



REPORTES CIENTÍFICOS

D E L A F A C E N

ISSN 2078-399X (impreso)

ISSN 2222-145X (online)

Volumen 17

Suplemento A

2026

**Memoria de la
VII Conferencia Panamericana de Humedales
16 al 20 de junio de 2025**



VII Conferencia Panamericana de
SISTEMAS DE HUMEDALES
para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua
Asunción - Paraguay 2025

Organizan



FACEN
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Universidad Nacional de Asunción



HUPANAM
Red Panamericana
de Sistemas de Humedales

Apoyan



Auspicia

JANISCH & SCHULZ
Ingenieure

PUBLICACIÓN CIENTÍFICA
DE LA FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES
UNIVERSIDAD NACIONAL DE ASUNCIÓN-PARAGUAY

REPORTES CIENTÍFICOS DE LA FACEN



Reportes Científicos de la FACEN, es una revista de acceso libre y gratuito y es la publicación científica oficial de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de Asunción. Es emitida semestralmente y publica artículos originales, artículos de revisión, tópicos actuales, reportes de casos, comunicaciones cortas y cartas al editor, en las áreas de Biología, Química, Física, Matemática Pura, Matemática Estadística, Geología, Biotecnología y Tecnología de Producción. Los trabajos y opiniones publicados en la revista son de exclusiva responsabilidad de los autores.

UNIVERSIDAD NACIONAL DE ASUNCIÓN

Prof. Dra. Zully Concepción Vera de Molinas

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

Prof. Constantino Nicolás Guefos Kapsalis, MAE
Decano

Dirección Web

www.facen.una.py

REPORTES CIENTÍFICOS DE LA FACEN

Dirección postal

Reportes Científicos de la FACEN, Dirección de
Investigación, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales,
Campus Universitario, Casilla de Correo 1039, San Lorenzo,
Paraguay

Teléfono/Fax

595 21 585600 interno 237

E-mail

reportescientificos@gmail.com

Dirección web

<http://www.facen.una.py/es/publicaciones-cientificas/>

REPORTES CIENTÍFICOS DE LA FACEN



VII Conferencia Panamericana de
SISTEMAS DE HUMEDALES
para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua
Asunción - Paraguay 2025

Editor en Jefe

Mg. Luis Francisco Marín Insrán
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Universidad Nacional de Asunción

Comité Editorial Permanente

Dr. Bolívar Rafael Garcete Barrett
FACEN - UNA

Lic. Nery López
FACEN - UNA

M. Sc. Danilo Fernández Ríos
FACEN - UNA

Dra. Celeste Vega
CEDIC

Dra. Miriam Rolon
CEDIC

Dra. Antonieta Rojas de Arias
OPS - Paraguay

Comité Organizador

Integrantes del Grupo de Investigación en Biotecnología Ambiental (GIBTA)

Tomás Rodrigo López Arias
Leónida Medina García
Shaun Patrick McGahan Silva
Mabel Díaz Cubilla
Giselle Mariza Duré Quiñonez
Guido Andrés Troche Arias

Comité Ejecutivo de la Red HUPANAM

Juan Carlos Casas Zapata (Presidente, CO)
Tomás Rodrigo López Arias (Vicepresidente, PY)
Graciela Elizabeth Nani González (Secretario
Técnico, MX)
Pablo Heleno Sezerino (Secretario Técnico, BR)
Jorge García Zumalacargui (Secretario Técnico,
EC)
Allan Tejeda Ortega (Secretario técnico, MX)

Logística

Andrea Fiorrella Martinetti Gastón
Aurelia Campuzano Hoehl

Comité Científico

Ana Karina Boltes Espínola (España)
Felicia Mabel Díaz Cubilla (Paraguay)
Florentina Zurita Martínez (México)
Gilberto Antonio Benítez Rodas (Paraguay)
Giselle Mariza Duré Quiñonez (Paraguay)
Guido Andrés Troche Arias (Paraguay)
Hajime Guillermo Kurita Oyamada (Paraguay)
Hernán Ricardo Hadad (Argentina)
Ismael Leonardo Vera Puerto (Chile)
Jaime Andrés Lara Borrero (Colombia)
Jorge Alejandro García Zumalacargui (Ecuador)
Leónida Medina García (Paraguay)
Osvaldo David Frutos González (Paraguay)
Rosa María Miglio Toledo (Perú)
Shaun Patrick McGahan Silva (Paraguay)
Tomás Rodrigo López Arias (Paraguay)

Diseño y Diagramación

Daniel Curtido

Rep. cient. FACEN	San Lorenzo (Paraguay)	Vol. 17, Supl. A	Año 2026	ISSN 2078-399X (versión impresa) ISSN 2222-145X (versión online)
-------------------	------------------------	---------------------	----------	---



VII Conferencia Panamericana de
SISTEMAS DE HUMEDALES
para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua
Asunción - Paraguay 2025

Programa



VII Conferencia Panamericana de
SISTEMAS DE HUMEDALES
para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua
Asunción - Paraguay 2025



Fecha
16 al 20
Junio



Lugar
CAMPUS UNA
San Lorenzo



VII Conferencia Panamericana de
SISTEMAS DE HUMEDALES
para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua
Asunción - Paraguay 2025

Organizan



FACEN
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Universidad Nacional de Asunción



HUPANAM
Red Panamericana
de Sistemas de Humedales

Apoyan



Auspicia

JANISCH & SCHULZ
Ingenieure



Declaración de interés

- Consejo Directivo de la FACEN-UNA. RES CD FACEN N.° 0246-2025 "POR LA CUAL SE DECLARA DE INTERÉS ACADÉMICO Y CIENTÍFICO PARA LA FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES, LAS "VII CONFERENCIA PANAMERICANA DE SISTEMAS DE HUMEDALES PARA EL TRATAMIENTO Y MEJORAMIENTO DE LA CALIDAD DEL AGUA (CPSH)"
- CONACYT-PARAGUAY: RES CONES N.° 231-2025 "POR LA CUAL SE DECLARA DE INTERÉS INSTITUCIONAL LA " VII CONFERENCIA PANAMERICANA DE SISTEMAS DE HUMEDALES PARA EL TRATAMIENTO Y MEJORAMIENTO DE LA CALIDAD DEL AGUA (CPSH)" A LLEVARSE A CABO DESDE EL 16 AL 20 DE JUNIO DEL CORRIENTE AÑO EN LA FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL DE ASUNCIÓN"



**GOBIERNO DEL
PARAGUAY**

**CONSEJO NACIONAL
DE CIENCIA
Y TECNOLOGÍA**

Instituciones organizadoras

- Facultad de Ciencias Exactas y Naturales-Universidad Nacional de Asunción (<https://www.facen.una.py/es/>)
- Grupo de Investigación en Biotecnología Ambiental (GIBTA)
- Red Panamericana de Sistemas de Humedales (HUPANAM <https://hupanam.com/>)

1

Organizan



FACEN
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Universidad Nacional de Asunción



HUPANAM
Red Panamericana
de Sistemas de Humedales

Apoyan



WETLANDS
construidos



FADA/UNA

Auspicia

JANISCH & SCHULZ
Ingenieure



Comité organizador

Integrantes del Grupo de Investigación en Biotecnología Ambiental (GIBTA)

Tomás Rodrigo López Arias

Leónida Medina García

Shaun Patrick McGahan Silva

Mabel Díaz Cubilla

Giselle Mariza Duré Quiñonez

Guido Andrés Troche Arias

Comité Ejecutivo de la Red HUPANAM

Juan Carlos Casas Zapata (Presidente, CO)

Tomás Rodrigo López Arias (Vicepresidente, PY)

Graciela Elizabeth Nani González (Secretario Técnico, MX)

Pablo Heleno Sezerino (Secretario Técnico, BR)

Jorge García Zumalacarregui (Secretario Técnico, EC)

Allan Tejeda Ortega (Secretario técnico, MX)

Logística

Andrea Fiorrella Martinetti Gastón

Aurelia Campuzano Hoëhl

2

Organizan



FACEN
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Universidad Nacional de Asunción



HUPANAM
Red Panamericana
de Sistemas de Humedales

Apoyan



Auspicia

JANISCH & SCHULZ
Ingenieure



Diseño y Diagramación

Daniel Curtido

Comité científico de la Conferencia

Ana Karina Boltes Espínola (España)
Felicia Mabel Díaz Cubilla (Paraguay)
Florentina Zurita Martínez (México)
Gilberto Antonio Benítez Rodas (Paraguay)
Giselle Mariza Duré Quiñónez (Paraguay)
Guido Andrés Troche Arias (Paraguay)
Hajime Guillermo Kurita Oyamada (Paraguay)
Hernán Ricardo Hadad (Argentina)
Ismael Leonardo Vera Puerto (Chile)
Jaime Andrés Lara Borrero (Colombia)
Jorge Alejandro García Zumalacarregui (Ecuador)
Leónida Medina García (Paraguay)
Osvaldo David Frutos González (Paraguay)
Rosa María Miglio Toledo (Perú)
Shaun Patrick McGahan Silva (Paraguay)
Tomás Rodrigo López Arias (Paraguay)

3

Organizan



FACE N
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Universidad Nacional de Asunción



HUPANAM
Red Panamericana
de Sistemas de Humedales

Apoyan



Auspicia

JANISCH & SCHULZ
Ingenieure



Propósito del Evento

Promover la creación de vínculos entre profesionales dedicados al estudio y aplicación de sistemas de humedales para el tratamiento de aguas residuales, destacando los beneficios tangibles que estos sistemas aportan. Además, el evento proporcionará un espacio de capacitación en tecnologías y herramientas actuales mediante talleres con expertos en el área.

Página web oficial: <https://conferenciahumedales.facen.una.py/>

Objetivo del evento

Fortalecer y divulgar los conocimientos y avances de los sistemas humedales construidos para el tratamiento y mejora de la calidad del agua, el tratamiento de lodos, la reutilización y recuperación de productos en el contexto de la región.

Objetivos específicos

- Conocer las últimas innovaciones y tendencias en investigación y desarrollo de los sistemas de humedales para el tratamiento de aguas en diversos sectores.
- Formar a profesionales en el uso de herramientas avanzadas, incluyendo bioinformática y tecnologías emergentes, el diseño de humedales mediante la realización de talleres prácticos.
- Facilitar el intercambio de conocimientos entre investigadores nacionales e internacionales para fortalecer las líneas de investigación de los diversos grupos que conforman la Red HUPANAM

- Crear un espacio para la presentación y difusión de investigaciones relacionadas con humedales y el tratamiento de agua, promoviendo redes de colaboración entre investigadores a nivel internacional.
- Facilitar la interacción entre investigadores y empresas para garantizar que los avances científicos en el uso de humedales para la mejora del agua lleguen a la sociedad de manera eficiente.
- Difundir investigaciones de alto nivel relacionadas con la tecnología de humedales mediante publicaciones formales.

Tópicos de la conferencia

1. Microbiomas y otras herramientas biotecnológicas en humedales: Abordaje sobre las características y el potencial de la comunidad microbiana en cuanto a remoción de contaminantes, así como el papel que influye la incorporación de herramientas biotecnológicas en humedales.
2. Humedales intensificados: Humedales aireados, humedales híbridos, humedales con pilas de combustible microbianas
3. Contaminantes emergentes: Contaminantes presentes en los cauces hídricos, microplásticos, fármacos de uso humano o veterinario; plaguicidas, antiparásitos y otros biocidas; aditivos de materiales empleados como antioxidantes, retardantes de llama, plastificantes, protectores anticorrosivos; productos del hogar; drogas, como también sus efectos en el medio y las diferentes alternativas de tratamiento para su reducción.
4. Conservación y restauración de humedales: Reconocimiento de los beneficios que aporta la conservación y restauración de humedales naturales y construidos, así como la mención de las acciones implementadas o planificadas para su cumplimiento.
5. Humedales para la reutilización y recuperación de productos: Alternativas para la reutilización de aguas residuales tratadas en humedales construidos, y recuperación

- de productos en el sistema planta - sustrato. Rol de los humedales en la economía circular.
6. Contaminantes inorgánicos: Caracterización de los contaminantes inorgánicos presentes en medios hídricos, y los diferentes mecanismos empleados para la reducción de su toxicidad.
 7. Gobernanza ambiental y humedales: Situación actual de los procesos, gestiones y políticas dirigidos a escenarios ambientales, y enfocadas en la protección de ecosistemas como los humedales.
 8. Los humedales y los ODS: Estado de conservación, uso sostenible y el papel funcional de los humedales en relación a los Objetivos de Desarrollo Sostenibles.
 9. Biodiversidad en humedales: Humedales y su desempeño como hábitat natural de una gran variedad de especies de fauna y flora. El papel de la biodiversidad en los humedales de tratamiento.
 10. Servicios ecosistémicos de humedales: Múltiples beneficios fundamentales obtenidos de los humedales categorizados en servicios de aprovisionamiento, servicios de regulación, servicios de apoyo y servicios culturales.
 11. Estudios de caso: empresas, aspectos económicos, culturales y paisajísticos
 Humedales que tratan escorrentías agrícolas, lodos, aguas residuales industriales, aguas pluviales, desbordes de alcantarillado combinado, aguas residuales domésticas.
 12. Tratamiento de fangos de tanques sépticos y de tratamientos secundarios:
 Procesamiento y optimización en el tratamiento de fangos de tanques sépticos y de tratamiento secundario provenientes de sistemas convencionales.

Programa

Cursos pre-conferencias. Lunes 16 de junio del 2025. Lugar: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales-UNA

Curso pre-conferencia 1		Curso pre-conferencia 2	
08:00 - 09:00	Inscripciones y registro		
09:00 - 10:00	Taller: Estudio del microbioma de humedales por metagenómica. Responsable: Walter Sandoval, PY	Taller: Diseño de humedales para el tratamiento de aguas residuales. Responsable: Carlos Arias (DK)	
10:00 - 11:00	Lugar: Aula A37 (Facultad de Ciencias Exactas y Naturales-UNA)	Lugar: Salón Judith Dos Santos (Facultad de Ciencias Exactas y Naturales-UNA)	
11:00 - 12:00			
12:00 - 14:00	Almuerzo		
14:00 - 15:00	Taller: Estudio del microbioma de humedales por metagenómica-Laboratorio Responsables:	Taller: Diseño de humedales para el tratamiento de lodos.	
15:00 - 16:00	Walter Sandoval, Mauricio Molinas; PY	Responsable: Pablo Sezerino (BR)	
16:00 - 17:00	Lugar: Laboratorio de Biotecnología Molecular/Laboratorio de Biotecnología Ambiental (Facultad de Ciencias Exactas y Naturales-UNA)	Lugar: Salón Judith Dos Santos (Facultad de Ciencias Exactas y Naturales-UNA)	

7

Organizan



FACEN
 Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
 Universidad Nacional de Asunción



HUPANAM
 Red Panamericana
 de Sistemas de Humedales

Apoyan



Auspicia

JANISCH & SCHULZ
 Ingenieure

Día 1. Martes 17 de junio del 2025. Lugar: SALÓN AUDITORIO DE LA FACULTAD DE ARQUITECTURA, DISEÑO Y ARTE - UNA

Actividades	
07:30	Inscripciones y registro
08:30	Ceremonia de apertura: Prof. Constantino Nicolás Guefos Kapsalis, MAE. Decano. FACEN-UNA Tomás Rodrigo López Arias. Vicepresidente de la Red HUPANAM, presidente de la Conferencia Juan Carlos Casas Zapata. Presidente de la Red HUPANAM Prof. Dr. Miguel W. Torres Ñumbay. Vicerrector. Rector en Ejercicio de la Universidad Nacional de Asunción
09:00 - 10:00	Conferencia 1. Reutilización de aguas tratadas en humedales construidos enfocada a la obtención de bioproductos y otros servicios. (Joan García, ES) Moderador: Tomás Rodrigo López Arias
10:00 - 11:00	Presentación oral 1. PO01 – PO04 Moderador: Shaun Patrick McGahan Silva (PY)
11:00 - 12:00	Presentación oral 2. PO05-PO08 Moderador: Shaun Patrick McGahan Silva (PY)
12:00 - 14:00	Almuerzo
14:00 - 15:00	Simposio 1. Humedales naturales: Usos, conservación y restauración (LAREV, PY) Moderadora: Bonifacia de Bertoni (PY)
15:00 - 16:00	- Humedales naturales del Paraguay: ciencia, conservación y desarrollo sostenible en un contexto regional (María Vera, PY)

	- Valoración de la biodiversidad a través de métricas de Ecología funcional (Karina Núñez, PY) - Monitoreo acústico de anfibios: desarrollo y aplicación en humedales neotropicales (Griselda Zárate, PY) - El potencial económico de las plantas de humedales: importancia de un enfoque sostenible (Bonifacia de Bertoni, PY)
16:00 - 17:00	Sección de pósters y coffe break. PP01-PP08
17:00 - 18:00	Simposio 2. Empresas 1. Obstáculos mercadológicos para la tecnología <i>wetlands</i> <i>construídos</i> en Brasil. (André Baxter Barreto-Empresa <i>Wetlands Construídos</i> BR) Moderador: Pablo Sezerino
18:00 - 19:00	Ceremonia de Inauguración. Acto cultural: elenco artístico de FADA-UNA
19:00 - 20:00	Cena cóctel

Día 2. Miércoles 18 de junio del 2025. Lugar: SALÓN AUDITORIO DE LA FACULTAD DE ARQUITECTURA, DISEÑO Y ARTE - UNA

Actividades	
09:00 - 10:00	Conferencia 2. Aplicaciones de humedales en diferentes contextos mundiales (Carlos Arias, DK) Moderador: Allan Tejeda Ortega (MX)
10:00 - 11:00	Presentación oral 3. PO09-PO12 Moderadora: Gladys Vidal (CL)
11:00 - 12:00	Presentación oral 4. PO13-PO16 Moderador: Gladys Vidal (CL)
12:00 - 14:00	Almuerzo
14:00 - 14:30	Conferencia 3. Directiva (UE) 2024/3019: Requisitos renovados y retos para las tecnologías extensivas en el Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas (Mario Jiménez Conde, ES) Moderador: Osvaldo David Frutos González (PY)
14:30 - 15:20	Conferencia 4: Humedales para tratamiento descentralizados (Pablo Sezerino, BR) Moderador: Jorge García Zumalacarregui (EC)
15: 20 - 15:50	Presentación oral 5. PO17-PO18 Moderador: Gladys Vidal (CL)
15:50	Fotografía oficial de la Conferencia (Salón Auditorio de FADA y en los jardines del Rectorado de la UNA)
16:00 - 17:00	Sección de pósters y coffe break. PP09-PP16

10

Organizan



FADEN
 Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
 Universidad Nacional de Asunción



HUPANAM
 Red Panamericana
 de Sistemas de Humedales

Apoyan



Auspicia

JANISCH & SCHULZ
 Ingenieure

17:00 - 18:00	Conferencia 5. Tratamiento de lixiviados en humedales (Juan Carlos Casas, CO) Moderador: Graciela Elizabeth Nani González (MX)
18:00 - 19:00	Reunión de integrantes de la Red Panamericana de Humedales Comité ejecutivo de la Red. Moderador: Juan Carlos Casas Zapata (Presidente, CO) Tomás Rodrigo López Arias (Vicepresidente, PY) Graciela Elizabeth Nani González (Secretario Técnico, MX) Pablo Heleno Sezerino (Secretario Técnico, BR) Jorge García Zumalacarregui (Secretario Técnico, EC) Allan Tejeda Ortega (Secretario técnico, MX)

Día 3. Jueves 19 de junio del 2025. Lugar: SALÓN AUDITORIO DE LA FACULTAD DE ARQUITECTURA, DISEÑO Y ARTE - UNA

Actividades	
jueves 19 de junio 2025	
09:00 - 10:00	Conferencia 6. Remoción de metales en efluentes industriales (Alejandra Maine, AR) Moderador: Leónida Medina García (PY)
10:00 – 10:30	Simposio 3. Empresas 2. 35 Años de Janisch & Schulz Ingenieros (Jorg Janisch-PY) Moderador: Pablo Sezerino
10:30 - 12:00	Presentación oral 6. PO19-PO22 Moderadora: Giselle Mariza Duré Quiñonez (PY)
12:00 - 14:00	Almuerzo
14:00 - 15:00	Presentación oral 7. PO23-PO26 Moderadora: Giselle Mariza Duré Quiñonez (PY)
15:00 - 16:00	Conferencia 7. Humedales bioelectroquímicos (Mario Jiménez Conde, ES) Moderadora: Mabel Diaz Cubilla (PY)
16:00 - 17:00	Sección de pósters y coffe break. PP17-PP23
17:00 - 18:00	Simposio 4. Situación de la aplicación de humedales construidos en la región. Ismael Leonardo Vera, Pablo Sezerino, Alejandra Maine, Jorge García Zumalacarregui, Rosa Miglio, Florentina Zurita Martínez Moderadora: Gladys Vidal (CL)
18:00 - 19:00	Acto de clausura. Reconocimiento a mejores trabajos presentados. Elenco artístico de FACEN-UNA

12

Organizan



FACEN
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Universidad Nacional de Asunción



HUPANAM
Red Panamericana
de Sistemas de Humedales

Apoyan



Auspicia

JANISCH & SCHULZ
Ingenieure

Visita técnica. Viernes 20 de junio del 2025.

