2021)
6	HFSSH continuo	arena y grava	*Typha domingensis*	Agua residual urbana (agua de pozo absorbente)	DQO: 77,07 mg/l. Coliformes: 2.418.333 UFC/100 mL NTK: 11,5 mg/L PT: 4,5 mg/L	72 L/d	2,3 d	161 L (35 x 86 y 40 cm de profundidad)	DQO: TD 35,9% y control 38,4% Coliformes: TD 71,69% y control 88,14% PT: TD 15,6 % y control 24,7 % NTK: TD 18,5% y control 8,3%	(Sosa Abadie, 2019)
7	HFSSH continuo	grava	*Typha domingensis*	Agua residual urbana sintética	DQO: 168 mg/L Ortofosfato: 1,3 mg/L SST: 62 mg/L NH_4^+: 14 mg/L	-	16, 8 y 4 d	210 L (1,2 x 0,7 x 0,25 m)	DQO TRH 16 d: 89%, TRH 8 d: 83 %, TRH 4 d: 66 % NH_4^+: 99, 98 y 99 % SST: 93, 93, 80 % Ortofosfato: 77, 75, 45 %	(Gutierrez López, 2020)

	Tipo de humedal	Material de soporte	Especies	Tipo de agua residual	Concentración de entrada	Caudal de operación	Tiempo de retención hidráulico	Dimensiones	Resultados de eliminación	Referencia
8	HFSSH continuo	grava	*Cyperus giganteus*	Agua residual urbana sintética	DQO: 182±53 NH_4^+: 14±6 Ortofosfato: 1,3 mg/L SST: 64±20	-	16, 8 y 4 d	210 L (1,2 x 0,7 x 0,25 m)	DQO: 90, 88, 78 % Ortofosfato: 90, 79 y 66 % SST: 97, 97 y 89 % NH_4^+: 99,6; 99,5; 99,5 %	(Larroza Franco, 2020)
9	HFSSH	arena y grava	*Schoenoplectus californicus*	Agua residual urbana sintética	DQO: 209,9 mg/L Ortofosfato: 3,9 mg/L NH_4^+: 20,6 mg/L SST: 70 mg/L	-	7; 5 y 2,4 d	210 L (1,2 x 0,7 x 0,25 m)	DQO: Humedal 7 d: 79 %; 5d: 60 %; 2,4 d 48% Control 7 d: 55 %; 5d: 38 %; 2,4 d 41% Ortofosfato: Humedal: 71 %; 49 %, 45% Control: 40 %, 8 %, 28% Amonio: Humedal 5d: 50 %; 2,4 d: 6% Control 5d: 10 %; 2,4 d: 8% SST: Humedal 7 d: 77 %, 5 d: 87%, 2,4 d: 83 % Control 7 d: 29%; 5d: 54%, 2,4 d: 4,3 %	(Saldívar et al., 2021)
10	HFSSH	Canto rodado de diferentes tamaños	*Typha domingensis*	Agua residual urbana	No se reporta	No se reporta	No se reporta	10 x 3 x 0,6 m	Promedio de 50 % para DBO Promedio de 60 % para N Promedio de 60% para coliformes fecales	(Tecnoambiental, 2018a)
11	HFSSH piloto continuo	Rocas de arenisca de 3 a 5 cm en zona de plantas y 7 a 10 en entrada y salida	*Cyperus giganteus* *Typha domingensis*	Agua residual urbana	DQO 26,4 g/m^3 DBO 10,77 mg/L NH_4^+: 10,46 g/m^3 PT :1,68 g/m^3	1 m^3/d	2,03 d	6 x 2 m x 0,35 m	N amoniacal 42 % CG y 65 % TD PT 45 % para CG y 58 % para TD DBO 81% para TD y 64% para CG DQO 61 % para TD y 40 % para CG	(López et al., 2019)
12	HFSSH piloto continuo	Rocas de diferentes tamaños con distribución de tamaño decreciente	*Typha domingensis* y *Cyperus giganteus*	Agua residual urbana	DQO 71 mg/L DBO 31,2 mg/L SST 36,5 mg/L NH_4^+: 33,05 mg/L PT: 1,064 mg/L	7,2 L/min	8 h	6 x 1,5 x 0,35 m	DQO: TD: 40,39 %, CG: 42,93 % y control: 40,12% DBO: 61,04; 63,04; y 60,12 % SST: 67,61; 75,62; y 65,61 % Amonio: 34,88, 23,95, y 40,44 % PT: 33,94; 24,44; y 28,27 %	(Reichert Estigarribia, 2018)

Referencias

Acuña, R., Acosta, E., Villalba, N., Appleyar, T., & Frutos, O. D. (2019). Calidad del Agua de la Bahía de Asunción, Paraguay. *II Congreso de Agua, Ambiente y Energía*. https://www.fing.edu.uy/imfia/congresos/caae//assets/trabajos/137_Calidad_del_Agua_de_la_Bahía_de_Asunción__Paraguay.pdf

Agencia IP. (2021, May 20). Se inauguró la primera planta de tratamiento de aguas residuales de Asunción. *Agencia IP*. https://www.ip.gov.py/ip/se-inauguro-la-primera-planta-de-tratamiento-de-aguas-residuales-de-asuncion/

Álvarez Enciso, M. del C. (2014). *Disponibilidad Hídrica del Paraguay* (Vol. 20).

Arrabal, M. Á., & Álvarez, M. (2017). Estudio de recursos hídricos y vulnerabilidad climática del acuífero Patiño. In *Estudio de recursos hídricos y vulnerabilidad climática del acuífero Patiño*. https://doi.org/10.18235/0002089

Benitez F, B., Pereira S, C., González, F., & Bertoni, S. (2009). Plantas nativas e introducida utilizadas por sus fibras en Paraguay; morfología, aprovechamiento y estado de conservación. *Steviana*, *1*, 5–23.

Código Sanitario. Ley 836 de 1980. 15 de diciembre de de 1980 (Paraguay).

Constitución Nacional (CN). Artículos 7° y 8°. 1992 (Paraguay).

Decreto 7017 de 2022 [con fuerza de ley]. Por el cual se reglamenta la Ley N° 3239/2007 “de los recursos hídricos del Paraguay. 3 de mayo de 2022.

Delgado, M., Lozano, F., & Facetti Masulli, J. F. (2014). Aspectos limnológicos del Lago Ypacaraí estudios hídricos III. *Sociedad Científica Del Paraguay*, *XIX*(1943), 81–96.

Domínguez, A. L. (2003). Transporte de oxígeno a través de plantas acuáticas. *SCIENTIA ET TECHNICA*, *1*(21), 159–162. file:///Users/palomagrande/Downloads/Dialnet-TRANSPORTEDEOXIGENOATRAVESDEPLANTASACUATICAS-4847332 (1).pdf

Enciso Solís, F. (2021). *Eficiencia de humedales artificiales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales con cromo*. Universidad Nacional de Asunción.
FAO. (2015). *Perfil de País – Paraguay*.

Gutierrez López, F. J. (2020). *Evaluación del desempeño de un humedal artificial con* Typha domingensis *como sistema de tratamiento de agua residual doméstica*. Universidad Nacional de Asunción.

Houben, G., Rojas, C., Romero, A., Cabral, N., Olavarrieta, A., Eisenkolbl, A., Vera, S., Enciso, C., Brunelli, M. L., Colmán, F., Silveiro, J., Almada, M., & Cruzans, G. (2012). *Investigación de*

la calidad del agua: cuenca hídrica del Arroyo San Lorenzo , Departamento Central. http://www.mades.gov.py/wp-content/uploads/2018/06/Informe-Final-San-Lorenzo.pdf

INE. (2021). *National population projections (Proyecciones de población nacional)*. 6–7. https://www.ine.gov.py/

Kataki, S., Chatterjee, S., Vairale, M. G., Dwivedi, S. K., & Gupta, D. K. (2021). Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biolfilm and substrate). *Journal of Environmental Management*, *283*(September 2020), 111986. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111986

Kivaisi, A. K. (2001). The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: A review. *Ecological Engineering*, *16*(4), 545–560. https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00113-0

Larroza Franco, S. E. (2020). *Desempeño de un humedal artificial de flujo subsuperficial con* Cyperus giganteus *Vahl para la depuración de aguas residuales urbanas*. Universidad Nacional de Asunción.

Ley 3239 de 2007. De los recursos hídricos del Paraguay. 10 de julio de 2007.

Ley 5428 de 2015. De Efluentes Cloacales. 27 de octubre de 2015. (Paraguay).

Ley 1614 de 2000. General del marco regulatorio y tarifario del servicio público de provisión de agua potable y alcantarillado sanitario para la República del Paraguay. 7 de noviembre de 2000.