Actividades	
	viernes 20 de junio 2025
08:30	Encuentro en la FACEN-UNA
09:00	Recorrido por la planta piloto de humedales construidos de la FACEN-UNA
10:00	Ecogranja Ñandu'a. Producción de plantines de <i>Typha</i> en viveros (Municipio de Itá)
13:00	Recorrido Turístico por la Ciudad de Areguá
16:00	Retorno a la FACEN-UNA



VII Conferencia Panamericana de
SISTEMAS DE HUMEDALES
para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua
Asunción - Paraguay 2025



Fecha
16 al 20
Junio



Lugar
CAMPUS UNA
San Lorenzo



VII Conferencia Panamericana de
SISTEMAS DE HUMEDALES
para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua
Asunción - Paraguay 2025

Organizan



FACEN
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Universidad Nacional de Asunción



HUPANAM
Red Panamericana
de Sistemas de Humedales

Apoyan



Auspicia

JANISCH & SCHULZ
Ingenieure

ÍNDICE

1 PRÓLOGO

2 1. EJE TEMÁTICO: HUMEDALES PARA LA REUTILIZACIÓN Y RECUPERACIÓN DE PRODUCTOS

3 – 10 PRODUÇÃO DE MILHO POR FERTIRRIGAÇÃO COM ESGOTO TRATADO POR WETLAND VERTICAL DE FUNDO SATURADO

Catiane Pelissari, Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho, Cesar Milton Baratto, Rodrigo Geremias & Pablo Heleno Sezerino

11 – 19 TRATAMENTO TERCIÁRIO EMPREGANDO DESINFECÇÃO SOLAR UV EM EFLUENTE DE WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL DE FUNDO SATURADO

Thaís Ribeiro, Marina Fernandes & Pablo Heleno Sezerino

20 – 26 MODELACIÓN DE LA ELIMINACIÓN DE FÓSFORO EN UN HUMEDAL DE FLUJO VERTICAL UTILIZANDO fango DE POTABILIZADORA

Enrique Asensi, Carmen Hernández-Crespo, Pablo Barrancos, Núria Oliver & Miguel Martín

27 – 30 EXPERIENCIA A ESCALA REAL DE HUMEDALES CONSTRUIDOS PARA TRATAMIENTO DE AGUAS GRISES

Gladys Vidal & Yenifer González

31 – 35 WETLAND CONSTRUÍDO MODULAR NO TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA PARA REÚSO DE ÁGUA E PAISAGISMO URBANO

Paula Loureiro Paulo, Karen Midori Takahashi, Caique Morelo Passoni, Marc Àrpàd Boncz & Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho

36 – 39 ECONOMIA CIRCULAR APLICADA A WETLANDS CONSTRUÍDOS: COMPÓSITOS DE RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL COMO SUBSTRATOS EMERGENTES PARA REMOÇÃO EFICIENTE DE POLUENTES

Lucas de Carvalho Silva, Janaína Santos Saldanha Marques, Adelanía de Oliveira Souza, Fernando Hermes Passig & Karina Querne de Carvalho

40 – 44 EVALUACIÓN DEL CRECIMIENTO DE CONSORCIO DE MICROALGAS EN AGUAS RESIDUALES TRATADAS PROVENIENTES DE HUMEDALES DE FLUJO VERTICAL DE FONDO LIBRE

Damaris Nicole Oporto Wiebe, María Ara Coeli León Yegros, Juan David Samaniego Caballero, Verónica Priscila Sánchez Avalos, Andrea Victoria Alderete Piris & Tomás Rodrigo López Arias

DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE HUMEDAL DE FONDO LIBRE PARA TRATAMIENTO DE AGUAS

45 – 53

RESIDUALES Y SU EFECTO EN LA TASA RELATIVA DE CRECIMIENTO DE *Lemna minor*

María Camila Fariña Ortellado, Carlos Alejandro Samudio Servian, Paola Fretes, Nelson Arrua Ruiz Díaz & Giovanna Lucero Valeria Cantero Vargas

EVALUACIÓN PRELIMINAR DE UN MODELO FUNCIONAL DE HUMEDAL ARTIFICIAL ALIMENTADO CON UREA

54 – 57

Víctor Manuel Luna-Pabello, Michael Orlando Trejo Gopar, Ruth Martín Fuentes, Luciano Hernández Gómez, Fernando Gómez Martínez & Mónica Lucía Rodríguez Estrada

HUMEDAL CONSTRUIDO PARA LA RECUPERACIÓN DE AGUA A NIVEL HOGAR: UN ENFOQUE DE ECONOMÍA CIRCULAR

58 – 63

Diego Domínguez Solís, María Concepción Martínez Rodríguez, Lorena Elizabeth Campos Villegas, Héctor Guadalupe Ramírez Escamilla & Oped Pardo Santos

EFFECTO DE LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES TRATADAS EN HUMEDALES CONSTRUIDOS SOBRE LA BIOMASA Y COMPOSICIÓN NUTRICIONAL DE ESPECIES DE MACRÓFITAS

64 – 69

Damaris Nicole Oporto Wiebe, Juan David Samaniego Caballero & Shaun Patrick McGahan Silva

70

2. EJE TEMÁTICO: MICROBIOMAS Y OTRAS HERRAMIENTAS BIOTECNOLÓGICAS EN HUMEDALES

MICROBIAL STRUCTURE OF CONSTRUCTED WETLANDS TREATING WASTEWATER: TAXONOMIC PROFILING AND FUNCTIONAL INFERENCE WITH PICRUST2

71 – 80

Mauricio Molinas Vera, Tomás Rodrigo López Arias, Shaun Patrick McGahan Silva, Leónida Medina García, Guido Andrés Troche Arias, Giselle Mariza Duré Quiñonez & Walter Javier Sandoval Espínola

EVOLUCIÓN DEL MICROBIOMA DE UN HUMEDAL CONSTRUIDO DE FLUJO VERTICAL PLANTADO CON *TYPHA DOMINGENSIS* DESDE LA PUESTA EN MARCHA HASTA SU OPERACIÓN CONTINUA

81 – 87

Shaun McGahan, Tomás López, Pablo Heleno Sezerino, Walter Sandoval, Mauricio Molinas, Guido Troche, Ivana Fernández, Giselle Duré, Leonida Medina, Moisés Duarte, Pabla Balbuena & Jenisse Lezcano

88	3. EJE TEMÁTICO: SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE HUMEDALES
89 – 92	SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE UN HUMEDAL DE TRATAMIENTO DE ORINA Y JARDÍN POLINIZADOR Víctor Manuel Luna-Pabello, Mónica Lucía Rodríguez Estrada, Raúl Hernández Medrano, Aldair Guzmán Álvarez, Bibiana Monsivais Montoliu & Miguel Villicaña Peralta
93 – 100	IMPACTO EN LA CALIDAD DE AGUA: ESTUDIO DE CASO DE HUMEDAL RODEADO DE TERRENOS AGRÍCOLAS EN LA RESERVA NATURAL YGUAZU, PARAGUAY Anahí Magali Vera Medina, Diego Natanael Giménez Gamarra, Lourdes Imas Garay, Cecilio Correa Pérez, Angela Vergara Franco, José Ferraro & Gabriela Sosa Benegas
101	4. EJE TEMÁTICO: ESTUDIOS DE CASO: EMPRESAS, ASPECTOS ECONÓMICOS, CULTURALES Y PAISAJÍSTICOS
102 – 110	EM BUSCA DA UNIVERSALIZAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS: WETLANDS DE SISTEMA FRANCÊS EM OCUPAÇÕES INFORMAIS DE ORLAS RIBEIRINHAS URBANAS Vera Santana Luz, Karen Murakava & Sarah Faganelli Novais
111 – 116	TRATAMIENTO DE VINAZAS TEQUILERAS MEDIANTE DOS TIPOS DE HUMEDALES DE TRATAMIENTO A ESCALA PILOTO: PARÁMETROS RELACIONADOS CON LA MATERIA ORGÁNICA Florentina Zurita Martínez, Arturo Montoya Chávez, Allan Tejeda Ortega, Alberto J. Valencia Botín & Anderson A. Ramírez Ramírez
117 – 123	TRATAMIENTO DE AGUAS MIXTAS CON HUMEDALES VERTICALES EN CHILE: RESULTADOS DEL PRIMER PERIODO DE OPERACIÓN Ismael L. Vera-Puerto, Gianfranco Moris, Hugo Valdés, Marco Quiroz, Francisco Encina, Pascal Molle, Miguel Martín-Monerris, Carmen Hernández-Crespo & Carlos A. Arias
124 – 128	HUMEDALES CONSTRUIDOS ORNAMENTALES CON PARTICIPACIÓN COMUNITARIA PARA EL MANEJO DE AGUAS RESIDUALES EN COMUNIDADES CAFETALERAS Brenda Lizeth Monzón Reyes, Ismael Leonardo Vera Puerto & Luis Carlos Sandoval Herazo
129 – 133	EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO DE HUMEDALES ARTIFICIALES PARA LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES UTILIZANDO TRES DIFERENTES ESPECIES DE MACRÓFITAS Celeste Céspedes, Osvaldo D. Frutos & Claudia Gómez

- 134 – 140 **CO-PRODUCCION DE HUMEDALES MODULARES URBANOS: UNA TECNOLOGÍA HÍBRIDA PARA LA MITIGACIÓN DE CONTAMINANTES EN CONTEXTOS DE VULNERABILIDAD SOCIAL**
Bárbara M. Gomez, Camila Saveika, Rodrigo Sinistro & Martín Graziano
- 141 – 148 **PROPUESTA PARA LA APLICACIÓN DE SOLUCIONES BASADAS EN LA NATURALEZA TIPO HUMEDAL CONSTRUIDO EN COMUNIDADES RURALES DE LA REGIÓN DEL MAULE, CHILE**
Ismael Leonardo Vera Puerto, Carmen Hernández-Crespo, Miguel Martín-Monerris
José Herrera & Bernardo Corvalán
- 149 **5. EJE TEMÁTICO: GOBERNANZA AMBIENTAL Y HUMEDALES**
- 150 – 157 **ESTUDIO SOBRE LA PERCEPCION/ACEPTACIÓN DE LA COMUNIDAD RESPECTO AL USO DE HUMEDALES CONSTRUIDOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA MIXTA**
Ismael Leonardo Vera Puerto, Mattia Bertolini, Julien Vanhulst & Mariela Valenzuela
- 158 – 164 **LA GOBERNANZA Y DESARROLLO SOSTENIBLE COMO ESTRATEGIAS PARA LA GESTIÓN DEL SANEAMIENTO DEL AGUA EN ZONAS RURALES DE MÉXICO**
Irma Zitácuaro-Contreras, Mayanin de los Ángeles Uscanga Jauregui, José Luis Marín-Muñiz,
Celia Gabriela Sierra Carmona & Graciela Hernández y Orduña
- 165 **6. EJE TEMÁTICO: TRATAMIENTO DE FANGOS DE TANQUES SÉPTICOS Y DE TRATAMIENTOS SECUNDARIO**
- 166 – 173 **AVALIAÇÃO DA FASE INICIAL DE PARTIDA OPERACIONAL EM UMA UNIDADE DE GERENCIAMENTO DE LODO DE TANQUE SÉPTICO EMPREGANDO WETLANDS VERTICAIS**
Thaís Ribeiro, Fabrício Natan Fischer, Gabriela Gervasio, Maria Elisa Magri & Pablo Heleno Sezerino
- 174 – 180 **PUESTA EN MARCHA DE UN HUMEDAL DE TRATAMIENTO PARA LA ESTABILIZACIÓN DE LODO RESIDUAL INDUSTRIAL**
Giselle Mariza Duré, Leonida Medina García, Tomás López Arias, Guido Troche Arias, Shaun McGahan Silva, Pablo Heleno Sezerino, Hajime Guillermo Kurita, Rubén Marín Rodas & Oscar Mongelos Mutti
- 181 – 186 **POTENCIAL DE LOS HUMEDALES DE FLUJO VERTICAL EN LA REMOCIÓN DE MICROORGANISMOS DE MEZCLAS DE LODOS INDUSTRIALES Y AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS**
Guido Troche Arias, Giselle Duré Quiñónez, Leonida Medina García, Irlanda Aquino Casco, Luz Samudio Turró, Óscar Mongelos Mutti & Shaun McGahan Silva

187

7. EJE TEMÁTICO: CONTAMINANTES INORGÁNICOS

SISTEMA DE HUMEDALES FLOTANTES VEGETADOS CON *Typha dominguensis* PARA EL TRATAMIENTO FINAL DE EFLUENTES METALÚRGICOS

188 – 195

Gisela Alfonsina Di Luca, María de las Mercedes Mufarrege, María Belén Molina, Marcelo Abel Campagnoli, Gabriela Cristina Sánchez, Sandra Ester Caffaratti, María Alejandra Maine & Hernán Ricardo Hadad

HUMEDAL CONSTRUIDO A ESCALA PILOTO PARA EL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DE RELLENO SANITARIO

196 – 201

Marisa Edith Iturria, Hernan Ricardo Hadad & Davis Gabriel Allende

INFLUENCIA DE DOS TIPOS DE SUSTRATOS EN HUMEDALES DE FLUJO VERTICAL PARA TRATAMIENTO DE EFLUENTES

202 – 209

Jesús Andrés López López, Gabriela Cristina Sanchez, Sandra Esther Caffaratti, Marcelo Abel Campagnoli & María Alejandra Maine

210

8. EJE TEMÁTICO: CONTAMINANTES EMERGENTES

POLICULTIVO DE *Iris sibirica* Y *Canna indica* APLICADO PARA LA REMOCIÓN DE FÁRMACOS EN ESTUDIOS HIDROPÓNICOS

211 – 214

Allan Tejeda Ortega, Alejandra González Salcedo, Julián Alberto Valencia Botín & Florentina Zurita Martínez

PAPEL DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO SUPERFICIAL EN LA MITIGACIÓN DE ESCORRENTÍAS URBANAS Y AGRÍCOLAS EN L'ALBUFERA DE VALENCIA, ESPAÑA

215 – 221

Miguel Martín, Adrián Martínez-Biosca, Carmen Hernández-Crespo, Enrique Asensi Dasí & Darío Calzadilla-Cabrera

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS PREENCHIDOS COM RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL NO TRATAMENTO DE EFLUENTE SINTÉTICO CONTENDO ESTRONA

222 – 225

Lucas de Carvalho Silva, Jossy Karla Brasil Bernardelli, Cristiane Kreutz, Fernando Hermes Passig & Karina Querne de Carvalho

DIFERENTES FLUXOS DE ALIMENTAÇÃO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS NA REMOÇÃO DE SURFACTANTES E NUTRIENTES DA ÁGUA CINZA DE LAVANDERIA

226 – 230

Caique Morelo Passoni, Karen Midori Takahashi, Matheus Nogueira Barbosa, Josiane Aparecida Rodrigues Silva & Paula Loureiro Paulo

231 – 234	SODIUM DICLOFENAC REMOVAL IN CONSTRUCTED WETLANDS FILLED WITH AERATED CONCRETE AND CHEMICALLY ACTIVATED AERATED CONCRETE: A KINETIC STUDY Débora Gonçalves Bortolini, Emanuelle Maria Batinni de Lima, Milton Manzoni Junior, André Nagalli, Fernando Hermes Passig & Karina Querne de Carvalho Passig
235 – 241	DISEÑO, CONSTRUCCIÓN Y PUESTA EN MARCHA DE UN HUMEDAL VERTICAL DE FONDO SATURADO A ESCALA MESOCOSMOS PARA LA EVALUACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DE DICLOFENACO Y SU IMPACTO EN EL MICROBIOMA Katerine Alejandra González Jiménez, Adolfo Mateo Alvarado Acuña, Karen Elizabeth Bayer Wildberger, Fernando José Britez Gill, Santiago Andrés Carratú González, Evelyn Micaela Meza Verón & Tomás Rodrigo López Arias
242 – 250	DISEÑO, CONSTRUCCIÓN Y PUESTA EN MARCHA DE UN HUMEDAL VERTICAL DE FONDO SATURADO A ESCALA MESOCOSMOS PARA EVALUACIÓN METAGENÓMICA DEL MICROBIOMA ANTE EXPOSICIÓN A IBUPROFENO Facundo Nicolas Villamayor Garay, Adriana Gisselle Ramírez Medina, Andrea Magdalena Arias Aguilera, Tamara Rocio Sosa Franco, Fabrizio Marcelo Franco Gamarra, Mauricio Javier Molinas Vera & Tomás Rodrigo López Arias
251	9. EJE TEMÁTICO: HUMEDALES INTENSIFICADOS
252 – 259	TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DE RELLENO SANITARIO UTILIZANDO HUMEDALES HÍBRIDOS CON RESIDUOS DE HORMIGÓN CELULAR Gonzalo Gutiérrez, María Celeste Schierano, Rosana Boglione & Carina Griffa
260 – 264	REMOÇÃO DE NITROGÊNIO EM WETLAND CONSTRUÍDO TIDAL FLOW DE UMA TIDE TRATANDO ÁGUA DE CÓRREGO URBANO Adelanía de Oliveira Souza, Lucas de Carvalho Silva, André Nagalli, Fernando Hermes Passig, Jossy Karla Brasil Bernardelli & Karina Querne de Carvalho Passig
265 – 268	PRODUÇÃO E AVALIAÇÃO DE LACASE PARA IMOBILIZAÇÃO EM CERÂMICA VERMELHA PARA APLICAÇÃO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS Adriana Paola Velasquez Torrico, Adelanía de Oliveira Souza, Maire Oliveira da Silva Giselle Maria Maciel & Karina Querne de Carvalho
269 – 272	REMOÇÃO DE ATRAZINA E SEUS METABÓLITOS EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL DE ÁGUAS DE CÓRREGO URBANO Isabella Tiemi Vieira Yamazaki, Beatriz Moresca de Lacerda, Adelanía de Oliveira Souza, Leonardo Vieira do Prado Cunha, Cíntia Boeira Batista Lafay & Karina Querne de Carvalho