López Arias, T. R., Villalba Duré, G., Policani Barrios, M. D., Bogaín Cantero, B. C., & Mendoza, A. E. (2021). Calidad de agua del Arroyo Guazú del Departamento Central evaluada mediante indicadores biológicos, parámetros fisicoquímicos y ecotoxicológicos. *Investigaciones y Estudios - UNA*, *12*, 4–18. https://doi.org/10.47133/ieuna2111

López, T., Duré, G., Doldán, T., Marín, D., & Galeano, E. (2019). Desempeño de humedales construidos a escala piloto para el tratamiento de agua residual urbana utilizando *Cyperus giganteus* Vahl y *Typha domingensis* Pers. *Revista Steviana*, *11*(1), 3–14.

MADES. (2013). *Informaciones sobre las Actividades Humanas que Condicionan la Calidad de Agua del Río Paraguay, Lago Ypacarai y otros Afluentes*.

Manzoni, M., & Congo, J. (2022, March 4). La Essap sigue contaminando el Mburicaó. *El Surti*. https://elsurti.com/futuros/reportaje/2022/03/04/la-essap-sigue-contaminando-el-mburicao/

McGahan, S. P., López, T., Sezerino, P. H., Ferreira, F., Medina, L., & Mohedano, R. (2021). Evaluación del uso de *Landoltia punctata* a escala mesocosmos en el tratamiento complementario de aguas residuales proveniente de sistema RBC a escala laboratorio. *Archivos de Bronconeumología*, *12*(1), 32–41. https://doi.org/http://doi.org/10.18004/rcfacen.2021.12.1.32

Medina García, L., Ferreira, F. P., KuritaOyamada, G. H., Rodriguez, S., Galeano, E. F., & Viera, M. R. (2019). Fitorremediación de cromo en efluente de curtiembre empleando *Eichhornia crassipes*. *Reportes Científicos de La FACEN*, *10*(1), 25–36. https://doi.org/http://doi.org/10.18004/rcfacen.2019.10.1.259
MOPC. (2018). *Plan Nacional de Agua Potable y Saneamiento*.

Moreira, M. G. A. L., Hinegk, L., Salvadore, A., Zolezzi, G., Hölker, F., Domecq, S. R. A. M., Bocci, M., Carrer, S., De Nat, L., Escribá, J., Escribá, C., Benítez, G. A., Ávalos, C. R., Peralta, I., Insaurralde, M., Mereles, F., Sekatcheff, J. M., Wehrle, A., Facetti-Masulli, J. F., … Toffolon, M. (2018). Eutrophication, research and management history of the shallow Ypacaraí Lake (Paraguay). *Sustainability (Switzerland)*, *10*(7), 1–22. https://doi.org/10.3390/su10072426

Reichert Estigarribia, K. G. (2018). *Evaluación de capacidad de depuración de agua residual urbana en humedales artificiales de flujo subsuperficial con* Cyperus giganteus *y* Typha domingensis. Universidad Nacional de Asunción.

Resolución 222 de 2002 [Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible]. Por la cual se establece el padrón de calidad de las aguas en el territorio nacional. 22 de abril de 2002.

Resolución 770 de 2014 [Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible]. Por la cual se establece normas y procedimientos para los sistemas de gestión y tratamiento de efluentes líquidos industriales, de cumplimiento obligatorio para los complejos industriales. 21 de marzo de 2014.

Rodriguez-Dominguez, M. A., Konnerup, D., Brix, H., & Arias, C. A. (2020). Constructed wetlands in Latin America and the Caribbean: A review of experiences during the last decade. *Water (Switzerland)*, *12*(6). https://doi.org/10.3390/w12061744

Rodríguez, A. (2019). *Estudio de la contaminación del lago Ypacaraí e introducción de un dron acuático para el monitoreo de la calidad del agua Autor*.

Saldívar, N., Frutos, O. D., & Gómez, C. (2021). Urban wastewater treatment assesment using a constructed wetland with *Schoenoplectus californicus*. *International Congress Smallwat21v*, 37–42. http://idiaqua.eu/web/wp-content/uploads/2021/11/ebook_smallwat21.pdf

Samudio Oggero, A., Nakayama, H., Avalos, C. R., Cantero, I., Benitez, J. V., Ayala, J., Elkhalili, R., & Peralta, I. (2021). Eficiencia de la absorción de cobre (Cu) y cromo (Cr), una propuesta de fitorremediación de efluentes mediada por *Typha domingensis*. *Revista de La Sociedad Científica Del Paraguay*, *26*(2), 100–113. https://doi.org/10.32480/rscp.2021.26.2.100

Sosa Abadie, F. E. (2019). *Evaluación de un humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales de la FCA-UNA*. Universidad Nacional de Asunción.

Tecnoambiental. (2018a). *Evaluación de implementación del humedal: seguimiento y evaluación del humedal artificial instalado en la Playa de Areguá*. https://www.conacyt.gov.py/sites/default/files/upload_editores/u294/Evaluacion-de-implementacion-del-humedal.pdf

Tecnoambiental. (2018b). *Implementación de Humedales para Tratamiento*. https://www.conacyt.gov.py/sites/default/files/upload_editores/u294/Manual-Implementacion-Humedales-para-tratamiento_vf.pdf

Troche Arias, G. A., Duré, G., Velázquez Decoud, L., & López Arias, T. R. (2021). Reutilización del efluente de un humedal construido de flujo subsuperficial vertical en un cultivo hidropónico tipo NFT de *Lactuca sativa*. *Revista de La Sociedad Científica Del Paraguay*, *26*(1), 35–48. https://doi.org/10.32480/rscp.2021.26.1.35

Wang, Q., Hu, Y., Xie, H., & Yang, Z. (2018). Constructed wetlands: A review on the role of radial oxygen loss in the rhizosphere by macrophytes. *Water (Switzerland)*, *10*(6). https://doi.org/10.3390/w10060678

CAPITULO 10

Uso de humedales para la limpieza de aguas contaminadas en el Perú

Raúl Loayza-Muro[1] (raul.loayza@upch.pe)**, Fiorella La Matta Romero[1], Rosa Miglio Toledo[2], Vladimir León Menacho[3], Edwin Palomino Cadenas[3], Juan C. Torres[4], Pedro M. Tapia[4] y Bram Willems[4].**

[1]Laboratorio de Ecotoxicología, Facultad de Ciencias y Filosofía, Universidad Peruana Cayetano Heredia (UPCH). Av. Honorio Delgado 430, San Martín de Porres 15102, Perú
[2]Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad Nacional Agraria La Molina (UANLM). Av. La Molina S/N, La Molina, Lima, Perú
[3]Facultad de Ciencias del Ambiente, Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo (UNASAM). Av. Centenario 200, Huaraz, Áncash, Perú
[4]Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña (INAIGEM). Jr. Juan Bautista Mejía 887, Huaraz 02001, Perú

Introducción

En el Perú, al igual que en muchos países de América Latina y Caribe, el acceso deficiente a servicios de agua potable y saneamiento es uno de los mayores problemas y retos que afectan a la población. Uno de los principales motivos es la baja capacidad de inversión del sector público y privado para la construcción y el mantenimiento de infraestructura, principalmente plantas de tratamiento de agua potable y aguas residuales. Esta situación es más grave aún si se toma en cuenta la relación que existe entre la vulnerabilidad de las cabeceras de cuenca, dominadas por el mayor número de glaciares tropicales del mundo, frente a los efectos del cambio climático y los problemas de escasez de agua que se estiman en un futuro próximo. Ante este escenario, existe una demanda cada vez mayor por modelos de gestión descentralizados que consideren una visión integral de los recursos hídricos, e incorporen el saneamiento sostenible con el propósito de reducir los impactos de la contaminación del agua y asegurar una mejor calidad de vida para la población.

Entre las tecnologías ecológicas cada vez más extendidas, y que representan una potencial solución a escala rural y de núcleos urbanos descentralizados, se encuentran los humedales artificiales o construidos (HC). Estos son sistemas de ingeniería que utilizan las funciones naturales de los humedales, de los suelos y de las poblaciones microbianas para tratar y descontaminar el agua de un amplio espectro de contaminantes a un bajo costo de operación y mantenimiento, y con mínima generación de residuos.

Principales problemas asociados a las aguas residuales

Las reformas realizadas en el país a partir de finales de la década de 2000 llevaron a la creación del Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento (MVCS) y de la Dirección Nacional del Saneamiento, al fortalecimiento de la estructura regulatoria por medio de la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS) y a la creación del Organismo Técnico de la Administración de los Servicios de Saneamiento (OTASS), con la misión de brindar apoyo técnico a las empresas prestadoras de servicios en la modernización de sus procesos de gestión. A pesar de los avances contemplados en el Plan Nacional de Saneamiento 2022- 2026 (MVCS, 2021a) el

Perú enfrenta aún un déficit en la provisión de agua potable, alcantarillado y tratamiento de aguas residuales, que se traducen en una brecha aproximada de S/ 51 mil millones.

La provisión de los servicios de saneamiento en el ámbito urbano es responsabilidad, principalmente, de 50 Empresas Prestadoras de Servicios de Saneamiento (EPS), que atienden al 63.5% de la población a nivel nacional. Las estimaciones de cobertura muestran que, en el ámbito urbano, 94.8% de la población cuenta con servicios de agua potable y el 89.2 % con los servicios de alcantarillado. En Lima Metropolitana, se tiene el 40% del total de conexiones domiciliarias registradas, que son atendidas por el Servicio de Agua y Alcantarillado de Lima (SEDAPAL). De las aguas residuales recolectadas en las áreas urbanas, sólo el 77.5% reciben tratamiento antes de ser descargadas en un cuerpo receptor. La población sin cobertura del servicio vierte directamente sus aguas residuales crudas al mar, ríos, lagos, quebradas o las emplean para el riego agrícola. Adicionalmente, existen alrededor de 500 municipalidades menores que administran directamente los servicios en pequeñas ciudades. En el ámbito rural la prestación de servicios de saneamiento la realizan las Organizaciones Comunales, siendo las más comunes las Juntas Administradoras de Servicios y Saneamiento (JASS), que tienen el propósito de administrar, operar y mantener los servicios de saneamiento de uno o más centros poblados. En este ámbito, la cobertura de los servicios se estima en 77.6 % en agua potable y 30.2 % en alcantarillado. No hay registros de tratamiento de aguas residuales en las áreas rurales. A partir de estas cifras generales, se puede concluir que 3 y 7.5 millones de peruanos no disponen de los servicios de agua y alcantarillado en los ámbitos urbano y rural, respectivamente (MVCS, 2021a).

Generación y tratamiento de aguas residuales por las EPS Saneamiento a nivel nacional

Al 2020, el volumen recolectado de aguas residuales en el Perú fue de 2198 millones de m^3, de los cuales solo se trataron 929 millones (MVCS, 2021b). Existe una marcada diferencia en el porcentaje de tratamiento entre las diferentes EPS que operan en el país. Mientras SEDAPAL, en Lima, tiene una cobertura que alcanza el 90.4%, existen 23 EPS a nivel nacional que no realizan tratamiento de aguas residuales. Es importante mencionar que las EPS reportan el volumen de tratamiento a la SUNASS; sin embargo, este no necesariamente es un tratamiento efectivo que cumpla con los límites máximos permisibles (LMP) establecidos para efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales (MINAM, 2010). Un reporte presentado por la Dirección General de Asuntos Ambientales del MVCS en 2020 señala que del análisis del efluente realizado en 170 Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) a nivel nacional, solo 63 (37.1%) cumplieron con los LMP y 107 (62.9%) incumplieron uno a más parámetros (MVCS, 2021b). El volumen de aguas tratadas según el tipo de tecnología usada en las PTAR (m^3/día) es el siguiente: 12701 en lagunas de oxidación, 16640 en lagunas aireadas, 53827 por lodos activados, 71366 en sistemas anaerobios-aerobios, y 432 en filtro percolador. Con respecto a las grandes regiones del Perú, una persona genera aproximadamente al día 145 L de aguas residuales en la Costa, 144 L en la Sierra y 136 L en la Selva. Se estima que para 2024, el Perú generará 4842 millones de m^3 de aguas residuales por día.

Principales tecnologías de tratamiento de aguas residuales aplicadas en el Perú

Además del déficit de cobertura del servicio, hay una sobrecarga de aguas residuales en muchas plantas de tratamiento cuya infraestructura es insuficiente, lo cual origina que los efluentes tratados

excedan los LMP y no se cumplan con los estándares de calidad ambiental (ECA). La disposición de aguas residuales tratadas inadecuadamente contamina los cuerpos de agua superficial y aguas subterráneas por infiltración en el subsuelo, y generan malos olores que causan conflictos con la población. Esto las convierte en una amenaza para la sostenibilidad de los recursos hídricos y en un riesgo para la salud de las poblaciones y de los ecosistemas.

Los principales problemas que generan este inadecuado servicio de tratamiento son la baja calidad operacional, institucional y financiera; las tarifas que no permiten cubrir los costos de inversión, operación y mantenimiento de los servicios; y la falta de personal adecuado para operar y mantener las estructuras (Ruiz, 2010). El Diagnóstico de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (SUNASS, 2015), muestra que las tecnologías más utilizadas varían desde sistemas anaerobios, lagunas de estabilización y tratamiento por lodos activados y filtros biológicos. El diagnóstico registra que la aplicación de lagunas, en sus diferentes tipologías, es predominante (81%), seguida por el tratamiento por lodos activados (6%). Sin embargo, el diagnóstico no menciona las experiencias con humedales construidos como una modalidad de uso consolidado.

Actualmente, la normativa nacional para el diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales, Norma OS.090 del Reglamento Nacional de Edificaciones (MVCS, 2006), no incluye la tecnología de humedales construidos entre las opciones tecnológicas aplicables en el país. Sin embargo, el sector recomienda esta tecnología para el diseño de sistemas de saneamiento en el ámbito rural y específicamente como un tratamiento complementario para aguas residuales pretratadas (MVCS, 2018).

Marco regulatorio

Las normas jurídicas peruanas relacionadas al tratamiento, vertimiento, reúso y monitoreo del agua mediante la aplicación de humedales construidos y humedales naturales, aún se encuentran en desarrollo. Sin embargo, dentro de las aplicaciones y experiencias que se tienen en el país, se presenta la Tabla 10.1 un resumen del marco legal vigente relacionado.

Tabla 10.1. Marco legal vigente relacionado al tratamiento, vertimiento, reúso y monitoreo del agua con humedales construidos y humedales naturales.

Normativa		**Aplicación**	**Tipo de Humedal**
Resolución Ministerial N° 192-2018-VIVIENDA	Opciones tecnológicas para sistemas de saneamiento en el ámbito rural.	Los humedales construidos forman parte de los sistemas complementarios de tratamiento y disposición de efluentes. Permite diseñar e implementar humedales construidos como proyectos de inversión pública.	Humedal para tratar aguas residuales domésticas (ARD).
Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM	Límites Máximos Permisibles para los efluentes de PTAR Domésticas o Municipales.	El agua residual doméstica tratada con humedales construidos no deben superar los límites máximos permisibles.	

Normativa		Aplicación	Tipo de Humedal
Organización Mundial de la Salud (OMS) 1989	Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura.	La Autoridad Nacional del Agua (ANA) de Perú, recomienda tomar como referencia las directrices de la OMS para el reúso de aguas residuales domésticas tratadas.	
Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM	Estándares de Calidad Ambiental para Agua.	Normativa referencial en donde no se deben superar los valores límites en cuerpos receptores para la categoría 3: riego de vegetales y bebida de animales y categoría 4: conservación del ambiente acuático.	Humedal para tratar aguas residuales domésticas. Humedales construidos para tratar drenajes ácidos de roca (DAR). Humedales construidos para tratar drenajes ácidos de mina (DAM). Humedales naturales.
Decreto Supremo N° 010-2010-MINAM	Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero-metalúrgicas	Norma referencial en donde no se deben superar los límites máximos permisibles de las descargas de actividades mineras.	Humedales construidos para tratar DAM.

Tratamiento de aguas contaminadas en base a humedales

A nivel nacional, algunas universidades, empresas, instituciones privadas y ONGs, han venido propiciando la utilización de humedales artificiales como medio de depuración de aguas residuales domésticas y aguas grises, en pequeños núcleos urbanos y rurales, así como también en empresas, locales escolares y viviendas.

En 2007 la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM), bajo el auspicio de la Organización Panamericana de Salud (OPS), realizó un inventario de sistemas de tratamiento con humedales construidos en dos ciudades del país, que sirvió como insumo para el desarrollo del taller sobre la tecnología de humedales artificiales llevado a cabo en la UNALM y auspiciado por la Dirección Nacional de Saneamiento del MVCS, la Dirección General de Salud Ambiental y la Dirección de Ecología y Protección del Ambiente del Ministerio de Salud, el Programa de Agua y Saneamiento (WSP-LAC) del Banco Mundial y la OPS. De acuerdo a la información recogida en el inventario y en las ponencias presentadas en el taller se identificaron más de diez unidades de tratamiento, siendo la mayoría de los sistemas instalados para el tratamiento de aguas residuales domésticas y aguas grises.