273

10. EJE TEMÁTICO: CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE HUMEDALES

BIOMONITOREO DE METALES Y NUTRIENTES EN HUMEDALES URBANOS DE LA CIUDAD DE SANTA FE (ARGENTINA), UTILIZANDO TYPHA DOMINGENSIS

274 – 281

María de las Mercedes Mufarrege, Gisela Alfonsina Di Luca, Marcelo Abel Campagnoli, Gabriela Cristina Sánchez, Sandra Ester Caffaratti, María Alejandra Maine & Hernán Ricardo Hadad

INTEGRACIÓN DE LA ARQUITECTURA PAISAJÍSTICA EN HUMEDALES CONSTRUIDOS DE TRATAMIENTO

282 – 291

Sergio Aurelio Zamora Castro, Belih Ozoni Cruz García, Joaquín Sangabriel Lomelí, Luis Carlos Sandoval Herazo, Humberto Raymundo González Moreno & Brenda Suemy Trujillo García

292

11. EJE TEMÁTICO: LOS HUMEDALES Y LOS ODS

CLASIFICACIÓN CLIMÁTICA FUNCIONAL PARA LA UBICACIÓN DE HUMEDALES BASADA EN VARIABLES ECOLÓGICAS, HIDROLÓGICAS Y ANTRÓPICAS-MODELO MABH

293 – 303

Humberto Raymundo González Moreno, Joaquín Sangabriel Lomelí, Sergio Aurelio Zamora Castro, Brenda Lizeth Monzón-Reyes & Brenda Suemy Trujillo García

EVALUACIÓN DE UN SISTEMA MODULAR DE JARDINES VERTICALES SIN AIREACIÓN ARTIFICIAL PARA OPTIMIZAR EL TRATAMIENTO SOSTENIBLE DE AGUAS GRISES DOMÉSTICAS

304 – 318

Jenyfer Pineda Zapana, Carlos Harguinteguy, Evelin Pineda Zapana & Laura Lizbeth Pucho Ccalta

EFICIENCIA COMPARATIVA DE HUMEDALES CONSTRUIDOS CON MACRÓFITAS EMERGENTES EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS EUTROFIZADAS A ESCALA MESOCOSMOS

319 – 325

Jenisse Lezcano, Pabla Balbuena, Moisés Duarte, Helena Villanueva, Nidia Balbuena & Shaun McGahan



VII Conferencia Panamericana de
SISTEMAS DE HUMEDALES
para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua
Asunción - Paraguay 2025



Fecha
16 al 20
Junio



Lugar
CAMPUS UNA
San Lorenzo



VII Conferencia Panamericana de
SISTEMAS DE HUMEDALES
para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua
Asunción - Paraguay 2025

Organizan



FACEN
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Universidad Nacional de Asunción



HUPANAM
Red Panamericana
de Sistemas de Humedales

Apoyan



Auspicia

JANISCH & SCHULZ
Ingenieure



PRÓLOGO

Con profunda satisfacción presentamos las memorias de la VII Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua, celebrada del 16 al 20 de junio de 2025 en la Universidad Nacional de Asunción, Paraguay. Este encuentro científico constituyó un espacio estratégico para el intercambio de experiencias y avances científicos en torno a una de las soluciones más prometedoras para los desafíos hídricos y ambientales de nuestra región: los sistemas de humedales construidos.

La séptima edición de esta conferencia reafirmó el compromiso de la Red Panamericana de Sistemas de Humedales (HUPANAM), de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de Asunción, y de las instituciones colaboradoras, con la promoción de soluciones basadas en naturaleza orientadas al saneamiento, la recuperación de ecosistemas y la gestión integral del agua. Asimismo, evidenció la creciente consolidación de una comunidad científica iberoamericana, interdisciplinaria y comprometida con soluciones adaptadas a las realidades sociales, económicas y ecológicas de cada uno de nuestros países.

Esperamos que esas memorias sirvan para proyectar las nuevas rutas de colaboración científica y técnica. Es nuestra intención que este volumen sea una fuente útil de consulta, inspiración y articulación para futuras investigaciones y proyectos aplicados en toda la región.

Expresamos nuestro reconocimiento a quienes hicieron posible este encuentro: comité organizador, comité científico, instituciones aliadas, patrocinadores, conferencistas, autores y participantes. Gracias a su dedicación, esta conferencia deja una huella duradera en el fortalecimiento de una agenda panamericana por el agua, la innovación y la sostenibilidad.

Tomás Rodrigo López Arias
Presidente de la Conferencia

1. EJE TEMÁTICO: HUMEDALES PARA LA REUTILIZACIÓN Y RECUPERACIÓN DE PRODUCTOS

PRODUÇÃO DE MILHO POR FERTIRRIGAÇÃO COM ESGOTO TRATADO POR WETLAND VERTICAL DE FUNDO SATURADO

Catiane Pelissari*

Universidade do Oeste de Santa Catarina – Unoesc, Videira – SC, Brasil

catiane.pelissari@unoesc.edu.br

Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho

Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS, Porto Alegre – RS, Brasil

fernando.magalhaes@ufrgs.br

César Milton Baratto

Universidade do Oeste de Santa Catarina – Unoesc, Videira - SC

cesar.baratto@unoesc.edu.br

Rodrigo Geremias

Universidade do Oeste de Santa Catarina – Unoesc, Videira - SC

catiane.pelissari@unoesc.edu.br

Pablo Heleno Sezerino

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis – SC, Brasil

pablo.sezerino@ufsc.br

RESUMO

O objetivo desse estudo foi avaliar o potencial da fertirrigação com efluente tratado proveniente de um wetland vertical de fundo saturado (WV-FS) considerando o seu impacto na produção de milho. A pesquisa foi conduzida no sul do Brasil, em um WV-FS (61 m² de área superficial) operado em escala real para tratar efluente doméstico de um empreendimento rural. O WV-FS utilizou um meio filtrante de brita e areia, com a macrófita *Typha domingensis*, recebendo uma vazão média de 1,5 m³ d⁻¹ distribuída em seis pulsos diários. Durante dois anos, amostras foram coletadas quinzenalmente e analisadas para diversos parâmetros físico-químicos. O desempenho do sistema demonstrou elevada eficiência na remoção de sólidos suspensos totais (90%), DQO (85%), DBO₅ (76%) e nitrogênio total (79%). No entanto, a remoção de *E. coli* foi limitada a 1,3 logs, indicando a necessidade de estratégias complementares para garantir segurança microbiológica na fertirrigação. O experimento com milho foi conduzido em campo em 216 m², divididos em 18 parcelas, utilizando seis tratamentos variando a fonte e quantidade de nitrogênio (N)

aplicado. Os tratamentos A (100% do N fornecido por efluente tratado) e B (67% do N por efluente tratado e 33% por fertilizante químico) apresentaram produtividades de milho comparáveis ao controle (10.070 kg ha⁻¹, 10.038 kg ha⁻¹ e 10.109 kg ha⁻¹, respectivamente), demonstrando que o efluente tratado pode ser uma alternativa viável e sustentável ao fertilizante químico. Portanto, os resultados mostraram que o efluente tratado por WV-FS pode ser utilizado como fonte alternativa de N, proporcionando benefícios adicionais como a melhoria das propriedades do solo e maior retenção de água, além de reduzir a dependência de fertilizantes químicos e os impactos ambientais associados ao seu uso.

Palabras claves: Soluções baseadas na natureza, economia circular, nutrientes, produtividade

1. INTRODUÇÃO

A fertirrigação com efluente tratado tem se destacado como uma alternativa promissora para práticas agrícolas sustentáveis. Em países de clima mediterrâneo, a reciclagem de efluentes já constitui uma parte significativa do abastecimento hídrico agrícola, contribuindo para a preservação dos recursos de água potável e reduzindo o impacto ambiental do descarte de efluentes em corpos d'água superficiais (Gagliard et al., 2018). Essa técnica, que fornece simultaneamente água e nutrientes, atende de maneira eficiente às necessidades nutricionais das plantas, reduzindo a dependência de fertilizantes químicos (Chojnacka et al., 2020). A presença de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e matéria orgânica (MO) nos efluentes tratados auxilia na manutenção da fertilidade do solo, melhora a produtividade agrícola e minimiza a aplicação de fertilizantes minerais, promovendo uma gestão agrícola mais sustentável (Mishra et al., 2023).

Dentro do contexto das tecnologias que se enquadram no âmbito das Soluções Baseadas na Natureza, o wetland vertical de fundo saturado (WV-FS) é amplamente utilizado para o tratamento de diversos tipos de efluentes. A eficiência comprovada desses sistemas e sua versatilidade na gestão descentralizada de águas residuárias fazem dessa ecotecnologia uma

ferramenta fundamental para soluções de tratamento, bem como para a universalização do saneamento (Sezerino et al., 2023).

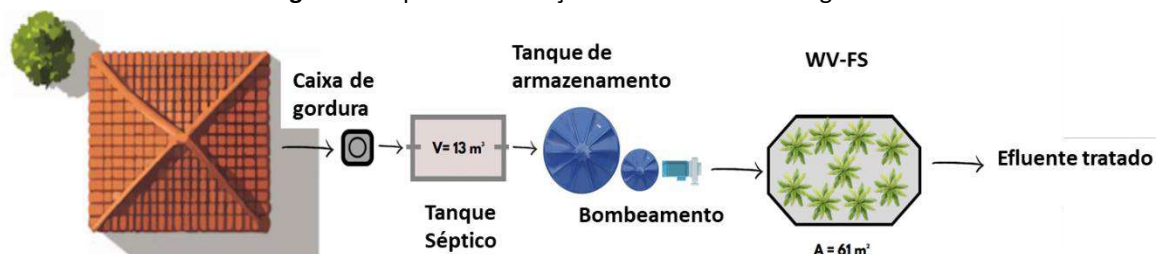
Apesar da reconhecida eficiência dos WV-FS no tratamento de efluentes, os estudos que avaliam seu impacto nos sistemas agrícolas ainda são limitados. Em particular, há uma lacuna de conhecimento sobre os efeitos do efluente tratado por WV-FS na produtividade das culturas. Essa deficiência de informações impede a otimização do uso da água residuária tratada (água de reúso) em áreas rurais e periurbanas, onde sua aplicação poderia contribuir significativamente para a sustentabilidade agrícola e ambiental.

Dessa forma, este estudo tem como objetivo avaliar o potencial da fertirrigação com efluente tratado proveniente de um WV-FS considerando o seu impacto na produção de milho.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A estação de tratamento de esgoto (ETE) foi implementada no sul do Brasil (26°58'48.47"S, 51°11'38.09"W) em clima subtropical úmido e foi aplicada para o tratamento doméstico de um empreendimento que possui operação similar a uma pousada rural. A ETE possui uma caixa de gordura, um tanque séptico (volume de 13 m³) e WV-FS com área superficial total de 61 m², dividida em três células iguais de 20,33 m² cada. O WV-FS possui uma altura de 0,75 m, com a parte inferior de tubulação de coleta interligada e saturada com efluente em tratamento, correspondendo a 47% da profundidade total (0,37 m). O meio filtrante empregado foi areia e brita (uma camada inferior de brita (0,10 m), uma camada intermediária de areia grossa (0,30 m) com diâmetro efetivo (d_{10}) de 0,75 mm e uma camada superficial de brita (0,35 m)). A macrófita empregada foi a *Typha domingensis* (Figura 1).

Figura 1. Esquema da estação de tratamento de esgoto.



Durante o período do estudo (agosto de 2022 à julho de 2024) o WV-FS recebeu uma vazão média de $1,5 \text{ m}^3$ por dia distribuído em seis pulsos diários, com alimentação alternada entre as células (30 dias de alimentação seguidos por 60 dias de repouso). Amostras do afluente e efluente do sistema foram coletadas quinzenalmente para análises físico-químicas com monitoramento. Os parâmetros avaliados foram potencial hidrogênico (pH), sólidos suspensos totais (SST), oxigênio dissolvido (OD), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal (N-NH_4), nitrogênio oxidado (N-NO_x), fósforo ortofosfato (P-PO_4^{3-}) e E-coli. As amostras seguiram recomendações de APHA et al. (2017) e Vogel, (1981).

Um experimento de cultivo de milho em escala real foi conduzido para avaliar o impacto da fertirrigação com efluente tratado na produtividade de milho. De novembro de 2022 a abril de 2023, uma área total de 216 m^2 foi cultivada com milho (semente híbrida FS481 PW). A área foi dividida em 18 parcelas, cada uma com 12 m^2 (1,5 m de largura por 8 m de comprimento). Em cada parcela, o milho foi plantado em três fileiras paralelas de 8 metros de comprimento. O espaçamento entre fileiras foi de 0,75 m, com cinco plantas por metro em cada fileira. Cada fileira continha 40 plantas, mas os dados foram coletados apenas das 30 plantas centrais de cada fileira para minimizar os efeitos de borda, excluindo três plantas de cada lado.

Para atender às necessidades de N da cultura (100 kg N ha^{-1} , conforme recomendado pela Embrapa, 2006), o experimento foi conduzido utilizando diferentes tratamentos variando as fontes de N aplicado e um controle (Tabela 1). Ressalta-se que os experimentos foram conduzidos em triplicata para cada tratamento.

A quantidade de N fornecido pelo efluente foi calculada com base nas necessidades da cultura, considerando a concentração de N no efluente e o volume aplicado a cada tratamento. Durante o período de cultivo, as plantas receberam a mesma quantidade de água, composta por efluente tratado e água de irrigação, conforme cada tratamento. Maiores detalhes metodológicos encontram-se disponíveis no trabalho de Pelissari et al., (2025).

Uma análise estatística foi aplicada baseada na análise de variância (ANOVA) para determinar se havia diferenças estatisticamente significativas entre a produtividade de milho para cada tratamento.

Tabela 1. Descrição dos tratamentos utilizados no experimento de cultivo do milho. Fonte: Os autores.

Tratamento	Descrição
Controle	100% do requerimento de N (100 kg N ha^{-1}) fornecido por fertilizante químico e irrigado com água.
A	100% do requerimento de N (100 kg N ha^{-1}) fornecido por esgoto tratado e não irrigado.
B	67% do requerimento de N (67 kg N ha^{-1}) fornecido por esgoto tratado e 33% por fertilizante químico (33 kg N ha^{-1}) e irrigado com água.
C	50% do requerimento de N (50 kg N ha^{-1}) fornecido por esgoto tratado, 50% por fertilizante químico (50 kg N ha^{-1}) e irrigado com água
D	33% do requerimento de N (33 kg N ha^{-1}) fornecido por esgoto tratado, 67% por fertilizante químico (67 kg N ha^{-1}) e irrigado com água
E	Nenhuma fonte de nitrogênio foi fornecida e foi irrigado com água.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Desempenho de tratamento

Na Tabela 2 apresenta-se o desempenho de tratamento do WC-VF. Elevada eficiência de remoção de SST foi identificada (90%). A combinação de camadas de brita e areia no meio filtrante favoreceu a retenção mecânica de partículas, promovendo mecanismos de sedimentação e filtração mais eficazes. Ao mesmo tempo, a remoção de matéria orgânica foi significativa, com eficiências de 85% para a DQO e 86% para DBO₅. Esses resultados mostraram que a presença de areia e brita associada ao regime hidráulico intermitente contribuiu para um ambiente mais oxidativo, favorecendo a degradação da matéria orgânica. Além disso, o período de repouso adotado pode ter permitido uma boa difusão de oxigênio no meio filtrante, regenerando sua capacidade oxidativa sem favorecendo a atividade microbiana.

Quanto aos nutrientes, as remoções de NT e N-NH₄ foram de 79% e 70%, respectivamente, indicando a ocorrência de nitrificação e desnitrificação simultâneas, facilitadas pela formação de microambientes aeróbios e anaeróbios no meio filtrante. A remoção de P-PO₄³ foi de 68% indicado a limitação do material filtrante na adsorção desse nutriente. Apesar do bom desempenho global, a remoção de E. coli foi limitada a 1,3 logs, indicando a necessidade de estratégias complementares para garantir a segurança microbiológica do efluente para aplicações agrícolas, como a fertirrigação.

Tabela 2. Valores médios e desvio padrão apresentados entre parênteses da concentração de poluentes identificados afluente e efluente do wetland vertical de fundo saturado. Fonte: Os autores.

Parâmetros n= 49	Afluente WV-FS	Efluente WV-FS	Eficiência média de remoção (%)
pH	7,3 (0,2)	6,3 (0,4)	-
OD (mg L ⁻¹)	0,2 (0,2)	0,3 (0,2)	-
SST (mg L ⁻¹)	394,3 (76,1)	30,8 (44,8)	90 (20)

DQO (mg L ⁻¹)	484,7 (216,9)	66,7 (75,3)	85 (15)
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	192,4 (67,2)	40,4 (6,0)	76 (3)
TN (mg L ⁻¹)	320,4 (12,7)	69,2 (29,4)	79 (12)
N-NH ₄ (mg L ⁻¹)	130,3 (36,5)	37,9 (10,4)	70 (9)
N-NO _x (mg L ⁻¹)	0,20 (0,01)	0,51 (1,3)	-
P- PO ₄ ³ (mg L ⁻¹)	28,1 (4,1)	7,4 (1,7)	68 (9)
E.coli (UFC 100 mL ⁻¹)	9,31x10 ⁻⁵ (5,8 x10 ⁻²)	2,03x10 ⁻³ (2.3 x10 ⁻²)	1,33 (0.82) Logs

Nesse contexto, o efluente gerado pelo WCV-FS apresenta grande potencial para fertirrigação, devido ao seu conteúdo balanceado de nutrientes essenciais e carbono. A concentração média de P-PO₄³ (7,4 mg L⁻¹) e N-NH₄ (37,9 mg L⁻¹) no efluente final indica que ele pode servir como uma fonte valiosa de nutrientes para culturas que necessitam desses elementos, contribuindo para a fertilização do solo. A presença de carbono, com valores de DQO (66,7 mg L⁻¹) e DBO₅ (40,4 mg L⁻¹), também pode estimular a atividade microbiana no solo, melhorando sua estrutura e fertilidade. No entanto, a concentração de E. coli (2,03x10³ UFC 100 mL⁻¹) no efluente requer atenção especial para a segurança de seu uso na fertirrigação, sendo necessária a implementação de estratégias complementares, como uma etapa adicional de desinfecção, para garantir a adequação microbiológica e a segurança da aplicação agrícola (Pelissari et al., 2025).

3.2 Produtividade de milho

A produtividade de milho variou entre os tratamentos, esses resultados demonstram que a fonte e a forma de disponibilidade de N influenciam diretamente a produtividade da cultura. Diferença estatística foi identificada para os tratamentos C, D e E. Os tratamentos A (10.070 kg ha⁻¹) e B (10.038 kg ha⁻¹), que utilizaram águas residuais tratadas para fornecer 100% e 67% das necessidades de N, respectivamente, apresentaram produtividades comparáveis ao controle (10.109 kg ha⁻¹) onde 100% do N foi fornecido por fertilizantes químicos. Esses

resultados demonstraram que o efluente tratado do WV-FS pode ser uma fonte alternativa viável e sustentável de N, fornecendo nutrientes essenciais e melhorando as propriedades físico-químicas do solo (Abreu et al., 2022).

Tabela 3. Valores médios e desvio padrão, entre parênteses, de produção de milho. Fonte: Os autores.

Tratamento	Milho (kg ha ⁻¹)
Controle	10.109,0 (880)
A	10.070,0 (226)
B	10.038,0 (1,410)
C	8.800,0 (550)
D	9.075,0 (854)
E	5.954,7 (369)

No entanto, os tratamentos C e D apresentaram produtividade menor (8.800 kg ha⁻¹ e 9.075 kg ha⁻¹, respectivamente), apesar de receberem a mesma dose de N (100 kg ha⁻¹) que os outros tratamentos. A diferença está na combinação das fontes, onde 50% e 33% do N nos tratamentos C e D, respectivamente, vieram de água residual tratada, complementada por fertilizante químico. A redução na produtividade pode ser atribuída a vários fatores interconectados. Em primeiro lugar, a inadequada sincronização entre a liberação de N orgânico e as fases críticas de demanda da cultura pode ter limitado o crescimento. Além disso, a combinação de fontes de N pode levar a desequilíbrios na disponibilidade de nutrientes; enquanto os fertilizantes químicos oferecem liberação imediata de N, a água residual tratada requer mais tempo para a mineralização, resultando, potencialmente, em um fornecimento de N fora de fase. Por outro lado, o tratamento E, que não recebeu aplicação de N, apresentou a menor produtividade (5.954,7 kg ha⁻¹), destacando o papel crítico do N no desenvolvimento do milho, uma cultura que exige altos níveis de nutrientes (Pelissari et al., 2025).

4. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste estudo demonstram a viabilidade do uso de águas residuais tratadas provenientes de WV-FS como uma fonte alternativa e sustentável de nutrientes para a agricultura, particularmente na cultura do milho. A elevada eficiência de remoção de SST (90%) , matéria orgânica (85% para DQO e 76% DBO₅) sugere que o efluente tratado apresenta qualidade para ser utilizado como insumo agrícola, melhorando as propriedades físico-químicas do solo;

Em relação a produtividade do milho, os tratamentos A (10.070 kg ha⁻¹) e B (10.038 kg ha⁻¹), que utilizaram águas residuais tratadas para fornecer 100% e 67% das necessidades de N, respectivamente, apresentaram produtividades de milho comparáveis ao controle (10.109 kg ha⁻¹), onde o N foi fornecido exclusivamente por fertilizantes químicos. Isso indica que o efluente do WV-FS pode ser uma fonte viável de N, oferecendo benefícios adicionais à cultura, como a melhoria da estrutura do solo e maior retenção de água, além de reduzir potenciais impactos ambientais associados ao uso de fertilizantes químicos.

Os autores gostariam de agradecer ao suporte financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (402114/2021-3), Ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia – Soluções Baseada na Natureza – INCT-SBN, e à Fundação de Amparo à Pesquisa – FAPESC (2021TR001812, 2021TR750 e 2024TR002598)

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (23rd ed.). 2017. Washington DC: American Public Health Association.

Chojnacka, K., Witek-Krowiak, A., Moustakas, K., Skrzypczak, D., Mikula, K., Loizidou, M., 2020. A transition from conventional irrigation to fertigation with reclaimed wastewater: Prospects and challenges. Renewable and Sustainable Energy Reviews 130. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109959>

EMBRAPA, 2006. Nutrição e adubação do milho, 1 Edição. ed. Brasília



- Gagliardi, F., Chau, A.M., Mortini, P., Caputy, A.J., Gragnaniello, C., 2018. Skull Base Neuroendoscopic Training Model Using a Fibrous Injectable Tumor Polymer and the Nico Myriad. *Journal of Craniofacial Surgery* 29, e25–e28. <https://doi.org/10.1097/SCS.0000000000004042>
- Mishra, S., Kumar, R., Kumar, M., 2023. Use of treated sewage or wastewater as an irrigation water for agricultural purposes- Environmental, health, and economic impacts. *Total Environment Research Themes* 6, 100051. <https://doi.org/10.1016/j.totert.2023.100051>
- Pelissari, C., Corrêa, F. J., Filho, M., Baratto, C. M., Geremias, R., Ribeiro, T., Bispo, V., Santos, D., Sezerino, P. H. 2025. Fertigation potentiality applying treated wastewater by partially saturated vertical flow wetland. *Science of the total* 974, 179187. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179187>
- Sezerino, P.H., Silva, B.B.B., Silva, A.R. da, Bassani, L., Pelissari, C., 2023. Partially saturated vertical flow constructed wetland for urban wastewater treatment. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental* 3, 23–30. <https://doi.org/10.5327/276455760302003>
- Vogel, A.L., *Análise Inorgânica Qualitativa*. 4th ed. Editora Guanabara, Rio de Janeiro– RJ, 665p, 1981.

TRATAMENTO TERCIÁRIO EMPREGANDO DESINFECÇÃO SOLAR UV EM EFLUENTE DE WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL DE FUNDO SATURADO

Thaís Ribeiro*

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina, Brasil
engthaisribeiro@gmail.com

Marina Fernandes

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina, Brasil
marinafrnidd@gmail.com

Pablo Heleno Sezerino

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina, Brasil
pablo.sezerino@ufsc.br

RESUMO

Soluções Baseadas na Natureza (SbN) vêm sendo empregadas no tratamento de águas residuárias, produzindo efluente com potencial de reuso. Contudo, dependendo da finalidade pretendida há a necessidade da implementação de tratamento terciário. Neste contexto, avaliou-se a utilização da desinfecção solar ultravioleta (UV) para o decaimento de coliformes totais e *Escherichia coli* em efluente tratado por wetland construído vertical de fundo saturado (WCV-FS). O experimento para promoção da desinfecção foi conduzido em reator com concentrador parabólico composto (CPC) e incluiu testes com tempos de exposição do efluente tratado ao sol de 2 h, 4 h e 6 h. Os resultados indicaram uma redução expressiva da carga microbiológica, com inativação de 97% de coliformes totais em 2 h de exposição e eliminação completa após 6 h de exposição. A comparação dos resultados obtidos com normativas brasileiras de reuso de águas, demonstrou que o efluente tratado em WCV-FS e submetido à desinfecção solar UV atende padrões microbiológicos estabelecidos e, sob esse critério, encontra-se apto para reuso urbano e agrícola restrito.

Palavras chave: Tratamento descentralizado, Desinfecção solar UV, Wetland construído, Água de reuso, Soluções baseadas na natureza.

1. INTRODUÇÃO

O aumento populacional e as atividades antrópicas, como a expansão agrícola e as alterações climáticas, têm intensificado a pressão sobre os recursos hídricos, comprometendo a disponibilidade e a qualidade da água doce (Nan et al., 2020). De acordo com von Sperling (2005), a ausência ou ineficiência do tratamento de efluentes agrava esse cenário, ampliando os riscos à saúde pública, ao meio ambiente e à própria produção agrícola, que depende diretamente da oferta de água e é vulnerável à sua escassez. Esses impactos colocam em risco a segurança alimentar e evidenciam a necessidade de estratégias para a gestão da água.

Nesse contexto, as Soluções Baseadas na Natureza (SbN) se destacam como opções viáveis para o tratamento de águas residuárias, por aliarem eficiência, benefícios ambientais e baixo custo (Seleguim et al., 2024). Além disso, devido ao desempenho satisfatório, as SbN vêm sendo cada vez mais consideradas como uma tecnologia promissora para a produção de água de reuso, um subproduto gerado continuamente e com potencial de aplicação, por exemplo, na fertirrigação de culturas, já que fornecem não apenas água, mas também nutrientes, como fósforo e nitrogênio (Mancuso et al., 2024).

Entre as SbN, os wetlands construídos (WC) se destacam nas conversões da matéria orgânica e nutrientes de esgotos com diferentes características, além de apresentarem menores custos de operação (OPEX) comparadas às alternativas convencionais de tratamento de esgoto, sendo frequentemente empregados no tratamento secundário avançado (Sezerino et al., 2018; Schroeder et al, 2022). No entanto, apresentam capacidade limitada na remoção de patógenos, necessitando de tratamento terciário caso seja objetivada geração de água de reuso (Mancuso et al., 2024).

A desinfecção por radiação solar ultravioleta (UV), alternativa sustentável para o tratamento terciário, é empregada com vistas à inativação de patógenos e à redução de riscos

sanitários. Suas principais vantagens, como a ausência de produtos químicos, baixo custo operacional e viabilidade em locais remotos, são aspectos condizentes com os dos WC (Nan et al., 2020). Quando bem aplicada, a desinfecção UV pode viabilizar o reuso seguro do efluente. No entanto, sua eficácia depende de fatores como a concentração de sólidos na água residuária, a intensidade da radiação solar e o tempo de exposição, o que exige uma avaliação criteriosa para sua aplicação (Mancuso et al., 2024).

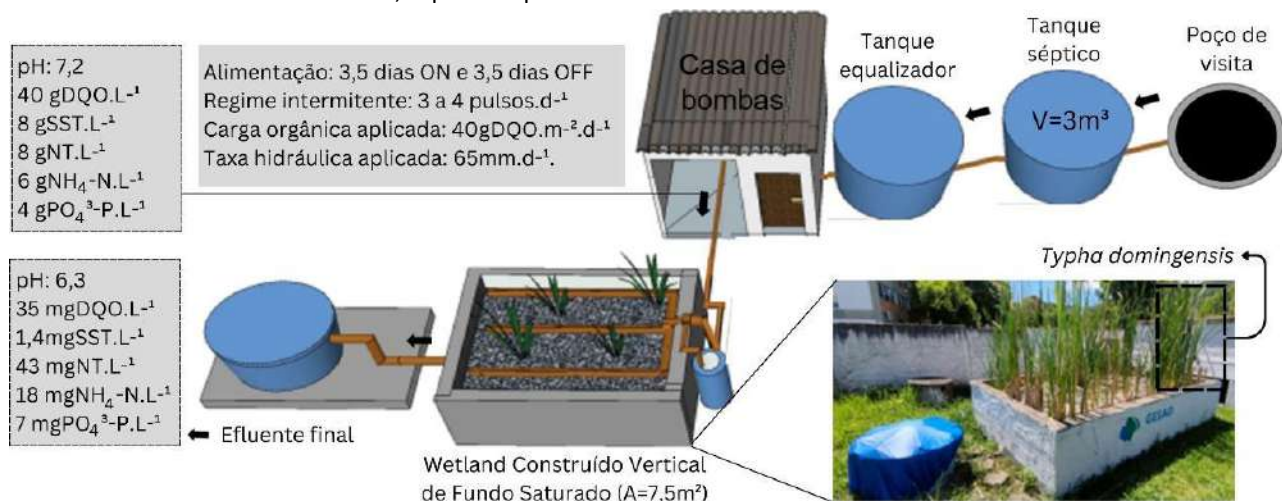
Diante desse contexto, este estudo teve como objetivo avaliar a eficiência da desinfecção solar UV na inativação de microrganismos após o tratamento secundário em wetland construído vertical de fundo saturado (WCVD-FS), comparando os resultados com os padrões microbiológicos estabelecidos e apontando possíveis usos do efluente tratado dentro desses parâmetros de qualidade.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Local de estudo

O presente estudo foi conduzido na Estação Experimental de Tratamento de Esgoto Sanitário (EETE) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), localizada em Florianópolis, Brasil (27°36'50"S; 48°33'48"W), cidade de clima subtropical úmido. O efluente secundário foi proveniente de um sistema de wetland construído vertical de fundo saturado (WCV-FS), em operação há 10 anos. Características construtivas, operacionais e qualitativas do sistema estão sintetizadas na Figura 1.

Figura 1. Diagrama da Estação Experimental de Tratamento de Esgoto Sanitário indicando a linha de tratamento, aspectos operacionais e elementos atuantes.



Fonte: Autoria própria (2025)

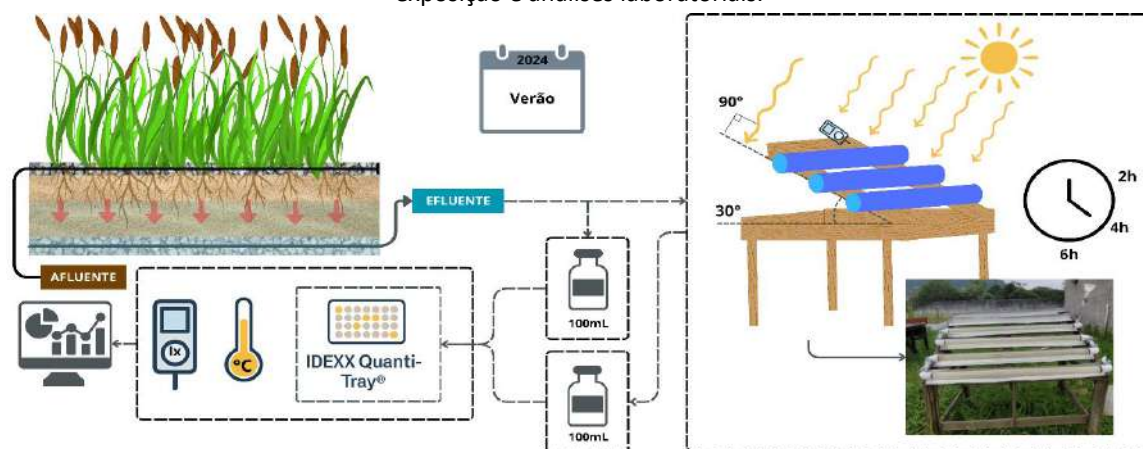
O sistema WCV-FS possui um maciço filtrante com 75 cm de profundidade, composto por uma camada superficial de 5 cm de brita 01, seguida por 60 cm de areia grossa ($d_{10} = 0,29 \text{ mm}$; $U = 4,05$) e finalizado com 10 cm de brita 01 na base. O efluente tratado foi submetido a um processo de desinfecção solar utilizando um reator desenvolvido especificamente para esse fim.

2.2 Desinfecção Solar UV

O Reator Concentrador Parabólico Composto (CPC), ilustrado abaixo na Figura 2, é constituído por três tubos de borossilicato (1,25 m de comprimento; 50 mm de diâmetro externo; 48,2 mm de diâmetro interno), dispostos sobre refletores parabólicos de alumínio e fixados em uma estrutura de madeira com angulação ajustável (30°, 45° e 60°). Neste estudo, a inclinação de 30° voltada ao norte foi utilizada, mantendo os tubos perpendiculares aos raios solares em Florianópolis.

As campanhas experimentais foram realizadas sob condições de céu limpo, no verão de 2024, com tempos de exposição definidos de 2 h, 4 h e 6 h, centralizados ao redor do horário do meio-dia. Para cada condição, foram transferidos 7,5 L de efluente ao reator, volume necessário para preenchimento completo dos tubos. As medições de iluminância foram realizadas em intervalos de 15 minutos com luxímetro digital (Testo 545, modelo 0560 0545), enquanto os dados de radiação solar e temperatura ambiente foram obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

Figura 2. Fluxo experimental dos testes de desinfecção solar UV com tratamento secundário em wetland construído vertical de fundo saturado, aplicação no concentrador parabólico composto, condições de exposição e análises laboratoriais.



Fonte: Autoria própria (2025)

Alíquotas de 100 mL foram coletadas antes e após a exposição. As análises microbiológicas das alíquotas foram realizadas utilizando o método IDEXX Quanti-Tray®, com detecção e quantificação de coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* por meio da tabela NMP (Número Mais Provável). As amostras foram analisadas nos laboratórios do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD) e do Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), ambos vinculados ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) da UFSC.

Os resultados obtidos foram organizados e tratados estatisticamente no software Excel. Para cada condição de exposição, foram calculadas as médias e os desvios-padrão, permitindo a avaliação descritiva da eficiência da desinfecção solar UV.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Valores médios de iluminância medidos durante as exposições estão dispostos na Tabela 1, assim como os respectivos valores de desvio padrão.

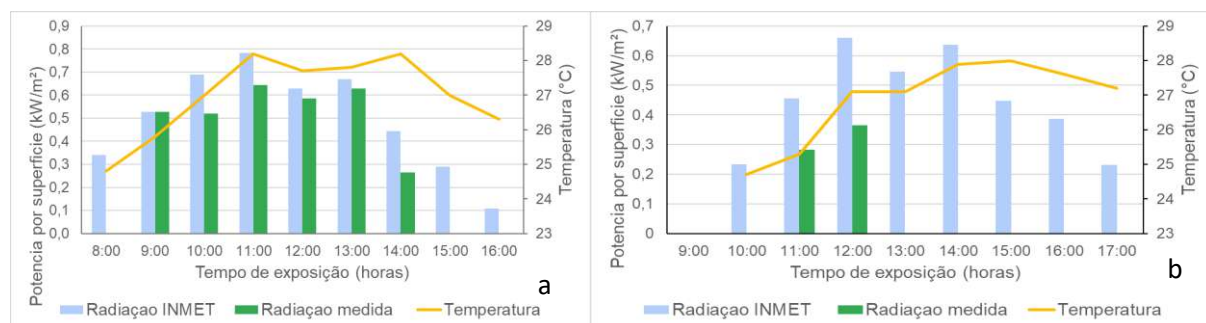
Tabela 1. Valores médios de iluminância (lx) e desvios padrão obtidos a partir de medições em testes de exposição de efluente doméstico tratado em WCV-FS à radiação solar UV em CPC.

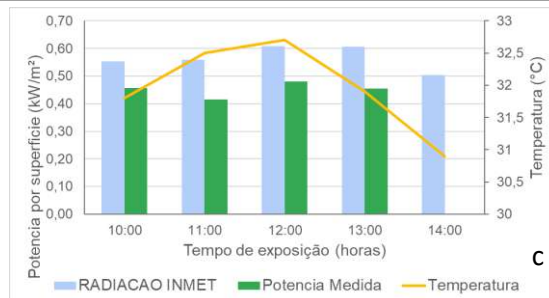
Data	Exposição (horas)	Leituras (n)	Iluminância média (lx)	Desvio Padrão (lx)
23/04/2024	2	8	32.361,3	13266
08/05/2024	4	16	45.193,1	4775,3
10/05/2024	6	24	53.657,5	18381,2

Fonte: Autoria própria (2024)

A partir dos valores de iluminância coletados e da radiação fornecida pelo INMET, calculou-se a potência por unidade de superfície. Os resultados foram relacionados à temperatura aferida durante a exposição. Essa relação de dados é observada nos gráficos dispostos na Figura 3.