Se observó que el mayor porcentaje de sistemas instalados en el país utiliza humedales subsuperficiales de flujo horizontal, favorecidos por su funcionamiento por gravedad, aunque se encontraron unos pocos de flujo vertical con bombeo para reducir el área requerida. Los sustratos mayoritariamente utilizados fueron arena gruesa, confitillo y grava menuda; las especies vegetales principales fueron papiros (*Cyperus papiro*), paragüitas (*Cyperus alternifolius*), achira (*Canna edulis*), totora (*Schoenoplectus californicus*), pasto vetiver (*Chrysopogon zizanioides)* y bambú (*Bambusoideae*). Varios de los sistemas instalados se han integrado fácilmente al área verde de

espacios públicos. Sin embargo, también se identificaron experiencias con humedales de flujo libre tanto para el tratamiento de aguas residuales domésticas como para DAM. En estos se utilizaron especies vegetales como los berros, *Veronica anagallis-aquaticum*, *Rorippa nasturtium-aquaticum* y *Myriophyllum*.

En la actualidad, la cantidad de humedales funcionando no se ha incrementado sustancialmente; las experiencias siguen siendo aisladas, pero se ha identificado que esta tecnología puede ayudar en casos específicos, como señalaremos a continuación:

- Riego de áreas verdes en edificios multifamiliares, condominios residenciales, locales educativos, instituciones, donde se presentan opciones de tratar aguas residuales domésticas y aguas grises (ámbito urbano).
- Unidad complementaria para el tratamiento de aguas residuales que provienen de un tratamiento primario unifamiliar o comunal (tanque séptico, biodigestor) en lugares donde no hay posibilidad de infiltración en el suelo del efluente del tratamiento primario (ámbito rural).
- Tratamiento secundario de aguas residuales domésticas en sistemas descentralizados (ámbito urbano o rural).
- Tratamiento de drenajes ácidos de mina (DAM).
- Tratamiento de drenajes ácidos de roca (DAR).

Humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales domésticas y municipales

El uso de humedales artificiales en Perú todavía no es frecuente entre los prestadores de servicios de agua y alcantarillado. En la Región de Lima Metropolitana, por ejemplo, los filtros percoladores y humedales artificiales manejan solo el 0.4% de las aguas residuales tratadas en la región, y se han concentrado en experiencias pequeñas y pilotos para el riego de áreas verdes muy específicas (Cavallini, 2011). A pesar de ser recomendados por una diversidad de estudios y evaluaciones realizadas por instituciones nacionales y organismos internacionales, e identificados como una tecnología costo-efectiva para el tratamiento de aguas residuales, no están incorporados a los sistemas de servicios públicos. Por el contrario, las experiencias que reportan su uso suelen ser parte de actividades académicas, tesis, investigaciones y proyectos científicos de universidades, de informes de desarrollo tecnológico y responsabilidad ambiental de empresas, y de pequeños núcleos, como escuelas. Estas iniciativas pueden ser públicas, privadas, institucionales y de cooperación internacional para el tratamiento de aguas grises y negras, domésticas y de canales de regadío provenientes de escuelas, casas de retiro, plantas piloto en universidades y de instalaciones industriales.

En el año 2014, la UNALM puso en marcha una planta piloto de experimentación con diferentes combinaciones de humedales con el objetivo de difundir la tecnología y determinar los parámetros de operación apropiados para un clima de costa templado como el de la ciudad de Lima. La planta consta de 3 líneas de tratamiento que contienen:

- Línea 1: tanque séptico + humedal subsuperficial de flujo horizontal (Q operación 3 m^3/día y capacidad para atender 30 personas equivalentes).
- Línea 2: reactor anaerobio compartimentado (ABR) + dos humedales de flujo horizontal

- Línea 3: sistema francés (2 humedales de flujo vertical en serie).

Los resultados de investigaciones realizadas en estas tres líneas demuestran muy buenas eficiencias de remoción de cargas contaminantes, sobresaliendo el sistema francés, que se presenta como Estudio de Caso 1. Asimismo, una experiencia interesante por su magnitud y resultados es la efectuada por la empresa peruana UNACEM, que produce cemento y cuenta con una planta de tratamiento con humedales construidos en operación desde el año 2010 Esta experiencia se presenta como Estudio de Caso 2. Adicionalmente, se muestran otras experiencias a menor escala, realizadas en diferentes localidades del país.

Colegio Toni Real Vinces. Trujillo

El proyecto piloto de HC para la reutilización de aguas residuales tratadas en una escuela de la periferia de Trujillo fue construido en 2009 para tratar los efluentes generados por 200 alumnos del Colegio Toni Real Vinces, ubicado cerca de un botadero de residuos sólidos, con un caudal de proyecto de 2 m^3/día. Se instaló una planta de HC con la utilización de "la totora" (*Scirpus californica*) y "el paragüitas" (*Cyperus alternifolius*). El proyecto fue promovido y realizado por la Alianza de Saneamiento Sostenible (SuSanA, por su nombre en inglés), en conjunto con la Universidad Nacional Agraria la Molina (diseño y monitoreo), y con la Universidad de Islas Baleares (diseño y capacitación) (SuSanA, 2011). Como tratamiento preliminar, se utilizó un sistema de remoción de grasas y tanques de sedimentación. Para el humedal, se eligió el confitillo, a excepción de la zona de ingreso y salida, donde fue utilizada la grava. El efluente del tratamiento fue desinfectado con cloro, para luego ser aplicado en el riego para especies forestales y algunos frutales de tallo alto.

La utilización del sistema francés en la ciudad de Chincha, Ica

El Proyecto financiado por la ONG alemana "Ayúdame" utiliza el sistema francés de HC en una casa de ancianos, en Chincha, con 60 personas. Su objetivo es tratar las aguas residuales crudas y no producir lodos, estando proyectado para el tratamiento de un caudal final de proyecto de 7.5 m^3/día. El sistema comprende dos unidades (dos etapas de tratamiento): la primera es formada por filtro de grava, y está dividida en dos partes para operar en modo alternado, cada parte durante tres días; ya la segunda es formada por filtro de arena.

La primera unidad del sistema tiene superficie efectiva de 60 m^2 y altura total de 1.40 m. Las plantas macrófitas utilizadas son: el "papiro chinés" (*Cyperus alternifolius*) y "el Vetiver" (*Chrysopogon zizaniodes*). La segunda unidad tiene una superficie de 60 m^2 y una altura total de 1.10 m. El filtro está hecho de arena, con una profundidad de 60 cm, y las plantas utilizadas son las mismas de la primera etapa. El sistema opera desde fines de 2011 y todo el efluente es utilizado para irrigación de área verde y productiva. Hasta 2013, no se reportaron mayores problemas en la operación y mantenimiento de su estructura. El sistema cuenta con monitoreo en línea y supervisión de los empleados del abrigo. Las remociones reportadas son: 97% de materia orgánica, en términos de DBO_5; 95% de sólidos totales; 95% de remociones de nitrógeno y *E. coli* (Miglio, 2017).

La adaptación de un sistema de aguas residuales en Lacabamba, Ancash

El sistema fue construido en 2005, en la ciudad de Lacabamba (3450 habitantes, a una altitud de 3,346 m, con clima templado y frío). El proyecto tuvo como propósito implantar y evaluar un sistema integrado de manejo de aguas residuales, con la utilización de HC de flujo subsuperficial horizontal y vertimiento de los efluentes en un bio-huerto comunal. La iniciativa recibió financiamiento del Secretariado de Manejo del Medio Ambiente para América Latina y Caribe, y del Centro Internacional de Desarrollo de Canadá (Lovera et al., 2006). Antes de la implantación de los HC, las aguas residuales eran tratadas en un tanque Imhoff y después vertidas en una acequia de riego. Los HC complementan el pretratamiento. Las principales características de los HC son: caudal promedio 3 m^3/día; área superficial 58.5 m^2; flujo horizontal subsuperficial; planta macrófita "el carrizo" (*Pharagmites australis*); lecho filtrante compuesto de confitillo y arena gruesa. Actualmente, el sistema remueve 48% de DBO_5; 90 % de sólidos suspendidos totales; y 63% de coliformes fecales (NMP/100 ml) (Miglio, 2017).

La experiencia en el Colegio San Christoferus, Lima

El Colegio San Christoferus es un centro educativo dedicado a niños con necesidades especiales que se encuentra en el distrito de Chorillos, Lima. Una de las motivaciones para el desarrollo del proyecto fue la necesidad de agua para el riego y mantenimiento de las áreas verdes o destinadas a cultivos. El proyecto se inició en 2007, con separación de aguas grises (sistema 1) y aguas negras (sistema 2) e implantación de dos sistemas de humedales. Para el tratamiento de las aguas grises, el pretratamiento consiste en una trampa de grasa. En el tratamiento de las aguas negras, se instaló un filtro de compostaje. Además, se diseñaron humedales subsuperficiales de flujo vertical para ambos sistemas. El sistema 1 trata un caudal de 2.8 m^3/d, mientras que el sistema 2 recibe un caudal de 3.7 m^3/d. Las plantas macrófitas empleadas son el "papiro" (*Cyperus papyro*) y las "paragüitas" (*Cyperus alternifolius*). El personal del colegio realiza el mantenimiento de los sistemas, así como la operación de las bombas y del sistema de riego, llegando a una remoción 95% de DBO_5 y 71% de coliformes fecales (NMP/100 ml) (Miglio, 2017).

Tratamiento de aguas residuales domésticas con humedales de flujo subsuperficial, Cajamarca

El objetivo de esta investigación fue, realizar el tratamiento de aguas residuales domésticas con la especie de pasto vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) en humedales artificiales de flujo subsuperficial. El agua utilizada para el tratamiento en el sistema remediador fue tomada de la red de alcantarillado de la comunidad Santa Rosa Bajo (Chota). Los resultados obtenidos en cuanto al porcentaje de remoción de estos parámetros fueron los siguientes: 99.53% turbidez, 95.51% SST, 83.89% DBO, 72.97% DQO, 88.89% aceites y grasas, y 99.99% coliformes termotolerantes. Al comparar estos resultados con los Límites Máximos Permisibles de efluentes para vertidos a cuerpos de agua, se encontró que están por debajo de los establecidos, lo que permite concluir que este sistema de humedal artificial es eficiente para el tratamiento de aguas residuales domésticas (Rojas y Purihuamán, 2018).

Humedales construidos para el tratamiento de DAR y DAM

El fundamento de los sistemas de biorremediación con humedales construidos implica considerar tres etapas importantes: (i) pre tratamiento por oxidación del drenaje ácido, donde se remueven altas concentraciones de hierro y manganeso por oxidación química o biológica; (ii) inmovilización anaeróbica de metales pesados por sulfurogénesis en el estrato anaeróbico del humedal gracias a la actividad de las bacterias sulfato reductoras; y (iii) fitorremediación gracias a la actividad de especies vegetales nativas que, en consorcio con la comunidad de la rizósfera, secuestran los metales pesados formando complejos orgánicos estables incluso a pH ácido.

A nivel de Perú se tienen experiencias importantes en Arequipa, Cajamarca y Áncash. A continuación, se resumen dos experiencias emblemáticas para la región Áncash para el tratamiento de DAR (Estudio de Caso 3) y DAM (Estudio de Caso 4).

Biorremediación de DAR en la Comunidad Campesina Cordillera Blanca – Carey Chico – Recuay – Ancash

Esta iniciativa, implementada por la Comunidad y el Instituto de Montaña (IM) y el soporte técnico de la tesis de Garro (2015) para el tratamiento de DAR del río Negro y utilizarlo para la ganadería y agricultura, consta de una batería de tres sedimentadores de mampostería simple con válvula de purga para remover periódicamente el sedimento acumulado de hierro oxidado. A continuación, se tienen tres celdas de humedal que secuestran metales pesados por sulfurogénesis en el estrato anaeróbico y fitorremediación con *Juncus articus*. El sistema permite disminuir las concentraciones de hierro de 12 a 3 mg/l, plomo de 0.28 a 0.143, cadmio de 0.074 a 0.023 y arsénico de 0.15 a < 0.05 mg/l. Se ha establecido una alianza entre la Comunidad, el INAIGEM, el IM y la academia (UPCH y la UNASAM) para fortalecer la investigación social en temas de monitoreo y remediación, y poder gestionar la seguridad hídrica con énfasis en la calidad del agua (Chávez, 2019; Garro, 2015).

Biorremediación de DAM del Pasivo Ambiental de Mesapata – Cátac - Ancash.

El sistema BIODAM implementado para tratar DAM del Pasivo Ambiental de Mesapata ha considerado tres componentes importantes: (i) fitoestabilización sucesional de la presa de relave con especies precoces (*Lolium multiflorum*, *Datylis glomerata*, *Phalaris* sp.) en un primer momento y, luego, con especies pioneras (*Cortaderia* sp. y *Pennisetum clandestinum*), lo que permitirá reducir la erosión y la intensa generación de DAM; (ii) sedimentador oxidante con corrección biológica de pH y actividad de bacterias oxidadoras de hierro, que permite reducir al menos en un 70% el hierro soluble del DAM (800 a 240 mg/l); y (iii) humedales anaerobios que por sulfurogénesis y fitorremediación permiten secuestrar los metales en el sedimento y en la parte vegetativa, alcanzándose una eficiencia de remoción de hierro superior al 99.75% (800 a 2 g/l).

A la fecha se tienen estudiadas más de 50 plantas altoandinas con capacidad fitorremediadora de drenajes ácidos de mina y roca (Palomino, 2005; Paredes, 2005; Palomino, 2007; Aliaga et al., 2009; Bobadilla et al. 2013; Ñáñez, 2016; Instituto de Montaña, 2018).

Los humedales naturales y su rol en la biorremediación

En la Cordillera de los Andes se presenta un tipo de humedal denominado "bofedal". Los bofedales brindan servicios ecosistémicos de regulación hídrica, alimento al ganado, captura de carbono y también mitigan el impacto del DAR. El entendimiento de la dinámica natural de este ecosistema es la base para el modelamiento, replicación y aplicación en humedales construidos con fines de biorremediación. Si bien se tienen resultados iniciales favorables en la captura de metales pesados con elevada concentración en el humedal natural tipo bofedal (Otoya, *in prep.*), aún se necesita profundizar las investigaciones en tres aspectos fundamentales: a) la influencia del agua subterránea, b) la bioacumulación de metales pesados en la turba y tejidos vegetales de la especie *Distichia muscoides* Nees et Meyen, aunque se encuentren en baja concentración en el agua superficial, y c) la sostenibilidad de su aplicación como complemento de un sistema de remediación de humedales construidos. Estos últimos estudios son parte de los ejes principales de investigación del INAIGEM, y forman parte de las estrategias que deberán desarrollar próximamente tanto entidades públicas como privadas. Su consideración como parte de áreas prioritarias de desarrollo y de compromisos presupuestales del Estado, son una medida urgente para la mitigación del impacto de las aguas ácidas y metales, tomando en cuenta la potencialidad del aumento de zonas con este tipo de amenaza lenta que afectará la calidad de vida de las poblaciones altoandinas bajo un contexto de cambio climático.

Conclusiones y recomendaciones

La aplicación de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales es aún incipiente en el Perú. Si bien existen algunas experiencias aisladas, la tecnología es poco difundida y no se reconoce dentro de la norma asociada al diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales.

Las experiencias sobre humedales construidos en el Perú se inclinan mayoritariamente a su aplicación para el tratamiento de agua residual doméstica y aguas grises, con unas pocas experiencias en el tratamiento de drenaje ácido de mina y drenaje ácido de roca. En el caso de aguas residuales domésticas, la mayoría de los sistemas son de flujo subsuperficial de tipo horizontal; mientras que para el drenaje ácido se aplican sistemas de flujo libre.

A nivel piloto se ha experimentado exitosamente con humedales del tipo "sistema francés" con dos etapas de tratamiento. Este sistema ha reportado una alta eficiencia y facilidad de operación y mantenimiento, y se muestra como una tecnología muy prometedora para resolver las deficiencias de tratamiento de aguas residuales en pequeñas localidades y comunidades rurales del Perú.

La experiencia desarrollada en zonas rurales demuestra la importancia de los comités de usuarios de agua y de los comités de investigación local para la implementación, funcionamiento y monitoreo de sistemas de humedales construidos. Esto facilita la participación comunal en la identificación de problemas vinculados con la calidad del agua y su investigación, y la cooperación con instituciones académicas y de investigación externas, que garantice la continuidad de los proyectos a través de la capacitación y apoyo en diversos aspectos técnicos.

El marco regulatorio relacionado al tratamiento, vertimiento, reúso y monitoreo del agua mediante la aplicación de humedales construidos y humedales naturales, aún se encuentran en desarrollo.

Por ello, se requiere promover y difundir su desarrollo, y actualizar las normas relacionadas según sea el ámbito de aplicación.

Referencias

Aliaga, E., Palomino, E. J., Yupanqui, E., Salvador, M., Bobadilla, M., Acuña, F., López, M. (2009). Capacidad de las plantas nativas en ambientes con drenajes ácidos para la bioacumulación de metales pesados. Aporte Santiaguino, Ciencia, Cultura, Tecnología e Innovación. Vol 2 (1): 9-20.

Altafin, I. (2020). Innovaciones en el desarrollo e implementación de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales domésticas en Latinoamérica y El Caribe. D. Wilk, Editor. Nota Técnica División Agua y Saneamiento N° IDB-TN-01911. Banco Interamericano de Desarrollo.