Figura 3. Comparação das radiações calculadas dos ensaios do dia (a) 10/04/2024 (6 h de exposição) (b) 23/04/2024 (2 h de exposição) e (c) 08/05/2024 (4 h de exposição) com os dados do INMET.



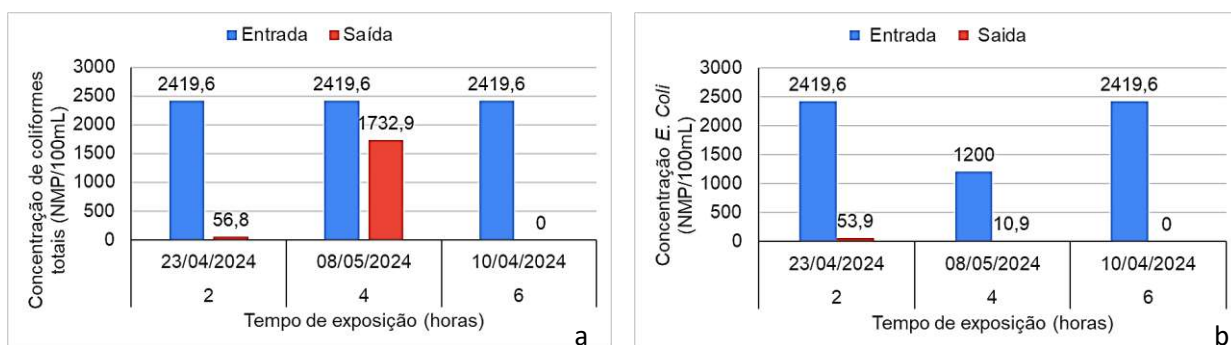


Fonte: Autoria própria (2024)

A partir dos gráficos da Figura 3 nota-se que a diferença entre a radiação coletada pelo INMET e a calculada a partir dos dados coletados possui a mesma ordem de magnitude, convertendo confiabilidade aos valores obtidos através do luxímetro.

Quanto à inativação de CT e *E. Coli* (em termos de NMP/100 mL), os valores para ambos, antes e após a exposição solar, para os três tratamentos estabelecidos estão apresentados na Figura 4.

Figura 4. Comparação da concentração de (a) coliformes totais e (b) *Escherichia Coli* no efluente tratado, antes e após a permanência no reator CPC, em função do tempo de exposição à radiação solar UV.



Fonte: Autoria própria (2024)

Antes da exposição à radiação solar UV, as concentrações de microrganismos estavam altas para ambos os grupos em todos os testes. Após a exposição, houve redução nos valores,

indicando ação da radiação na inativação bacteriana. Ubomba-Jaswa et al. (2009) observaram resultados semelhantes, com concentrações abaixo do limite de detecção após 2 horas de exposição solar. Da mesma forma, Aboushi et al. (2022) relataram diminuição nas concentrações de CT e *E. coli* após 2 horas de exposição. Esses estudos reforçam a ação da radiação solar UV na desinfecção de efluentes ao danificar o material genético dos microrganismos.

No teste de 4 horas, a concentração de CT após a permanência no reator foi superior à do teste de 2 horas. Em contraste, o mesmo tempo de exposição reduziu a concentração de *E. coli* em 99%. Este resultado destaca a eficácia da radiação na inativação de *E. coli*, mas também sugere que a inativação de diferentes microrganismos pode ser influenciada por características específicas da água, como a composição química e a presença de sólidos. Estudos apontam que altas concentrações de SST podem aumentar a turbidez, o que pode prejudicar a eficácia da desinfecção por radiação solar, uma vez que a turbidez dificulta a penetração da luz UV (Gaspar, 2012). Embora neste estudo não tenham sido realizadas medições diretas de turbidez, a concentração média de 1,4 mgSST/L, obtida ao longo de dez anos de monitoramento, é considerada baixa, sugerindo favorecimento na penetração da radiação UV e contribuição para resultados satisfatórios. No entanto, recomenda-se que futuras análises incluam a medição da turbidez para melhor compreensão da sua influência no processo.

Para ambos os microrganismos as concentrações ficaram abaixo do limite de detecção após 6 horas de exposição do efluente à radiação solar UV.

As concentrações de *E.coli* obtidas foram comparadas aos padrões estabelecidos por documentos e normativas brasileiras relacionadas ao reuso de efluente (Tabela 2).

Tabela 2. Comparação das concentrações de *E.coli* obtidas no estudo com limites estabelecidos pelas legislação Conama nº430/2011 e pela NBR16783/2019 para água de reuso.

Documento	Uso	Limites <i>E. coli</i>	Concentrações finais nos tempos de exposição (NMP/100 mL)		
			2h	4h	6h
CONAMA nº430/2011	Irrigação de alimentos não consumidos crus	1.000	53,9	10,9	ND
	Irrigação de alimentos consumidos crus	100	53,9	10,9	ND
	Fins industriais	1.000	53,9	10,9	ND
	Recreacional de contato primário	200	53,9	10,9	ND
	Recreacional de contato secundário	1.000	53,9	10,9	ND
NBR 16.783/2019	Diverso	≤200	53,9	10,9	ND

Legenda: ND: Não detectável; NMP: Número mais provável.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024)

Apesar da diferença entre as concentrações de *E. coli* nos tempos de exposição, observou-se que quanto mais o efluente permaneceu exposto, maior foi a concentração de *E. coli* inativada, alcançando concentração não detectável após seis horas de exposição.

Em relação aos limites estabelecidos pela CONAMA nº 430/2011 e pela NBR 16.783/2019 para *E. coli*, todos os tempos de exposição resultaram em concentrações do microrganismo abaixo dos limites cobrados, garantindo, sob esse critério, eficiência na desinfecção e consequente segurança no reuso atendendo diferentes cenários, como irrigação de alimentos consumidos ou não de forma crua, usos industriais e até mesmo recreativos.

Contudo, é importante ressaltar que as normativas também incluem outros parâmetros que devem ser avaliados para garantir a efetiva segurança no reuso da água residuária tratada. Embora este estudo tenha se concentrado na análise microbiológica, a água de reuso demonstrou estar dentro dos limites exigidos para a desinfecção, evidenciando a eficácia da radiação solar UV como tecnologia de tratamento terciário.



4. CONCLUSÃO

Os resultados demonstraram que a exposição por 6 horas permitiu a remoção superior a 99% de coliformes totais e *Escherichia coli*, atendendo aos limites estabelecidos pela legislação brasileira para reuso em irrigações restritas. Exposições mais curtas (2h e 4h) apresentaram eficiência inferior, evidenciando a necessidade de um tempo mínimo de exposição para garantir a eficácia do processo.

A aplicação da radiação solar como tratamento terciário de efluente pós wetland construído se mostra promissora como alternativa de baixo custo e fácil implementação, especialmente em regiões com alta incidência solar. No entanto, a variabilidade nas condições climáticas, o controle da radiação incidente e a reprodutibilidade dos ensaios indicam a necessidade de estudos complementares, com maior número de repetições e análise sazonal para assegurar os resultados.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aboushi, A., et al. (2021). Water disinfection by solar energy. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 43(17), 2088–2098. <https://doi.org/10.1080/15567036.2020.1811445>.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2019). NBR 16783: Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações. ABNT.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). (2011). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre o reuso de efluentes líquidos para fins não potáveis. *Diário Oficial da União*.
- Gaspar, A. C. (2012). Influência dos sólidos em suspensão sobre a eficiência de desinfecção de águas residuais tratadas por radiação ultravioleta [Trabalho de Mestrado, Instituto Superior de Engenharia de Lisboa]. Repositório Científico do Instituto Politécnico de Lisboa. <https://repositorio.ipl.pt/handle/10400.21/1396>



Mancuso, G., et al. (2024). Demo-scale up-flow anaerobic sludge blanket reactor coupled with hybrid constructed wetlands for energy-carbon efficient agricultural wastewater reuse in decentralized scenarios. *Journal of Environmental Management*, 359, 121109. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121109>

Ministério das Cidades. (2008). PROSAB - Programa de Saneamento Básico.

Seleguim, F. B., et al. (2024). Nature-based solutions to adapt to local climate change: Political strategies in Brazilian cities. *Brazilian Political Science Review*, 18(1), 1-32. <https://doi.org/10.1590/1981-3821202400010004>

Sezerino, P. H., et al. (2018). Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: Recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção. Copiart.

Schroeder, A.K., et al. (2022) Avaliação de desempenho e custos aplicada aos wetlands construídos e tecnologias normatizadas empregadas no tratamento descentralizado de esgoto. *Revista DAE | São Paulo* | v. 70, n 236 / pp 67-78. <https://doi.org/10.36659/dae.2022.036>

Nan, X. (2020). Potential of constructed wetland treatment systems for agricultural wastewater reuse under the EU framework. *Journal of Environmental Management*, 275, 111219. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111219>

Ubomba-Jaswa, E., et al. (2009). Solar disinfection of drinking water (SODIS): An investigation of the effect of UV-A dose on inactivation efficiency. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 8(5), 587–595. <https://doi.org/10.1039/b901700a>

von Sperling, M. (2005). Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos (3ª ed.). Universidade Federal de Minas Gerais.

MODELACIÓN DE LA ELIMINACIÓN DE FÓSFORO EN UN HUMEDAL DE FLUJO VERTICAL UTILIZANDO FANGO DE POTABILIZADORA.

Enrique Asensi*

Universitat Politècnica de València, Valencia, España

enasensi@hma.upv.es

Carmen Hernández-Crespo

Universitat Politècnica de València, Valencia, España

carhercr@upvnet.upv.es

Pablo Barrancos

Universitat Politècnica de València, Valencia, España

pbargar@posgrado.upv.es

Núria Oliver

Global Omnium Medioambiente S.L., Valencia, España

nuolira@globalomnium.com

Miguel Martín

Universitat Politècnica de València, Valencia, España

mmartin@hma.upv.es

RESUMEN

En este trabajo se presenta el modelo hidrodinámico y de eliminación de fósforo de un humedal de flujo subsuperficial vertical a escala real que utiliza como material adsorbente fango de potabilizadora. Se han realizado ensayos de laboratorio y de campo para calibrar el modelo hidrodinámico 3D del humedal desarrollado con COMSOL Multiphysics. Para modelar la eliminación de fósforo se han considerado los procesos de adsorción y desorción mediante cinéticas de no equilibrio. El modelo describe correctamente el funcionamiento hidráulico y la eliminación de fósforo del humedal.

Palabras claves: humedal de flujo vertical, fango de potabilizadora, adsorción, fósforo, COMSOL Multiphysics.

1. INTRODUCCIÓN

El fósforo suele ser el nutriente limitante en los procesos de eutrofización de las masas de agua que reciben vertidos de aguas residuales sin tratar o con un tratamiento sin eliminación de nutrientes. Es bien conocido que los humedales artificiales son una opción adecuada para el tratamiento de las aguas residuales generadas en pequeñas poblaciones.

En los humedales artificiales se puede mejorar la eliminación de fósforo por precipitación química dosificando un coagulante (Austin et al., 2018) o utilizando en humedales de flujo subsuperficial materiales adsorbentes de origen natural, materiales artificiales o diferentes tipos de residuos (Yang et al., 2018). Entre los residuos utilizados, numerosos estudios han demostrado una elevada capacidad de adsorción de fósforo de los fangos deshidratados de potabilizadora (Hernández-Crespo et al., 2022).

La adsorción es el principal proceso de eliminación de fósforo en humedales con sustratos ricos en Fe, Al o Ca, de modo que el intercambio de ligandos podría ser el mecanismo dominante en la eliminación de fosfato. En los fangos de potabilizadora ricos en aluminio, los iones fosfato reemplazan los grupos OH^- de la superficie del fango (Yang et al., 2018).

Li & Yuan (2023) realizaron una exhaustiva revisión bibliográfica sobre los modelos de humedales subsuperficiales basados en procesos. De los 32 artículos revisados, solo en 4 de ellos se simuló la adsorción de fosfatos en columnas o en humedales a escala de laboratorio. Pocos estudios han modelado los procesos de adsorción en humedales a escala real (Delgado-González et al., 2021), y menos aún, considerando la modelación conjunta de la hidrodinámica del humedal y la eliminación de fósforo utilizando modelos mecanicistas.

Este estudio tiene como objetivo presentar los primeros resultados obtenidos en la modelación hidrodinámica y de eliminación de fósforo en un humedal de flujo vertical a escala real utilizando como material adsorbente fango de una potabilizadora.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Determinaciones experimentales de campo y de laboratorio

Se ha estudiado un humedal de flujo subsuperficial vertical (Figura 1a) que se construyó dentro del proyecto LIFE Renaturwat en la EDAR de Los Monasterios (Puzol, Valencia, España). El humedal tiene una superficie de 60 m^2 y una profundidad total de 1,20 m con una capa de 80 cm de fango de potabilizadora. En la superficie se plantó *Phragmites australis* (1 planta/ m^2). El humedal funciona secuencialmente con ciclos de llenado y vaciado.

Se determinó el caudal y la concentración de fósforo del agua de entrada y de salida del humedal durante dos años (Hernández-Crespo et al., 2024). Se realizaron ensayos de vaciado y llenado del humedal midiendo el nivel de agua en dos piezómetros situados en su interior. También se tomaron muestras inalteradas del fango del humedal y se determinó en el laboratorio: la densidad real y aparente, la porosidad, la conductividad hidráulica saturada y la curva de retención de agua para obtener los parámetros del modelo de retención de Van Genuchten (Barrancos, 2024).

2.2 Modelo hidrodinámico y de eliminación de fósforo

Se ha utilizado el programa COMSOL Multiphysics para implementar un modelo 3D del humedal de flujo vertical incluyendo un modelo hidrodinámico y un modelo de eliminación del fósforo.

El modelo hidrodinámico utilizado está basado en la ecuación de Richards, la cual permite obtener la velocidad del agua y la presión en un medio poroso no saturado (COMSOL Multiphysics, 2024; Ecuación 1). Se utilizó el modelo de retención de Van Genuchten para calcular la saturación efectiva (S_e), la permeabilidad relativa (κ_r) y la capacidad de humedad específica (C_m) (Ecuaciones 2, 3 y 4).

$$\rho \cdot \left(\frac{C_m}{\rho \cdot g} + S_e \cdot S_p \right) \cdot \frac{\partial p}{\partial t} + \nabla(\rho \cdot \mathbf{u}) = 0$$

$$\mathbf{u} = \frac{-K_r \cdot K_s}{\mu} (\nabla p + \rho \cdot g \cdot \nabla D)$$

(1)

Donde: p es la presión (Pa), $\mathbf{u}$ el vector velocidad del agua (m/s), ρ la densidad del agua (kg/m^3), μ la viscosidad dinámica del agua ($\text{kg/(m}\cdot\text{s)}$), g la aceleración de la gravedad (m/s^2), D la elevación (m), K_s la permeabilidad hidráulica saturada (m^2) y S_p el coeficiente de almacenamiento (1/Pa) calculado a partir del coeficiente de compresibilidad de la matriz porosa.

$$S_e = \begin{cases} \frac{1}{(1 + |\alpha \cdot H_p|^n)^m} & H_p < 0 \\ 1 & H_p \geq 0 \end{cases}$$

(2)

$$K_r = S_e^l \cdot \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2$$

(3)

$$C_m = \frac{\alpha \cdot m}{1 - m} \cdot (\theta_s - \theta_r) \cdot S_e^{\frac{1}{m}} \cdot \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^m$$

(4)

Donde: α , l , n y $m = 1 - 1/n$ son parámetros del modelo de retención de Van Genuchten, θ_s la fracción volumétrica de saturación (-), θ_r la fracción volumétrica de agua residual (-) y $H_p = p/\rho \cdot g$ el cabezal de presión (m).

Para modelar el fósforo se utilizó la ecuación de transporte de especies diluidas en medios porosos no saturados (COMSOL Multiphysics, 2024). Se planteó una ecuación de balance para la concentración de fósforo en el agua (Ecuación 5) incluyendo el proceso de transporte convectivo acoplado con el modelo hidrodinámico, el transporte difusivo y los procesos de adsorción y desorción de fósforo mediante una cinética de no equilibrio (Ecuación 6). También se planteó una ecuación de balance para el fósforo acumulado en la matriz porosa por unidad de masa de fango (Ecuación 7), sin incluir términos de transporte, pero incluyendo los términos de reacción del fósforo.

$$\frac{\partial}{\partial t}(C \cdot \theta_l) + \mathbf{u} \cdot \nabla C - \nabla[D_D \cdot \nabla C] = R$$

(5)

$$R = k_d \cdot C_p \cdot (1 - \varepsilon_p) \cdot \rho_s - k_a \cdot C \cdot (q_{max} - C_p) \cdot (1 - \varepsilon_p) \cdot \rho_s$$

(6)

$$\frac{\partial}{\partial t}(C_p \cdot (1 - \varepsilon_p) \cdot \rho_s) = -R$$

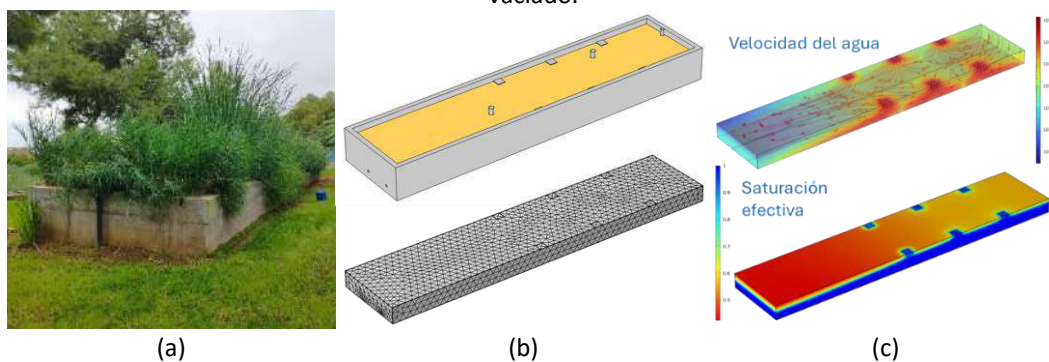
(7)

Donde: C es la concentración de fósforo en el agua (g P/m³), C_p la masa de fósforo en el fango por unidad de masa de fango (g P/kg), θ_l es la fracción volumétrica de agua en el medio poroso (-), ε_p la porosidad del medio poroso (-), ρ_s la densidad real del fango (kg/m³), D_D el coeficiente de difusión (m²/s), R el término de reacción (g P/(m³·s)), k_a la constante de adsorción (m³/(g P·s)), k_d la constante de desorción (s⁻¹) y q_{max} la capacidad máxima de adsorción (g P/kg).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 1 se muestra el humedal subsuperficial de flujo vertical estudiado junto con el modelo 3D del humedal y la malla óptima obtenida tras el estudio realizado de independencia de la malla. A modo de ejemplo, también se muestra la velocidad del agua y la saturación efectiva en un instante en el que se está vaciando el humedal.

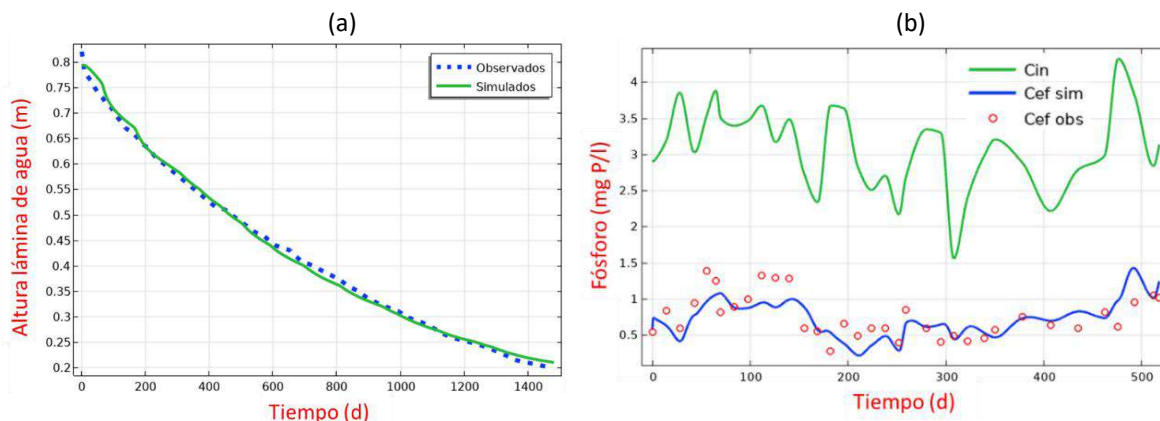
Figura 1. (a) Humedal de flujo vertical de la EDAR de Los Monasterios. (b) Modelo 3D del humedal y malla óptima. (c) Resultados del modelo para la velocidad del agua y la saturación efectiva en la etapa de vaciado.



Fuente: Autoría propia (2025)

El modelo hidrodinámico se ha calibrado a partir de los resultados experimentales obtenidos en la caracterización del fango de potabilizadora utilizado en el humedal (porosidad, densidad, conductividad hidráulica saturada y parámetros de Van Genuchten) y en los ensayos de vaciado del humedal. En la Figura 2a se observa que el modelo describe muy bien el nivel del agua medido en el humedal en función del tiempo durante la etapa de vaciado.

Figura 2. (a) Calibración del modelo hidrodinámico en un ensayo de vaciado. (b) Concentración de fósforo medida a la entrada (C_{in}) y a la salida del humedal ($C_{ef\ obs}$) y concentración de fósforo de salida simulada ($C_{ef\ sim}$).



Fuente: Autoría propia (2025)

El rendimiento medio de eliminación de fósforo durante los dos primeros años de funcionamiento del humedal ha sido del 77 %. El modelo describe satisfactoriamente la concentración de fósforo de salida del humedal con un error cuadrático medio de 0.226 g/m^3 (Figura 2b). El modelo también permite calcular la cantidad de fósforo acumulada en el fango.

El modelo desarrollado puede ser una herramienta útil para estudiar el funcionamiento hidráulico del humedal y optimizar los tiempos de las diferentes etapas de operación. También permite estimar la vida útil del humedal y determinar cuándo se agotará su capacidad de adsorción de fósforo.

Al tratarse de un modelo mecanicista basado en procesos, en un futuro está previsto ampliar el modelo introduciendo el efecto de la vegetación, así como, otros procesos físico-químicos y biológicos que permitan modelar la eliminación conjunta de nitrógeno, fósforo y otros contaminantes en humedales de flujo vertical.

4. CONCLUSIÓN

El modelo presentado permite describir el comportamiento hidráulico de un humedal de flujo vertical a escala real y su capacidad de eliminación de fósforo utilizando fango de potabilizadora como material absorbente.

Al tratarse de un modelo mecanicista basado en procesos, el modelo puede ser ampliado para modelar la eliminación de otro tipo de contaminantes.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Austin, D., Madison, M., Chakraborti, R., Mecham, J., & Baird, J. (2018). Improving phosphorus removal in a surface flow wetland and land application system by geochemical augmentation with alum. *Science of The Total Environment*, 643, 1091-1097. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.044>
- Barrancos, P. (2024). *Modelación matemática de procesos de adsorción de fósforo en humedales artificiales de flujo subsuperficial*. [Trabajo Final de Máster, Universitat Politècnica de València]. <https://riunet.upv.es/handle/10251/211173>
- COMSOL Multiphysics (2024). *Subsurface Flow Module User's Guide. Version 6.3*. <https://doc.comsol.com/6.3/doc/com.comsol.help.ssf/SubsurfaceFlowModuleUsersGuide.pdf>
- Delgado-González, L., Prost-Boucle, S., Troesch, S., & Molle, P. (2021). Granulated apatite filters for phosphorous retention in treatment wetlands: Experience from full-scale applications. *Journal of Water Process Engineering*, 40, 101927. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2021.101927>
- Hernández-Crespo, C., Oliver, N., Peña, M., Añó, M., & Martín, M. (2022). Valorisation of drinking water treatment sludge as substrate in subsurface flow constructed wetlands for upgrading treated wastewater. *Process Safety and Environmental Protection*, 158, 486-494. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.12.035>



Hernández-Crespo, C., Oliver, N., Gil-Martínez, E., Añó, M., Fernández-Alba, S., Benedito, V., Montoya, T., & Martín, M. (2024). Integrating circular economy and biodiversity in upgrading full-scale constructed wetlands (LIFE Renaturwat). *Ecological Engineering*, 204, 107263. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107263>

Li, Y., & Yuan, L. (2023). Deep deconstruction and future development of process-based models for subsurface flow constructed wetlands. *Journal of Water Process Engineering*, 56, 104481. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104481>

Yang, Y., Zhao, Y., Liu, R., Morgan, D. (2018). Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands, *Bioresource Technology*, 261, 441-452. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.085>

Agradecimientos. Los autores agradecen el apoyo al proyecto LIFE19 ENV/ES/000197 Renaturwat, proyecto del programa LIFE de la Unión Europea.

EXPERIENCIA A ESCALA REAL DE HUMEDALES CONSTRUIDOS PARA TRATAMIENTO DE AGUAS GRISES

Gladys Vidal^{1,2*}

¹Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental, GIBA-UDEC. Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción, Concepción, Chile

²Centro de recursos Hídricos para la Agricultura y Minería – CRHIAM. Centro FONDAP de ANID. Victoria 1295. Concepción, Chile

glvidal@udec.cl

Yenifer González

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental, GIBA-UDEC. Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción, Concepción, Chile

yenigonzalez@udec.cl

RESUMEN

La gestión de aguas grises es una oportunidad frente a la escasez hídrica. No obstante, éstas presentan contaminantes que producirán efectos en el medio ambiente si no se tratan adecuadamente. En particular, las aguas grises tendrán diferentes características dependiendo de su fuente y se hace necesario su estudio para comprender qué fuentes serán más factibles de reutilizar. Por tanto, el objetivo de este trabajo es analizar las características de las aguas grises según su fuente y estudiar el comportamiento de un humedal construido vertical de flujo subsuperficial (HSSFV) a escala real para estudiar la generación de aguas grises de un domicilio rural y su depuración. Los resultados muestran que las aguas grises provenientes de la cocina y lavadora tienen una carga superior de contaminantes que lo obtenido de ducha y lavamanos. El tratamiento de aguas grises mediante un HSSFV muestra que la materia orgánica puede disminuir entre un 57-97%, los nutrientes hasta un 65% y los compuestos tensoactivos aniónicos un 31%. La reducción de Coliformes totales fue de 2.3 uLog.

Palabras claves: Aguas grises, humedal construido, escala real, tensoactivos, reúso.

1. INTRODUCCIÓN

La gestión de aguas grises es una oportunidad frente a la escasez hídrica. En general las aguas grises corresponden a un 75% de las aguas residuales domiciliarias. Se pueden dividir

dependiendo de su origen, así se tienen las aguas grises claras (AGC) que provendrán de duchas y lavamanos, y aguas grises oscuras (AGO) que provienen de la cocina y lavandería. Las características de las aguas grises dependen de la calidad del agua, productos utilizados en el hogar, estilo de vida de los habitantes, economía del hogar, entre otros. Debido a esto, el uso directo de estas aguas constituye un riesgo para el ser humano y el ecosistema si son reutilizadas sin previo tratamiento (Mahmoudi et al. 2021).

Se debe considerar un tratamiento que retire sólidos y/o grasas, compuestos biodegradables y luego un tratamiento de desinfección. Los humedales construidos se han convertido en un buen sistema de tratamiento biológico para casas o grupo de ellas que tengan gran disponibilidad de espacio para su construcción. En particular, los sistemas más aireados han sido recomendados para la degradación compuestos tensoactivos contenidos en las aguas grises (Ramprasad & Philip 2016).

El objetivo de este trabajo es evaluar las características de aguas grises de diferentes fuentes y el desempeño mediante parámetros fisicoquímicos de un HSSFV a escala real para la obtención de agua gris tratada para reúso agrícola durante su primer año de funcionamiento.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una separación en el origen de un hogar en la región del Maule, Chile. Se obtuvo por una parte AGC y por otra AGO. La mezcla de ambas se le denominó agua gris mixta (AGM) y correspondió al influente del humedal.

Se dispuso de un tratamiento primario consistente en estanques desengrasadores-sedimentadores, que mantuvieron la separación de AGC y AGO. En un tercer estanque se produjo la mezcla de ambos tipos de agua, generándose AGM en proporciones variables según la generación de aguas residuales en el hogar. Posteriormente, AGM alimentó un HSSFV construido con un volumen de 4,3 m³ y una lámina de agua de una altura de 0,6 m. La alimentación del

humedal se supeditó a la generación de agua gris en el hogar, y mediante el cálculo teórico del caudal generado de agua gris, se obtuvo un Tiempo de Residencia Hidráulico (TRH) de 4,3 d. El humedal utiliza un policultivo de especies *Typha angustifolia*, *Cyperus alternifolius* y *Schoenoplectus californicus*. Los parámetros físicoquímicos y microbiológicos de caracterización y monitoreo del HSSFV se realizaron de acuerdo con APHA (2005). Los análisis estadísticos se realizaron con un nivel de significancia de 0,05. Se realizó un test Shapiro Wilk seguido de un test Kruskal-Wallis para evaluar si existen diferencias significativas.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La caracterización del agua gris muestra que el valor de pH fue $7,5 \pm 0,3$ y $6,1 \pm 0,5$, y la conductividad $739,1 \pm 350,6$ y $1569,0 \pm 718,7 \mu\text{S/cm}$ para AGC y AGO, respectivamente. En cuanto a la materia orgánica (medida como demanda química de oxígeno - DQO), varió significativamente ($p < 0,05$) entre AGC y AGO con concentraciones de $329,1 \pm 236,7$ y $620,2 \pm 131,7 \text{ mg/L}$, respectivamente. Los valores aquí obtenidos son inferiores a lo obtenido por Katukiza et al. (2014) quién encontró valores hasta 8350 mg/L para aguas grises provenientes de las actividades de baño, lavandería y cocina. Por otra parte Misra & Sivongxay, (2009) ha reportado valores de pH de 9,21 y conductividades de $752 \mu\text{S/cm}$. Todo esto refleja la variabilidad que presentan las aguas grises debido a que dependerán del estilo de vida de cada hogar.

La Tabla 1 muestra los parámetros *in situ* evaluados en el influente (AGM) y efluente del HSSFV. Es importante indicar que los parámetros de pH, POR y SDT; aumentaron en el efluente tratado, mientras que la turbidez disminuyó.

Tabla 1. Caracterización de parámetros *in situ* tratamiento de aguas grises a escala real.

Muestra	Parámetros <i>in situ</i>				
	pH	CE ($\mu\text{S/cm}$)	POR (mV)	Turbidez(NTU)	SDT (mg/L)
Influente	$6,7 \pm 0,2$	$1069,4 \pm 670,3$	$62,8 \pm 211,6$	$71,0 \pm 47,8$	$78,0 \pm 53,0$
Efluente	$6,9 \pm 0,3$	$1071,2 \pm 613,6$	$122,4 \pm 109,0$	$18,3 \pm 32,5$	$490,0 \pm 278,9$

CE: Conductividad eléctrica; POR: Potencial de óxido reducción; SDT: Sólidos disueltos totales.

El tratamiento mediante un HSSFV, posterior a un sistema de tratamiento primario mostró una reducción significativa de la materia orgánica, en promedio de un 73%. Incluso durante la estación de otoño se logra un 85%, logrando DQO en el efluente entre 35,8 – 77,2 mg/L. Es importante destacar que el tratamiento por HSSFV genera una reducción de 2,3 uLog de Coliformes Totales. Sin embargo, no elimina completamente la contaminación microbiológica de las aguas grises.

La concentración de tensoactivos en aguas grises también fue evaluada. Las concentraciones de tensoactivos aniónicos fue de $46,1 \pm 7,7$ mg/L; mientras que los no iónicos, fueron de $2,1 \pm 0,4$ mg/L. Respecto al tratamiento de estos compuestos, el HSSFV presentó una eficiencia de remoción del 31, 76 y 25% para tensoactivos aniónicos, no iónicos y catiónicos. Estos valores se encuentran por debajo de lo reportado por Ramprasad & Philip (2016).

En relación para los análisis de la calidad de los diferentes tipos de agua gris para reúso en riego agrícola, se obtuvo el valor de la Relación de Absorción del Sodio (RAS) de un $9,8 \pm 3,9$. Este valor es similares al obtenido por Misra & Sivongxay (2009) quién reporta un RAS de 12,3 para aguas grises provenientes de lavandería, en donde la contribución al alto valor se debe principalmente a la predominancia del ion Na^+ .

4. CONCLUSIÓN

El desempeño del HSSFV a escala real en su primer año de operación, disminuyó entre un 57-97% la materia orgánica, hasta un 65% de nutrientes y un 31% de tensoactivos aniónicos. Mientras que la reducción de coliformes totales fue de 2,3 uLog. Debido a esto, el tren de tratamiento demuestra que es un sistema capaz de disminuir la contaminación, sin embargo, la eliminación no es suficiente para contaminantes microbiológicos por lo que se debe anexar una unidad de desinfección para la obtención de agua para riego agrícola y asegurar la seguridad hídrica.

5. AGRADECIMENTOS

Las autoras agradecen al Centro ANID CRHIAM, ANID/FONDAP/1523A0001.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

American Public Health Association (APHA). (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater: Washington, DC, USA.

Katukiza, A.Y., Ronteltap, M., Niwagaba, C.B., Kansime, F. y Lens, P.N.L. (2014). Grey water characterisation and pollutant loads in an urban slum. *International Journal Environmental Science Technology*, 12, 423–436.

Mahmoudi, A., Mousavi, S. A. y Darvishi, P. (2021). Greywater as a sustainable source for development of green roofs: Characteristics, treatment technologies, reuse, case studies and future developments. *Journal Environmental Management*, 295, 112991.

Misra, R. K. y Sivongxay, A. (2009). Reuse of laundry greywater as affected by its interaction with saturated soil. *Journal of Hydrology*, 366, 55–61.

Ramprasad, C. y Philip, L. (2016). Surfactants and personal care products removal in pilot scale horizontal and vertical flow constructed wetlands while treating greywater. *Chemical Engineering Journal*, 284, 458-468.

WETLAND CONSTRUÍDO MODULAR NO TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA PARA REÚSO DE ÁGUA E PAISAGISMO URBANO

Paula Loureiro Paulo*

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil

paula.paulo@ufms.br

Karen Midori Takahashi¹, Caique Morelo Passoni¹, Marc Àrpàd Boncz¹, Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho²

¹Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil ²Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre – RS, Brasil

karen.takahashi@ufms.br, caique.morelo@ufms.br, marc.boncz@ufms.br,
fernando.magalhaes@ufrgs.br

RESUMEN

A aplicação de soluções baseadas na natureza para o gerenciamento de água cinza apoia a implementação da infraestrutura verde. Estamos consolidando 14 anos de pesquisa em um sistema denominado EvaTAC (Evapotranspiração e Tratamento de Água Cinza). Neste trabalho apresentamos uma visão geral do desempenho com relação à taxa de carga orgânica e à robustez do sistema. Os resultados obtidos em diferentes escalas indicam que o sistema pode ser dimensionado para uma carga hidráulica de 120 mm.d⁻¹, sendo capaz de receber picos de afluentes de até 600 mm.d⁻¹ sem deteriorar a qualidade do efluente. Cargas orgânicas de 30 a 40 gCOD.m⁻².d⁻¹ podem ser aplicadas, garantindo em média 80% de remoção de DQO. As duas unidades (CEvaT + HSSF- CW) se complementam e a robustez do sistema pode ser atribuída à câmara de digestão anaeróbia (C_{dig}) incorporada à CEvaT. O perfil microbiológico mostra que cada zona do EvaTAC é única e importante para o desenvolvimento de diferentes partes dos ciclos biogeoquímicos que ocorrem dentro do sistema.

Palabras claves: água cinza; ciclos biogeoquímicos; soluções baseadas na natureza; saneamento orientado por recursos; carga orgânica

1. INTRODUCCIÓN

A circularidade urbana aborda a questão da recuperação de águas pluviais e da reutilização de águas residuais para reduzir o consumo de água potável, o que, ao mesmo tempo, alivia a infraestrutura de drenagem urbana e as instalações de tratamento. Para melhorar o microclima urbano, é necessário um aumento significativo na evapotranspiração e na capacidade de resfriamento da cidade, o que implica diretamente em uma expansão da infraestrutura verde que resulta em um aumento da demanda por água. Por esse motivo, recursos hídricos urbanos alternativos devem ser capturados e (re)utilizados para atender a essa demanda adicional de água. Nesse contexto, é fundamental considerar a água cinza (água residual gerada em uma residência, exceto as frações provenientes do vaso sanitário e dos mictórios) como uma fonte potencial de água de reúso, devido à sua disponibilidade local. A aplicação de *wetlands* construídos (CWs) de fluxo subsuperficial é a mais adequada para as cidades. Os CWs podem ser aplicadas em micro, meso e macroescalas, o que também resulta em diferentes usuários finais, desde indivíduos e comunidades locais até empresas de abastecimento de água cinzas (Boano et al., 2020; Prodanovic et al., 2017).

Trabalhamos há 14 anos em uma versão modificada de CW visando à implementação em áreas urbanas, evitando riscos de exposição do usuário e ser integrado ao jardim. Esse sistema, denominado EvaTAC (Evapotranspiração e Tratamento de Água Cinza), foi baseado na adaptação de um sistema de descarga zero de líquido. A configuração proposta visa a eliminação do tanque de sedimentação ou a fossa séptica usados como pré-tratamento, que geralmente causam incômodo de odores e manutenção excessiva. Os estudos até o momento avançaram em relação ao dimensionamento e à caracterização do ecossistema, buscando plantas e substratos que melhorem o desempenho, visando ao emprego de tempos de detenção hidráulica (TDH) mais baixos para atender à aplicação também em áreas densamente povoadas e com apelo

paisagístico. Assim, o objetivo deste trabalho foi apresentar uma visão geral dos resultados com foco nas cargas orgânicas aplicadas, na remoção de DQO e na robustez do sistema.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

O sistema EvaTAC (Figura 1) é composto por dois subsistemas: uma Câmara de Evapotranspiração e Tratamento com fluxo ascendente (CEvaT) e uma câmara de digestão anaeróbia embutida (C_{dig}), seguido por um *Wetland* Construído de Fluxo Horizontal Subsuperficial (CW-FHSS).