Bobadilla, M., Aliaga, E., Yupanqui, E., Palomino, E. (2013). A phytoremediation approach using *Calamagrostis ligulata* and *Juncus imbricatus* in Andean wetlands of Peru. Environ Monit Assess 185:323–334.

Cavallini, J.C.M., (2011), Estudio de opciones de tratamiento y reúso de aguas residuales en Lima metropolitana, University of Stuttgart. http://www.lima-water.de/documents/jmoscoso_informe.pdf

Chávez, D. (2019). Biorremediación en la Comunidad Campesina Cordillera Blanca, Perú. Instituto de Montaña, Perú.

Garro Padilla, Víctor Alfonso. (2015). Eficiencia de un humedal artificial de tres celdas para el tratamiento de drenaje ácido de roca en el canal Chonta - Canrey Chico – Recuay – Huaraz – enero 2014. Tesis para optar al Título Profesional de Ingeniero Ambiental. Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo. Áncash, Perú.

Instituto de Montaña. (2018). Implementación de Dos Sistemas de Biorremediación como Estrategia para la Prevención y Mitigación de los Efectos del Drenaje Ácido de Roca en la Cordillera Blanca, Perú. Con la participación de la Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo, Perú.

Lovera, D., Quipuzco, L.U., Laureano, L.V, Becerra, C.M, Nadezhda, D., Valencia, P. (2006). Adaptación de un sistema de tratamiento de aguas residuales en la comunidad urbana de Lacabamba, región Ancash - Perú, usando tecnologías de humedales artificiales, Revista del Instituto de Investigaciones de la Facultad de Geología, Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas, Vol. 9, No 18.

Miglio Toledo, R., (2017) Humedales Construidos para la Depuración de Aguas Residuales, Editorial UNALM.

Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento (MVCS). (2006). Decreto Supremo N° 011-2006-VIVIENDA. Norma Técnica OS.090 Plantas de Tratamiento de aguas Residuales del Reglamento Nacional de Edificaciones.

Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento (MVCS). (2018). Resolución Ministerial N° 192-2018-VIVIENDA. Norma técnica de diseño: opciones tecnológicas para sistemas de saneamiento en el ámbito rural.

Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento (MVCSa). (2021). Plan Nacional de Saneamiento 2022-2026.

Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento (MVCSb). (2021). Diagnóstico de la situación de brechas de infraestructura o de acceso a servicios públicos del sector Vivienda, Construcción y Saneamiento.

Ministerio del Ambiente (MINAM). (2010a). Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM. Aprueban Límites Máximos Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento Residuales Domésticas o Municipales.
Ministerio del Ambiente (MINAM). (2010b). Decreto Supremo N° 010-2010-MINAM. Aprueban Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero-metalúrgicas.

Ministerio del Ambiente (MINAM). (2017). Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM. Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y Establecen Disposiciones Complementarias.

Ñáñez, D. (2016). Estudio y selección de especies vegetales con potencial biorremediador en drenajes ácidos de roca y relaves minerales de la cuenca del río Santa (Áncash, Perú). Tesis para optar al Grado de Bachiller en Ciencias con Mención en Biología, Universidad Peruana Cayetano Heredia. Lima, Perú.

Organización Mundial de la Salud (OMS). (1989). Guidelines for the safe use of wastewater and excrete in agriculture and aquaculture. Measures for public health protection. WHO, Geneva.

Otoya, M. C. *in prep.* Potencial de *Distichia muscoides* en la biorremediación de un bofedal impactado con drenaje ácido de roca en Áncash. Tesis para optar al Título Universitario de Licenciado en Biología. Universidad Nacional Pedro Ruíz Gallo, Facultad de Ciencias Biológicas. Lambayeque, Perú.

Palomino, E., Paredes, M., Villanueva, A. (2005). Biorremediación de DAM mediante sistema de humedales. IV Congreso internacional de Medio Ambiente en Minería y Metalurgia. Lima – Perú.

Palomino, E. (2007). Sistemas de Humedales para la biorremediación de Drenajes Ácidos de Mina o Roca en Ancash – Perú. Tesis para optar al Grado de Doctor en Ciencias Ambientales. Universidad Nacional de Trujillo, Escuela de Postgrado. Programa Doctoral en Ciencias Ambientales. Trujillo, Perú.

Paredes, M. (2004). Utilización del humus y lodos de desagüe en la recuperación del agua de relave del Pasivo Ambiental de la Planta Concentradora Santo Toribio – Independencia – Huaraz. FCAM-UNASAM. Tesis para optar al Título Profesional de Ingeniero Ambiental.

Rojas, M. Y. y Purihuamán, C. N. (2018). Tratamiento de aguas residuales domésticas con la especie vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) en humedales de flujo subsuperficial. Tzhoecoen 10(1).

Ruiz, L.O. (2010). Servicios de agua potable y saneamiento en el Perú: beneficios potenciales y determinantes de éxito, Comisión Económica para América Latina y el Caribe – CEPAL. http://www.cepal.org/es/publicaciones

Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS). (2015), Diagnóstico de las plantas de tratamiento de Aguas Residuales en el Ámbito de Operación de las Entidades Prestadoras de Servicios de Saneamiento, Primera Edición, Septiembre. http://www.sunass.gob.pe/d oc/Publicaciones/ptar.pdf

Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA). (2011). Reúso de efluentes de un sistema de humedales artificiales, Trujillo, Perú, Marzo. http://www.susana.org/en/resources/library/details/754

ESTUDIO DE CASO 1 – AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA (ARD)

Nombre del humedal: PTAR piloto de humedales - UNALM

Localidad: La Molina Distrito: La Molina Región: Lima Coordenadas UTM: 288199E, 8663291N, Altitud: 238 msnm	
Tipo de humedal: ☒ Humedal para ARD ☐ Humedal para DAM ☐ Humedal para DAR ☐ Humedal natural	
Tamaño (m^2): 66 (área efectiva de tratamiento)	
Costo de construcción, operación y mantenimiento o acciones de intervención (USD): Construcción: aproximadamente 28,000 Operación: tesistas de la UNALM Mantenimiento: 1000/año	
Propietario / Empresa / Organización: Universidad Nacional Agraria la Molina (UNALM)	
Persona de contacto del proyecto y correo: Rosa Miglio Toledo - rmiglio@lamolina.edu.pe	
IMÁGENES Agregue imágenes como archivo adjunto (https://cutt.ly/qF1DOUo) Agregue una breve descripción / leyenda para cada imagen aquí	1) Primera y segunda etapa de sistema Francés, PTAR piloto UNALM 2) Segunda etapa del sistema Francés, PTAR piloto UNALM 3) Vista de la capa de lodo en la primera etapa del sistema Francés 4) Vista del sistema Francés instalado en la PTAR, piloto UNALM 5) Vista panorámica PTAR piloto UNALM, con sistema Francés a la izquierda
DESCRIPCIÓN Ingrese una breve descripción de este proyecto como: ubicación, caudales/volumen de tratamiento, historial, condiciones/contexto del sitio. Trate de agregar los siguientes ítems: parámetros medidos (metales pesados, sulfatos, pH, NO_3, PO_4, DBO, etc.), eficiencia del tratamiento, estética, costo-eficiencia, funcionalidad, preservación/conservación, productividad, mantenimiento y sustentabilidad.	Gracias al apoyo de diversas instituciones, la planta piloto de tratamiento de la UNALM se construyó en el año 2012, con el objetivo de instalar unidades de tratamiento, de bajo costo, fácil instalación y operación; aplicables en tratamientos descentralizados de agua residual y lodos en municipios y pequeñas comunidades del país. Consta de tres líneas de tratamiento, en dos de ellas se combinan tratamientos primarios (tanque séptico, reactor anaerobio) con humedales de flujo horizontal. Una tercera línea es un sistema francés con humedales de flujo vertical operando en dos etapas. Cada línea trata los efluentes de 30 habitantes equivalentes o unos 6 m^3/día, el diseño permite que los flujos de cada línea puedan combinarse con fines de investigación. En esta ficha se describe solo la línea correspondiente al Sistema Francés: El Sistema Francés consta de dos etapas de humedales de flujo vertical. La primera utiliza grava como material filtrante y recibe aguas residuales crudas (sin pre-tratamiento), y la segunda utiliza arena gruesa

	como material filtrante. La primera etapa está dividida en cuatro sectores o canteros que se alimentan de manera alternada con diferencia de 3.5 días, lo que permite la mineralización de los sólidos atrapados en la superficie del humedal. Las eficiencias de ambas etapas varían en función de la carga hidráulica aplicada mostrando mejores resultados con una carga de 0.329 m d^{-1}. En la primera se han logrado eficiencias de remoción > 90.5%, > 92.1%, > 98.1% y > 70.4% para la DQO, DBO_5, SST y N Total respectivamente. Mientras que en todo el sistema (1ra + 2da etapa) las eficiencias fueron > 97.7% en todas las fases de investigación para la DQO, DBO_5 y SST. En cuanto a calidad microbiológica, se tienen reportes promedio de entre 2.5×10^3 - 1.6×10^4 NMP mg L^{-1} para coliformes totales a la salida del sistema y ≤ 1 mgL^{-1} en huevos de helmintos (León et al., 2021). Las especies vegetales utilizadas son: paragüitas (Cyperus *alternifolius*) y pasto vetiver (*Chrysopogon zizanioides*).
MATERIALES DE CONSTRUCCIÓN Y/O CONSERVACIÓN Describa los materiales de construcción, operación y mantenimiento.	La primera etapa del sistema está dividida en dos canteros de 18 m² c/u (36 m² área total). El medio filtrante cuenta con una capa de 65 cm de grava ¼" (6.4 mm), cubierta por otra capa de 35 cm de grava ½" (12.7 mm), el fondo está recubierto con geomembrana. La segunda etapa está conformada por dos humedales verticales de 15 m² de superficie c/u; rellenos con arena gruesa y cuyo fondo está revestido con geomembrana
LECCIONES APRENDIDAS Ingrese los desafíos y oportunidades relacionados a los humedales. Sugerencia: aceptación de la tecnología o importancia de conservar los humedales, componente social, oportunidades de financiamiento, mal funcionamiento de equipos, ausencia de datos operativos.	Es una tecnología promisoria para contribuir a resolver los problemas de saneamiento en Perú y adaptarse a los efectos del cambio climático (reúso). Son sistemas robustos de alta capacidad, operación sencilla y de muy bajo costo. Cumple las directrices OMS (1998) para riego restrictivo, pero no para riego no restrictivo, aunque el efluente clarificado (NTU<5) permitiría alta eficiencia para cualquier proceso de higienización (UV; cloro). Un aspecto interesante de esta unidad es que no genera lodos, no libera metano ni provoca costos adicionales para su mantenimiento). Estéticamente, las plantas generan un entorno muy vistoso, las paragüitas y el pasto vetiver han crecido

	fuertes y saludables; no hay presencia de olores ni vectores en el lugar.
Publicaciones: Enumere cualquier libro, publicación periódica o sitio web (si lo hubiera) en el que haya aparecido este proyecto. Incluya nombre de la publicación, editor, fecha de publicación, volumen, número, página o URL.	León et al (2021) "Optimización de un Sistema Francés para tratar aguas residuales domésticas en climas templados, bajo condiciones típicas de Perú". En: https://gesad.ufsc.br/5-simposio-brasileiro-sobre-aplicacao-de-wetlands-construidos-no-tratamento-de-aguas-residuarias-florianopolis-2021/

Figura 10.1. Panorámica del estudio de caso 1 (humedal artificial para el tratamiento de agua residual doméstica, mediante sistema francés instalado en la PTAR piloto de la UNALM).

ESTUDIO DE CASO 2 - AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA (ARD)

Nombre del humedal: PTAR Humedales - UNACEM

Localidad: Atocongo Distrito: Villa María del Triunfo Región: Lima Coordenadas UTM: 292595 E, 8650394 N, Altitud: 143 msnm	
Tipo de humedal: ☒ Humedal para ARD ☐ Humedal para DAM ☐ Humedal para DAR ☐ Humedal natural	
Tamaño (m^2): 5594 (área efectiva de tratamiento)	
Costo de construcción, operación y mantenimiento o acciones de intervención (USD): Construcción: 3.8 millones Operación: 120 000/año	
Propietario / Empresa / Organización: UNACEM S.A.A.	
Persona de contacto del proyecto y correo: David Cueto Sánchez - david.cueto@unacem.com.pe	
IMÁGENES Agregue imágenes como archivo adjunto (https://cutt.ly/qF1DOUo) Agregue una breve descripción / leyenda para cada imagen aquí	1) Celdas de humedal PTAR UNACEM: Especie vegetal *Canna edulis* - Achira 2) PTAR UNACEM: Crecimiento de la vegetación en las celdas de los humedales 3) PTAR UNACEM: Unidades de pretratamiento y humedales 4) PTAR UNACEM: Vista de las celdas de humedales 5) PTAR UNACEM: Especies vegetales utilizadas, achira y paragüitas, listas para sembrar en el humedal
DESCRIPCIÓN Ingrese una breve descripción de este proyecto como: ubicación, caudales/volumen de tratamiento, historial, condiciones/contexto del sitio. Trate de agregar los siguientes ítems: parámetros medidos (metales pesados, sulfatos, pH, NO_3, PO_4, DBO, etc.), eficiencia del tratamiento, estética, costo-eficiencia, funcionalidad, preservación/conservación, productividad, mantenimiento y sustentabilidad.	La PTAR terminó de construirse en 2010, para un caudal de tratamiento de 600 m^3/día (6.94 L/s). Consta de una secuencia de procesos que incluyen: **Pretratamiento** (cámara rejas, aforador parshall, tanque de regulación). **Tratamiento primario** (tanque de floculación, sedimentador laminar, tanque de aireación) **Tratamiento secundario** (6 humedales construidos de flujo horizontal - subsuperficial) **Tratamientos complementarios** (buzón de derivación, cámara de partición, tanques de mezclado y floculación, filtro prensa para deshidratación de lodos, desinfección con cloro, almacenamiento y distribución de agua residual tratada). Las especies vegetales utilizadas son: paragüitas (Cyperus *alternifolius*) y achiras (Canna *edulis*). Estéticamente, las plantas de los humedales generan un entorno muy vistoso, las achiras y paragüitas han crecido fuertes y saludables; no hay presencia de olores ni vectores en el lugar.

MATERIALES DE CONSTRUCCIÓN Y/O CONSERVACIÓN Describa los materiales de construcción, operación y mantenimiento.	El medio filtrante es confitillo y la zona de entrada y salida utiliza grava grande. La planta cuenta con 6 celdas de 32.6 m x 28.6 m cada una con un área efectiva de 932 m^2. Cada celda está revestida con geomembrana de PVC de 0.7 mm de espesor.
LECCIONES APRENDIDAS Ingrese los desafíos y oportunidades relacionados a los humedales. Sugerencia: aceptación de la tecnología o importancia de conservar los humedales, componente social, oportunidades de financiamiento, mal funcionamiento de equipos, ausencia de datos operativos.	La calidad del efluente permite reutilizar el 100% de los efluentes generados en sus instalaciones para el riego de áreas verdes de la empresa y el sistema contra incendio. El reúso permite un ahorro de agua que supera los 110 000 m^3.
Publicaciones: Enumere cualquier libro, publicación periódica o sitio web (si lo hubiera) en el que haya aparecido este proyecto. Incluya nombre de la publicación, editor, fecha de publicación, volumen, número, página o URL.	https://cwetlandsdata.com/casestudies/

Figura 10.2. Celdas de humedal PTAR UNACEM, con la especie vegetal *Canna edulis* – Achira.

ESTUDIO DE CASO 3: DRENAJE ÁCIDO DE ROCA (DAR)

Nombre del humedal: Humedal Construido para tratamiento de drenaje ácido de roca (DAR) de Canrey Chico – Recuay - Ancash