Figura 1. Vista da seção transversal do sistema de EvaTAC e principais condições estudadas.



O meio filtrante, coberto com uma camada de solo, serve de suporte para as plantas na unidade CEvaT. Diferentes escalas estão sendo aplicadas (Figura 2): começando em 2010 com um sistema em escala de bancada, seguido por uma escala doméstica (completa); sistema piloto; escala reduzida (estudo de diferentes geometrias) e pequenos mesocosmos (estudo de plantas e condições ambientais). As plantas e os substratos usados são mostrados na Tabela 1.

Figura 2. Diferentes escalas estudiadas do sistema EvaTAC (plena, piloto, reducida e mesocosmos).



3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A Tabela 1 mostra alguns dos estudos realizados com o EvaTAC em diferentes escalas. Os resultados são uma coleção de trabalhos publicados e (ainda) não publicados.

Tabela 1. Parâmetros operacionais de carga e remoção de DQO de estudos realizados em diferentes escalas com o sistema EvaTAC. (Adaptado de Magalhães Filho & Paulo, 2022).

Escala	Substrato	Plantas	Carga Hidráulica Aplicada (mm.d ⁻¹)	Carga Orgânica Aplicada (gDQO.m ⁻² .d ⁻¹)	Entrada DQO (mg.L ⁻¹) Turbidez (T): NTU	Remoção (%) (T): NTU
EvaTAC (plena)	CEvaT: Brita #4 e #2 CW-FHSS: Brita #0	<i>H. Coronarium</i> ; <i>H. Psittacorum</i> ; <i>C. Hortulanum</i> ; <i>C. generalis</i>	50 – 120 Picos: 500 - 600	CEvaT: 16 e 31 CW-FHSS: 5.5 e 6.6	DQO: 300 T: 80	DQO: 79 T: 90
EvaTAC (bancada)	CEvaT: Brita #4 e #2 FH: Brita #0	<i>Canna sp.</i>	80 – 110	CEvaT: 32	DQO: 771 T: 395	DQO: 82 T: 91
EvaTAC (piloto)	CEvaT: Brita #4 e #2 FH: Brita #0	<i>C. Generalis</i> <i>E. giganteum</i>	210	CEvaT: 44 FH: 28	DQO: 482	DQO: 88
Mesocosmos (escala reduz.)	Brita #1	<i>L. lagunae</i>	-	Quad: 0.27 Retang: 0.22	DQO: 201	DQO: 90 (média Qua e Ret.)

Os testes com traçadores e os estudos de dinâmica de fluidos computacional (CFD) realizados em escala de bancada, piloto e plena mostraram que a inclusão da CEvaT melhorou o sistema como um todo do ponto de vista hidrodinâmico e melhorou as falhas comuns dos CW, como a redução da TDH devido a caminhos preferenciais. Os resultados obtidos até o momento indicam que o sistema EvaTAC pode ser dimensionado para uma carga hidráulica de 120 mm.d^{-1} , sendo capaz de receber picos de até 600 mm.d^{-1} , comuns em um ambiente residencial, sem deteriorar a qualidade do efluente. As cargas orgânicas aplicadas podem ser da ordem de $30\text{-}40 \text{ gCOD.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, o que garantirá um bom desempenho na remoção de DQO, superior a 80%.

Os estudos de mesocosmos mais recentes foram realizados sob um sistema de alimentação com descarga zero de líquido, para avaliar a taxa de evapotranspiração, a resistência das plantas ao acúmulo de poluentes e a possível remoção de surfactantes e micropoluentes (inicialmente focados em fragrâncias, como linalol e geraniol). Os mesocosmos em escala reduzida foram construídos com o mesmo volume ($0,125 \text{ m}^3$) em duas geometrias diferentes, variando a profundidade e o comprimento para otimizar o desempenho do sistema. Os primeiros resultados dos mesocosmos plantados com *L. lagunae*, uma macrófita do bioma Pantanal, não mostraram diferença entre as duas geometrias com relação à remoção da carga de DQO.

Estudou-se a comunidade microbiológica nas escalas plena e piloto (Bernardes et al., 2019; 2021). Os resultados demonstraram que o potencial redox, a diversidade e a riqueza da comunidade microbiana aumentaram ao longo do fluxo de água cinza e foram inversamente proporcionais aos parâmetros que representavam a presença de matéria orgânica. As análises sugerem a ocorrência de zonas de redução e oxidação no EvaTAC e a existência de correlações entre as condições ambientais e as comunidades microbianas relacionadas principalmente aos ciclos biogeoquímicos de carbono e enxofre.

4. CONCLUSIÓN

As duas unidades (CEvaT + CW-FHSS) se complementam e a C_{dig} embutida na CEvaT pode substituir uma unidade de pré-tratamento, proporcionando estabilidade e robustez ao sistema. O sistema em escala plena opera continuamente há mais de 12 anos, sem necessidade de retirada de lodo. O perfil microbiológico mostrou que cada zona do EvaTAC é única e importante para o desenvolvimento de diferentes partes dos ciclos biogeoquímicos que ocorrem dentro do sistema.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bernardes, F. S., Herrera, P. G., Chiquito, G. M., Morales, M. F., Castro, A. P., & Paulo, P. L. (2019). Relationship between microbial community and environmental conditions in a constructed wetland system treating greywater. *Ecological Engineering*, 139, 105581
- Bernardes, F. S., Souza Pereira, M. A., Hassan, I. A. I., Castro, A. P., Roche, K. F., & Paulo, P. L. (2021). Change in microbial profile and environmental conditions in a constructed wetland system treating greywater. *Envir. Sci. and Pol. Res.*, 28(26), 34539
- Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., Galvão, A., Pisoeiro, J., Rizzo, A., & Masi, F. (2020). A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. *Sci. of The Tot. Envir.*, 711, 134731
- Magalhães Filho, F. J., & Paulo, P. (2022). Phytoremediation as a modular approach for greywater treatment. *Mod. Treat. Appr. for Drinking Water and Wastewater*, 107–128
- Prodanovic, V., Hatt, B., McCarthy, D., Zhang, K., & Deletic, A. (2017). Green walls for greywater reuse: Understanding the role of media on pollutant removal. *Ecol. Eng.*, 102, 625–635

ECONOMIA CIRCULAR APLICADA A WETLANDS CONSTRUÍDOS: COMPÓSITOS DE RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL COMO SUBSTRATOS EMERGENTES PARA REMOÇÃO EFICIENTE DE POLUENTES

Lucas de Carvalho Silva

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil
lucascarvalhosilva@alunos.utfpr.edu.br

Janaína Santos Saldanha Marques

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil
janainamarques@alunos.utfpr.edu.br

Adelania de Oliveira Souza

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil
souza.2021@alunos.utfpr.edu.br

Fernando Hermes Passig*ⁱ

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil
Departamento Acadêmico de Química e Biologia
fhpasig@utfpr.edu.br

Karina Querne de Carvalho

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil
Departamento Acadêmico de Construção Civil
kaquerne@utfpr.edu.br

RESUMO

Foi avaliada a eficiência de *wetlands* construídos verticais (0,2 m²) preenchidos com compósito inovador derivado de resíduos da construção civil quimicamente ativado, com cimento branco (WC-CB) e cal dolomítica (WC-CD), operados em ciclos de batelada de 48-48-72 h ao longo de 270 dias. Os sistemas demonstraram remoções satisfatórias para DQO (> 60%) e PT (> 75%), com destaque para WC-CB na remoção de NT (> 50%). Os resultados comprovam que resíduos da construção civil a base de cerâmica



quimicamente ativados podem oferecer solução sustentável para tratamento de águas residuárias. Este trabalho avança no desenvolvimento de tecnologias baseadas nos princípios da economia circular.

Palavras chaves: Performance do tratamento; Remoção de nutrientes; Reciclagem

1. INTRODUÇÃO

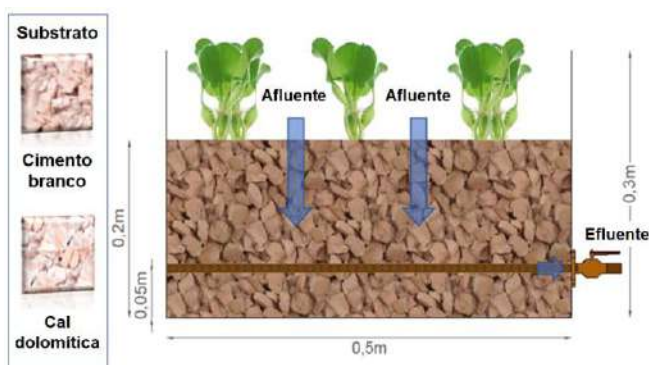
A escolha do material filtrante (substrato) é um fator determinante para eficiência de *wetlands* construídos (WCs), influenciando diretamente nos processos-chave, tais como crescimento vegetal, fixação microbiana e remoção de contaminantes. As propriedades físico-químicas destes materiais favorecem diferentes mecanismos de remoção (adsorção, retenção e degradação) ao otimizar as condições aeróbias e ampliar as interfaces microbianas, impactando na formação do biofilme e na estrutura da comunidade microbiana. Estratégias baseadas no uso de materiais inovadores vêm ganhando destaque, especialmente para remoção simultânea de nutrientes, matéria orgânica e micropoluentes (Oliveira et al., 2023; Silva et al., 2024; Alves et al., 2025). Neste estudo é proposta a utilização de compósitos à base de cerâmica de argila quimicamente ativados com cimento branco e cal dolomítica, resíduo da construção civil, para aprimorar a remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes de efluentes sintéticos em *wetlands* construídos.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Os *wetlands* construídos de fluxo vertical subsuperficial (WFFV) foram montados em escala de microcosmo (0,2 m²) e vegetados com *Eichhornia crassipes* (25 plantas m⁻²) em compósito

composto por cerâmica de argila ativada com cimento branco (WC-CB) e com cal dolomítica (WC-CD), conforme detalhado em Cabral et al. (2021) e Kuhn et al. (2023).

Figura 1. Representação gráfica do WCFV plantado com *Eichhornia crassipes*



Os WCs foram alimentados manualmente com efluente sintético preparado conforme Silva et al. (2024), em batelada com ciclos de 48-48-72 h. As amostras foram coletadas 24 h após a alimentação para determinação da temperatura do líquido ($^{\circ}\text{C}$), pH (4500-H+B), oxigênio dissolvido (OD) (mg L^{-1}) (4500-O B'), potencial de oxirredução (ORP) (mV) (2580 ORP), demanda química de oxigênio (DQO) (mg L^{-1}), (5220 D), nitrogênio amoniacal (N-NH_3) (mg L^{-1}) (4500-NH₃-N C), nitrito ($\text{mg N-NO}_2^- \text{ L}^{-1}$) (4500-NO₂⁻ B), nitrato ($\text{mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$) (4500-NO₃⁻) e fósforo total (PT) (mg L^{-1}) (4500-P I) em amostras do afluente e efluentes dos WCs, conforme APHA (2017), em duplicata. A eficiência do WC frente a diferentes substratos foi avaliada por testes paramétricos (ANOVA/Tukey) e não paramétricos (Kruskal-Wallis), com análise descritiva (BioEstat 5.0, $\alpha=0,05$).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A temperatura média no afluente e nos efluentes do WC-CD e WC-CB manteve-se em torno de 22,8, 23,4 e 23,5 $^{\circ}\text{C}$, respectivamente. Foi verificada redução do pH e OD no efluente de 7,6 para 7,3 e 7,1, e de 1,3 para 0,6 e 0,8 $\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ no WC-CD e WC-CB, respectivamente. Os sistemas operaram predominantemente em ambiente anóxico (-100 a +100 mV) (Matos et al., 2010).

A concentração de DQO foi reduzida de $171,7 \pm 21,2 \text{ mg L}^{-1}$ para $54,8 \pm 11,8 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CD e $48,0 \pm 12,5 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CB, sem diferença estatística significativa entre os substratos ($p = 0.637$; $n = 32$). A presença de poros e fissuras na superfície do material, característica dos materiais de construção, aliada à ativação química, provavelmente aumentou a adsorção e assimilação microbiana (Kizito et al., 2017). Esses mecanismos foram identificados como os principais responsáveis pela remoção de matéria orgânica, conforme também relatado por Stefanakis & Tsihrintzis (2012), evidenciando o potencial desses materiais para remoção de matéria orgânica.

A eficiência de remoção de NT foi superior no WC-CB (56%) em relação ao WC-CD (33%), considerando a concentração média no afluente de $33,5 \pm 2.6 \text{ mg L}^{-1}$, com diferença estatística significativa entre os substratos ($p < 0,05$; $n = 32$). As eficiências médias de remoção de PT foram de 84% e 88% no WC-CD e WC-CB, respectivamente, para uma concentração inicial de $11,4 \text{ mg L}^{-1}$, sem diferença estatística significativa entre os substratos ($p < 0,05$; $n = 32$). A ativação química com cimento branco e cal dolomítica, ambos ricos em Ca^{2+} , intensificou a remoção de PT por meio da atração eletrostática entre PO_4^{3-} e Ca^{2+} , Fe^{3+} e Al^{3+} , conforme indicado por Li et al. (2021).

4. CONCLUSÃO

A ativação química da cerâmica de argila apresentou resultados satisfatórios para remoção de DQO ($> 60\%$) e PT ($> 75\%$) em ambos os materiais. No entanto, o sistema WC-CB demonstrou melhor capacidade para remoção de NT ($> 50\%$). Esses achados destacam a viabilidade da ativação química de materiais como estratégia para aprimorar a operação desses sistemas, promovendo maior eficiência na remoção de matéria orgânica e nutrientes.



5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves, M., Oliveira, A. De, Pacheco, A., Carvalho, L. De, Svenar, S., Hermes, F., Karla, J., Bernardelli, B., Querne, K., & Carvalho, D. (2025). Intensifying intermittent aeration for optimizing nutrient and hormone removal in vertical-flow constructed wetlands filled with aerated concrete. 370(December 2024).
- Kizito, S., Lv, T., Wu, S., Ajmal, Z., Luo, H., & Dong, R. (2017). Treatment of anaerobic digested effluent in biochar-packed vertical flow constructed wetland columns: Role of media and tidal operation. *Science of the Total Environment*, 592, 197–205.
- Li, H., Zhang, Y., Wu, L., Jin, Y., Gong, Y., Li, A., Li, J., & Li, F. (2021). Recycled aggregates from construction and demolition waste as wetland substrates for pollutant removal. *Journal of Cleaner Production*, 311(September 2020), 127766. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127766>
- Matos, A. T. de, Freitas, W. da S., Brasil, M. da S., & Borges, A. C. (2010). Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. *Engenharia Agrícola*, 30(3), 518–526.
- Oliveira, A. S., Bernardelli, J. K. B., de Carvalho Silva, L., Perretto, F., Nagalli, A., Mymrin, V., Passig, F. H., & de Carvalho, K. Q. (2023). Plasterboard sheet applied in vertical-flow constructed wetlands: Nutrients removal, microbial diversity, and mechanisms. *Journal of Water Process Engineering*, 53(May), 103811.
- Silva, L. de C., Bernardelli, J. K. B., Souza, A. de O., Lafay, C. B. B., Nagalli, A., Passig, F. H., Kreutz, C., & Carvalho, K. Q. de. (2024). Biodegradation and sorption of nutrients and endocrine disruptors in a novel concrete-based substrate in vertical-flow constructed wetlands. *Chemosphere*, 346(October 2023).



Stefanakis, A. I., & Tsihrintzis, V. A. (2012). Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, 181–182, 416–430.

ⁱ Os autores agradecem o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) [Código Financeiro 001], Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) [processo 25100.011.282/2014-87] e Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia - Soluções Baseadas na Natureza (INCT-SbN) [58/2022].

EVALUACIÓN DEL CRECIMIENTO DE CONSORCIO DE MICROALGAS EN AGUAS RESIDUALES TRATADAS PROVENIENTES DE HUMEDALES DE FLUJO VERTICAL DE FONDO LIBRE

Damaris Nicole Oporto Wiebe

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, San Lorenzo – Central, Paraguay
damarisoporto16@gmail.com

María Ara Coeli León Yegros

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, San Lorenzo – Central, Paraguay
sdmarialeon@gmail.com

Juan David Samaniego Caballero

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, San Lorenzo – Central, Paraguay
juan22samaniego@gmail.com

Verónica Priscila Sánchez Avalos

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, San Lorenzo – Central, Paraguay
sanchezprisci04@gmail.com

Andrea Alderete Piris

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, San Lorenzo – Central, Paraguay
andi.alderete@gmail.com

Tomás Rodrigo López Arias*

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, San Lorenzo – Central, Paraguay
tlopez@facen.una.py

RESUMEN

El estudio analiza el crecimiento de un consorcio de microalgas, conformado por *Chlorella vulgaris* y *Scenedesmus sp.*, en aguas residuales tratadas por humedales verticales de fondo libre. Inicialmente se evaluó el crecimiento microalgal en tres concentraciones de agua residual tratada y solución Bristol, siendo éstas: (i) 100% agua residual tratada, (ii) 70% agua residual tratada y 30% solución Bristol, (iii) 50% agua residual tratada y 50% solución Bristol; siendo la más óptima para el crecimiento de microalgas la solución en proporción 1:1. Las microalgas fueron cultivadas en fotobiorreactores empleando agua residual tratada estéril como control negativo, solución Bristol con una concentración inicial de microalgas de 1.10^6 cél/mL

como control positivo y un medio de cultivo con agua residual estéril y solución Bristol en proporción 1:1 con una concentración inicial de microalgas de 1.10^6 cél/mL, bajo condiciones controladas de temperatura, agitación y con un fotoperiodo de 24 horas luz. Se monitoreó su crecimiento por 14 días mediante mediciones de densidad óptica a 660nm. Se obtuvo un crecimiento menor con el medio con agua residual tratada en comparación al crecimiento con solución Bristol como medio, a pesar de la menor producción de biomasa, se demuestra que el agua residual tratada por humedales verticales de fondo libre posee la capacidad de ofrecer un medio para el crecimiento de microalgas, favoreciendo el aprovechamiento de recursos y economía circular.

Palabras claves: Producción de biomasa, *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus*, Reutilización de recursos, Aprovechamiento de nutrientes.

1. INTRODUCCIÓN

En los humedales artificiales de flujo vertical, el agua residual se aplica de forma intermitente para favorecer y preservar al máximo las condiciones aerobias, provocando ciclos de saturación y drenaje que permiten la entrada de oxígeno, facilitando la degradación microbiana aerobia y la remoción de contaminantes. Este medio filtra sólidos, sostiene bacterias y sirve de base para las plantas, cuyas raíces profundas favorecen la colonización de bacterias aerobias al transferir pequeñas cantidades de oxígeno, siendo éstas responsables de la degradación de nutrientes y materia orgánica debido a su actividad metabólica (Vymazal, 2010, p. 530-549).