Localidad: CC Cordillera Blanca Distrito: Recuay Provincia: Recuay Región: Ancash Coordenadas UTM: S 8929420.32; E 233277.56, Altitud: 3670 msnm Año: 2014 a 2015	
Tipo de humedal: ☐ Humedal para ARD ☐ Humedal para DAM ☒ Humedal para DAR ☐ Humedal natural	
Tamaño (m^2): 519 m^2 (Celda 1: 153 m^2; Celda 2: 117 m^2; Celda 3: 249 m^2)	
Costo de construcción: USD 10 000. Operación y mantenimiento anual: USD 500	
Propietario / Empresa / Organización: Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo	
IMÁGENES https://docs.google.com/presentation/d/1hqiGLoW_mJPMXMLOJJRaONx0AwqMMLaK/edit?usp=sharing&oui d=108134144165290214105&rtpof=true&sd=true	1) Ubicación geográfica del Humedal construido para el tratamiento de DAR del río Negro. 2) Sedimentadores para el secuestro de hierro, manganeso y aluminio. 3) Humedal con especies fitorremediadoras: *Juncus articus, Juncus bufonius.* 4) Detalle de la celda del humedal con *Juncus articus.*
DESCRIPCIÓN El sistema remediador cuenta con tres sedimentadores y tres celdas de humedal. Se diseñó para tratar DAR del río Negro con un caudal entre 80 a 90 L/s. Este sistema está instalado en la Comunidad Campesina Cordillera Blanca de Canrey Chico, distrito y provincia de Recuay, departamento de Áncash. Los sedimentadores están construidos con mampostería simple, y su propósito es remover metales oxidables (Fe, Mn, Al).	El efluente del sedimentador se transporta a través del canal de Chonta hasta las tres celdas para remover metales por sulfurogénesis debido a la acción de las bacterias sulfato reductoras en la zona anaeróbica del humedal. Contribuyen en la depuración el consorcio de *Juncus, articus* con microorganismos de rizósfera por inmovilización de metales en complejos orgánicos. Todo el sistema permite tratar el DAR del río Negro en el agua que se demanda para riego y uso pecuario. Si comparamos el DAR (afluente al sistema) con el efluente del humedal vemos que el pH sube de 4.14 a 5.5; los sulfatos caen de 130 a 75 mg/L; el Fe de 12 a 3 mg/L, el Pb de 0.28 a 0.143 mg/L, el Cd de 0.074 a 0.023 y el As de 0.15a <0.05 mg/L.
MATERIALES DE CONSTRUCCIÓN Y/O CONSERVACIÓN Los sedimentadores constan de tres celdas impermeabilizadas con mampostería rústica. Los humedales construidos están impermeabilizados con material fino. El substrato consta de grava, bacterias sulfato reductoras y materia orgánica (estiércol de ganado, compost/humus). Todo el substrato tiene una altura aproximada de 20 cm,	Sobre este sustrato se siembran especies fitorremediadoras de *Juncus articus*. Antes de hacer ingresar el DAM al sistema, debe asegurarse que la cobertura vegetal ha alcanzado al menos el 50%; de ser necesario se vuelve a sembrar en los espacios vacíos. El mantenimiento del sistema implica retirar los depósitos del sedimentador con una válvula de purga, en tanto que, del humedal, la poda y resiembra en los espacios libres. Estos residuos se deben encapsular en pozas estabilizadas químicamente con cal recubierto con una mezcla de turba/materia orgánica y la fitoestabilización con *Pennisetum clandestinum, Cortaderia, Cytisus racemosa.*

dejando un área libre para el agua de unos 150 cm.	
LECCIONES APRENDIDAS Al realizar el mantenimiento del sistema debe implementarse cuadrillas de trabajo entre técnicos, comunidad y gobierno asegurando no desvirtuar las especificaciones técnicas del proyecto: pendiente del humedal, cobertura mínima del sistema, regulación del caudal de entrada. El sedimento retirado debe encapsularse considerando la estabilización química del sistema y la fitoestabilización; no hacerlo implica contaminar suelos limpios.	El estrato anaeróbico del humedal debe garantizar la implantación y actividad de las bacterias sulfato reductoras. Éstas necesitan de ácidos orgánicos para su actividad, lo cual puede conseguirse incorporando materia orgánica parcialmente fermentada. Las plantas del humedal deben alcanzar la mayor cobertura posible (no menos del 50%), añadiendo algo de abono orgánico que les provea macro y micronutrientes toda vez que en el relave están ausentes. La resiembra suele ser de gran ayuda. Es importante monitorear el sistema (pH, conductividad, potencial redox y metales pesados) con el propósito de implementar actividades correctivas.
PUBLICACIONES: Garro, Víctor. 2015. Eficiencia de un humedal artificial de tres celdas para el tratamiento de DAM en el Canal Chonta – Canrey Chico- Recuay – Ancash; periodo octubre 2014 - abril 2015. FCAM-UNASAM. Tesis de Ingeniero Ambiental.	

Figura 10.3. Panorámica del humedal para tratamiento de drenaje ácido.

ESTUDIO DE CASO 4: DRENAJE ÁCIDO DE MINAS (DAM)

Nombre del humedal: Humedal Construido para tratamiento de drenaje ácido de mina (DAM) de Mesapata – Cátac – Recuay - Ancash

Localidad: Humedal BIODAM Distrito: Catac Provincia: Recuay Región: Ancash Coordenadas UTM: S 8917767.76; E 233669.13, Altitud: 3538 msnm Año: 2004 a 2005	
Tipo de humedal: ☐ Humedal para ARD ☒ Humedal para DAM ☐ Humedal para DAR ☐ Humedal natural	
Tamaño (m^2): 3480 m^2	
Costo de construcción: USD 60 000. Operación y mantenimiento anual: USD 2 000	
Propietario / Empresa / Organización: Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo	
IMÁGENES https://docs.google.com/presentation/d/1xnnEwGXyEVs8mlX6fWrwjb6dVj79_TC0/edit?usp=sharing&ouid=108134144165290214105&rtpof=true&sd=true	1) Ubicación geográfica del Sistema BIODAM para el tratamiento de DAM de Mesapata. 2) Sedimentadores para el secuestro de hierro, manganeso y aluminio. 3) Humedal con especies fitorremediadoras: *Distichia*, *Juncus* y *Calamagrostis.* 4) Detalle del canal con el revestimiento de geomembrana y cobertura vegetal mayor al 80%.
DESCRIPCIÓN El sistema BIODAM para el tratamiento de DAM de la Planta Concentradora de Mesapata está ubicado en el distrito de Cátac, provincia de Recuay, departamento de Ancash. Consta de unidades de sedimentación para la remoción de metales oxidables (Fe, Mn, Al). Para una mejor eficiencia de las cámaras de sedimentación es importante darle las condiciones para la oxidación de los metales y su posterior precipitación. Se ha observado la presencia de bacterias oxidadoras de hierro acidófilas.	El efluente del sedimentador ingresa a las celdas y canales de humedal construido para remover metales por sulfurogénesis debido a la acción de las bacterias sulfato reductoras en la zona anaeróbica del humedal. Contribuyen en la depuración el consorcio de especies fitorremediación *Distichia, Juncus, Calamagrostis* con microorganismos de rizósfera por la inmovilización de metales en complejos orgánicos Todo el sistema permite tratar el DAM del pasivo ambiental minero. Si comparamos el DAM (afluente al sistema) con el efluente del sistema BIODAM, tenemos que el pH sube de 2,6 a 6.5 – 7.3; los sulfatos caen de 800 a 26 mg/L; el Fe de 25 a 0.1 mg/L, el Pb de 26 a 0.2 mg/L y el cobre de 7 a 0.1 mg/L.
MATERIALES DE CONSTRUCCIÓN Y/O CONSERVACIÓN Los sedimentadores son celdas impermeabilizadas con material fino. Los humedales construidos están impermeabilizados con geomembrana de 2mm de espesor. El substrato consta de grava, bacterias sulfato reductoras y materia orgánica (estiércol de ganado, compost/humus). Todo el substrato	Sobre este sustrato se siembran especies fitorremediadoras de *Juncus, Calamagrostis, Distichia*. Antes de hacer ingresar el DAM al sistema, debe asegurarse que la cobertura vegetal ha alcanzado al menos el 50%; de ser necesario se vuelve a sembrar en los espacios vacíos las especies fitorremediadoras. El mantenimiento del sistema implica retirar los depósitos del sedimentador con una bomba de succión; en tanto que, del humedal, la poda y resiembra en los espacios libres. Estos residuos se deben encapsular en pozas estabilizadas

tiene una altura aproximada de 20 cm, dejando un área libre para el agua de unos 180 cm.	químicamente con cal y recubrir con una mezcla de turba y materia orgánica y la fitoestabilización con *Cortaderia*.
LECCIONES APRENDIDAS Para minimizar la generación de DAM de la presa de relave se recomienda fitoestabilizar el talud con el propósito de minimizar al máximo la erosión de la presa del relave. Es importante promover el crecimiento de bacterias acidófilas oxidadoras de hierro. Téngase en cuenta que estas son quimioautotróficas.	El estrato anaeróbico del humedal debe garantizar la implantación y actividad de las bacterias sulfato reductoras. Éstas necesitan de ácidos orgánicos para su actividad, lo cual puede conseguirse incorporando materia orgánica parcialmente fermentada. Las plantas del humedal deben alcanzar la mayor cobertura posible (no menos del 50%), añadiendo algo de abono orgánico que les provea macro y micronutrientes toda vez que en el relave están ausentes. La resiembra suele ser de gran ayuda. Es importante monitorear el sistema (pH, conductividad, potencial redox y metales pesados) con el propósito de implementar actividades correctivas.
PUBLICACIONES: Paredes, M. 2004. Utilización del humus y lodos de desagüe en la recuperación del agua de relave del Pasivo Ambiental de la Planta Concentradora Santo Toribio – Independencia – Huaraz. FCAM-UNASAM. Tesis de Ingeniero Ambiental.	Palomino, Edwin y col. 2005. Biorremediación de drenajes ácidos de mina (DAM) mediante el sistema de Humedales. IV Congreso Internacional de Medio Ambiente en Minería y Metalurgia. 4° Simposio Nacional de Seguridad Minera y Desarrollo Sostenible.

Figura 10.4. Panorámica del humedal artificial para tratamiento de drenaje ácido de minas.