Las microalgas son organismos que pueden cultivarse en diversas condiciones debido a su alta tolerancia a factores ambientales. El cultivo de microalgas bajo diferentes condiciones puede afectar las tasas de crecimiento de las mismas, el rendimiento de biomasa y su contenido nutricional. El nitrógeno y el fósforo son macronutrientes esenciales necesarios para promover el crecimiento de las algas y regulan las actividades metabólicas, promoviendo la síntesis de proteínas y ácidos nucleicos hasta en un 40–60% de su peso seco (Yaakob et al., 2021)

Las microalgas *Chlorella vulgaris* y *Scenedesmus sp.* son ampliamente estudiadas en cuanto a su capacidad de producción de biomasa empleando efluentes como medio de cultivo (Andrade et al., 2009; Ramos & Pizarro, 2018). Debido a lo anterior, el presente estudio tiene como objetivo demostrar la viabilidad del uso de efluentes tratados por humedales verticales de fondo libre como medio de cultivo sostenible para promover la economía circular y el aprovechamiento de recursos.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Planificación y construcción del humedal vertical de fondo libre

Se construyeron humedales verticales a escala mesocosmos, con una altura de 80 cm y 150 mm de diámetro; 15 cm a partir de la base inferior se compuso de grava y 55 cm de arena. Se empleó *Typha dominguensis* como agente para la oxigenación del sistema y favorecedor de la actividad microbiana.

2.2. Selección de las especies de microalgas

Se emplearon cultivos de *Chlorella vulgaris* y *Scenedesmus sp.*, proveídos por el Laboratorio de Biotecnología Ambiental de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, debido al amplio estudio sobre las capacidades de producción de biomasa en aguas residuales.

2.3. Ensayos preliminares para la obtención de la concentración óptima de agua residual tratada en medio de cultivos para el cultivo del consorcio de microalgas

Se realizaron los ensayos de crecimiento de microalgas en tres condiciones de cultivo diferentes: (i) 100 % agua residual tratada, (ii) 70 % agua residual tratada y 30 % de solución Bristol y (iii) 50 % de agua residual tratada y 50 % de solución Bristol, con una concentración inicial de $1,9 \times 10^6$ cél/mL. Se realizó la medición del crecimiento celular a los 14 días para determinar la concentración del medio de cultivo con mayor densidad celular, para un posterior análisis.

2.4. Ensayos para la evaluación del crecimiento de microalgas con medio de cultivo con agua residual tratada, en comparación con el crecimiento de microalgas empleando solución Bristol.

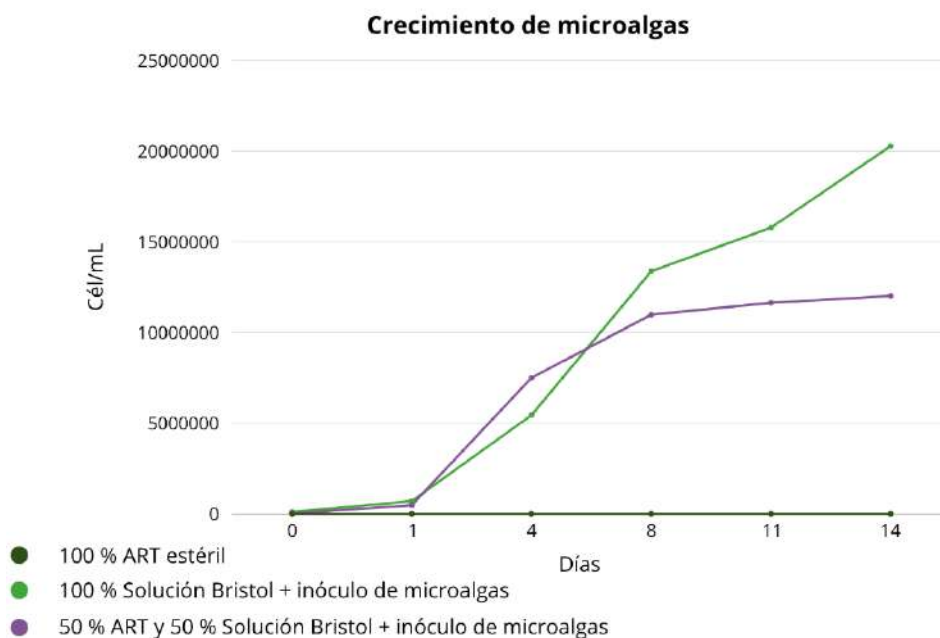
Se cultivaron las microalgas en medios de cultivo de solución Bristol y solución Bristol con agua residual tratada en una proporción 1:1, en botellas de vidrio, alcanzando un volumen de 400 mL y con una concentración inicial de microalgas de 1×10^5 , con condiciones controladas de aireación, temperatura y con un fotoperiodo de 24 horas luz. Además, se empleó agua residual tratada estéril en las mismas condiciones de cultivo como control negativo. La evaluación de la densidad celular se midió diariamente mediante densidad óptica a una longitud de onda de 660 nm por 14 días.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La gráfica representa el crecimiento microalgal comparando tres condiciones experimentales. El gráfico verde corresponde al crecimiento de microalgas con el tratamiento 100 % solución Bristol, el cual representa el control positivo; el gráfico morado corresponde al crecimiento celular con tratamiento de agua residual tratada y solución Bristol en una proporción 1:1, el gráfico negro corresponde al control negativo, es decir al agua residual tratada estéril.

Las microalgas cultivadas en solución Bristol muestran un crecimiento continuo y sostenido a lo largo del tiempo, a excepción de un leve descenso puntual en el día 11. A pesar de esto, las microalgas crecieron de manera óptima, alcanzando una concentración cercana a los 21 millones de células por mililitro de medio al final del ensayo; esto indica que la solución Bristol proporciona al consorcio microalgal condiciones favorables para su crecimiento (Rodríguez Ramos et al., 2016).

Figura 1. Gráfico del crecimiento microalgal en diferentes medios de cultivo.



Fuente: Autoría propia (2025).

En el caso del medio con solución Bristol y agua residual tratada se observa también un crecimiento progresivo al inicio y hasta el día 8, tras lo cual la tasa de crecimiento disminuye. Al final del experimento, se alcanza una concentración cercana a 12 millones cél/mL. El crecimiento observado en los primeros días indica que las condiciones iniciales eran favorables; sin embargo, a partir del día 8, es probable que los nutrientes disponibles se agotaran o resultaran insuficientes para sostener el crecimiento. El cultivo de microalgas se ve afectado por factores como la disponibilidad de nutrientes (Manzoni Maroneze et al., 2021), por lo que una disminución en esta podría explicar la desaceleración observada en los últimos días del experimento.

Por último, el control negativo muestra nulo crecimiento, lo que indica que los resultados obtenidos son válidos y significativos.

4. CONCLUSIÓN

En este estudio se observó la aplicabilidad del agua residual tratada por humedales de flujo vertical de fondo libre como medio de cultivo para microalgas; los resultados demuestran que el empleo de agua residual tratada, en medios de cultivo para microalgas, produce una tasa de crecimiento inferior en comparación al crecimiento de microalgas empleando solución Bristol como medio nutritivo; de igual forma es rescatable su empleo ya que se logra obtener significativa producción de biomasa, representado por una alta tasa de crecimiento, especialmente en los días iniciales del ensayo, promoviendo la minimización de costos del cultivo de estos microorganismos, además del aprovechamiento de efluentes.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade R, C. E., Vera B, A. L., Cárdenas L, C. H., & Morales A, E. D. (2009). Biomass production of microalga *Scenedesmus* sp. with wastewater from fishery. *SCIELO*, 32(2). https://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0254-07702009000200005
- Manzoni Maroneze, M., Montenegro Herrera, C. A., & Martínez Jiménez, A. (2021). Insights into microalgae culture systems: A critical review. *Revista BioTecnología*. <https://smbb.mx/wp-content/uploads/2021/12/Manzoni-Maroneze-et-al.-2021.pdf>
- Ramos, R., & Pizarro, R. (2018). Crecimiento y capacidad de biorremediación de *Chlorella vulgaris* (Trebouxiophyceae, Chlorophyta) cultivada en aguas residuales generadas en el cultivo del pez dorado *Seriola lalandi* (Perciformes: Carangidae). *SCIELO*, 53(1). <https://doi.org/10.4067/S0718-19572018000100075>
- Rodríguez Ramos, P. A., Sánchez Miranda, Y., Zumalacárregui de Cárdenas, L. M., Pérez Ones, O., Hernández Milán, A., Echeveste de Miguel, P., & Lombardi, A. T. (2016). Obtención de biomasa de microalga *Chlorella vulgaris* en un banco de prueba de fotobiorreactores de columna de burbujeo. *Journal of Chemical Engineering Theoretical and Applied Chemistry*, 73(574). <https://raco.cat/index.php/afinidad/article/view/312011>



Vymazal, J. (2010). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water*, 2(3), 530–549.
<https://doi.org/10.3390/w2030530>

Yaakob, M. A., Radin Mohamed, R. M. S., Al-Gheethi, A., Gokare, R. A., & Ambati, R. R. (2021). Influence of nitrogen and phosphorus on microalgal growth, biomass, lipid, and fatty acid production: An overview. *Cells*, 10(2), 393. <https://doi.org/10.3390/cells10020393>

DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE HUMEDAL DE FONDO LIBRE PARA TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES Y SU EFECTO EN LA TASA RELATIVA DE CRECIMIENTO DE *Lemna minor*

Camila Fariña Ortellado*

Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Biotecnología, San Lorenzo, Paraguay.

camilafortellado@gmail.com

Alejandro Samudio

Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Biotecnología, San Lorenzo, Paraguay.

calesamudio@gmail.com

Paola Fretes

Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Biotecnología, San Lorenzo, Paraguay.

paolafretesm@gmail.com

Nelson Arrúa

Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Biotecnología, San Lorenzo, Paraguay.

soynelsonarrua@gmail.com

Giovanna Cantero Vargas

Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Biotecnología, San Lorenzo, Paraguay.

giovannacanterovargas@gmail.com

RESUMEN

El vertido inadecuado de aguas residuales en zonas urbanas y universitarias representa una preocupación ambiental. Los humedales artificiales de fondo libre (HFL) surgen como una alternativa eficiente, sostenible y de bajo costo para su tratamiento. En este estudio se diseñó y construyó un HFL en la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (FACEN), cuyo efluente fue utilizado para evaluar el crecimiento de *Lemna minor*, planta acuática con capacidad bioindicadora. Se aplicaron cinco tratamientos: tres con distintas proporciones de agua residual tratada (100%, 50% y 30%) y dos controles. Se midieron número de frondas, biomasa, pH y

temperatura. El tratamiento al 50% mostró la mayor tasa relativa de crecimiento ($0,0638 \text{ d}^{-1}$) y una mayor producción de biomasa, evidenciando una respuesta favorable a la disponibilidad de nutrientes. Los resultados sugieren que el uso del efluente tratado puede promover el crecimiento vegetal, consolidando el potencial de los HFL como sistemas de fitorremediación.

Palabras claves: Humedal de fondo libre, tratamiento de aguas residuales, *Lemna minor*.

1. INTRODUCCIÓN

El vertido inadecuado de aguas residuales en cuerpos de agua próximos a zonas urbanas y universitarias constituye una problemática ambiental persistente, con efectos negativos sobre la calidad del agua y la salud de los ecosistemas acuáticos (García et al., 2019). Como respuesta a esta situación, los humedales artificiales de fondo libre (HFL) se presentan como una alternativa sostenible para el tratamiento descentralizado de aguas residuales, caracterizados por su eficiencia, bajo costo de operación y mínima necesidad de mantenimiento (Kadlec & Wallace, 2009).

En este contexto, el uso de macrofitas como *Lemna minor* ha cobrado especial relevancia en estudios de fitorremediación. Esta planta acuática flotante destaca por su rápido crecimiento, alta capacidad de absorción de nutrientes y sensibilidad a contaminantes, lo que la convierte en un bioindicador eficiente de la calidad del agua (Ziegler et al., 2016). Además, su aplicación en sistemas experimentales ha demostrado ser útil para evaluar la efectividad de diferentes estrategias de tratamiento y reúso de aguas residuales (Leng et al., 2020).

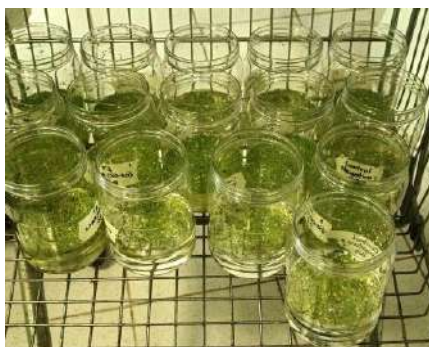
El presente estudio tuvo como objetivo evaluar el efecto del efluente tratado de un humedal de fondo libre, diseñado y construido en la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (FACEN), sobre la tasa de crecimiento y producción de biomasa de *Lemna minor*. Para ello, se establecieron cinco tratamientos en frascos con distintas proporciones de agua residual tratada y agua de pozo, además de un control negativo (agua de pozo) y uno positivo (agua con

fertilizante). Durante dos semanas se midieron variables como el número de frondas, biomasa fresca (peso húmedo y seco), pH y temperatura del medio acuático. Esta investigación busca aportar evidencia sobre la viabilidad del uso de efluentes tratados como fuente de nutrientes en sistemas de cultivo de macrófitas, promoviendo soluciones sostenibles para la gestión de aguas residuales.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

En la fase experimental, se diseñó un humedal de fondo libre como unidad de tratamiento, con un diámetro en la base de 0,15 m, una capa de rocas de 0,10 m y 0,60 m de arena lavada como medio filtrante. Como unidades de observación se emplearon quince frascos de 1 L (Figura 1) de capacidad, con un área superficial de 254,47 cm² y una altura de 14 cm, distribuidos en cinco tratamientos: Control Negativo (agua de pozo), Control Positivo (agua de pozo con fertilizante) y tres tratamientos con diferentes proporciones de agua residual tratada (100%, 50% y 30%). El agua residual, proveniente del lavamanos y laboratorios de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (FACEN), fue recolectada y sometida a un proceso de tratamiento previo. Se aplicaron cuatro pulsos diarios de riego de 300 mL, cuatro veces por semana, durante un período de dos semanas. Las variables evaluadas incluyeron el número de frondas, la biomasa fresca y seca, la coloración foliar, pH y temperatura.

Figura 1. Unidad de Observación



Fuente: Los autores (2025)

Muestreo del agua residual

Para el desarrollo experimental, se recolectaron muestras del efluente tratado proveniente del humedal de fondo libre diseñado y construido en la FACEN. El material vegetal de *Lemna minor* fue obtenido del invernadero de la misma facultad, ubicado en el campus universitario de San Lorenzo, Paraguay. Las frondas fueron previamente lavadas para reducir la presencia de algas adheridas y eliminar tejidos en descomposición o deterioro.

Montaje del sistema

El experimento se realizó por triplicado para cada tratamiento y control, utilizando un total de 15 frascos de un litro de capacidad. El agua de pozo utilizada fue obtenida de la red interna de la FACEN. El ensayo tuvo una duración de 11 días, durante los cuales se midieron todos los parámetros definidos con el objetivo de evaluar la eficacia de cada tratamiento en el crecimiento de *Lemna minor*.

Se prepararon mezclas específicas de agua residual tratada y agua de pozo en proporciones del 50:50 y 30:70, respectivamente. Para el tratamiento con fertilizante, se diluyó la dosis recomendada para 5 L, ajustándola al volumen experimental de 400 mL. En todos los recipientes se añadió 1 gramo de *Lemna minor* como biomasa inicial.

Análisis Físicoquímico del Agua

Durante toda la fase experimental, se monitorearon los parámetros físicoquímicos pH y temperatura, con el fin de evaluar las condiciones del medio y el comportamiento de *Lemna minor* en los distintos tratamientos.

Análisis del crecimiento de Lemna minor

El crecimiento de *Lemna minor* fue monitoreado mediante diversos métodos. El número de frondas se determinó utilizando el software ImageJ, mientras que la producción de biomasa se evaluó a partir del peso fresco y seco. Además, se realizó una observación cualitativa de la

apariencia visual de las plantas, considerando el color y tamaño de las frondas. Asimismo, se calculó la Tasa Relativa de Crecimiento (TRC) con base en un modelo de regresión lineal.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Curvas de crecimiento

En la tabla 1 se resumen las TRC calculadas para las condiciones del experimento con base en los resultados obtenidos. La tasa relativa de crecimiento (TRC) de las plantas, fue calculada sobre la base del modelo de regresión lineal.

Tabla 1. Tasa relativa de crecimiento

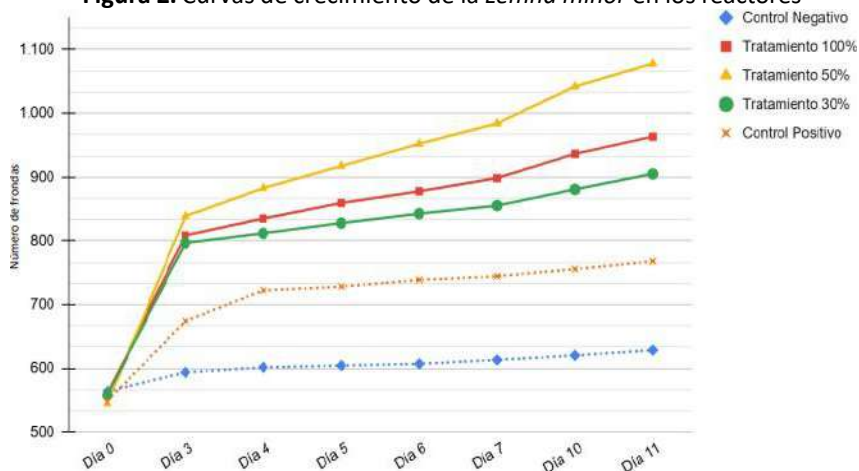
Reactor	Tasa relativa de crecimiento (d^{-1})
Control Positivo	0,0360
Control Negativo	0,0100
Tratamiento 100%	0,0513
Tratamiento 50%	0,0638
Tratamiento 30%	0,0481

Fuente: Los autores (2025)

En la Figura 2 se observa que, para todos los tratamientos, el número de frondas de *Lemna minor* aumentó progresivamente desde el día 0 hasta el día 11, destacándose especialmente el tratamiento al 50%, que pasó de 545 a 1.078 frondas, casi duplicando su número respecto al control positivo. Las tasas relativas de crecimiento (TRC) confirman este comportamiento: el tratamiento al 50% presentó la mayor TRC ($0,0638 d^{-1}$), seguido por el tratamiento al 100% ($0,0513 d^{-1}$) y al 30% ($0,0481 d^{-1}$), mientras que el control positivo tuvo una TRC de $0,0360 d^{-1}$ y el control negativo de apenas $0,0100 d^{-1}$. Esto evidencia que la presencia de nutrientes y materia orgánica del efluente favorece el crecimiento de *Lemna minor* en comparación con el control. La fase de adaptación se observó hasta aproximadamente el día 4, a partir del cual se intensificó el crecimiento. Si bien este estudio abarcó hasta el día 11, se puede

prever que, con el tiempo, la tasa de crecimiento podría disminuir por limitación de nutrientes o espacio, como ya se ha reportado en estudios previos (Pinto, 2000).

Figura 2. Curvas de crecimiento de la *Lemna minor* en los reactores



Fuente: Los autores (2025)

Determinación de la producción de biomasa

La producción de biomasa se determina mediante la medición del peso fresco y seco, así como a partir de la relación entre estos pesos y la cantidad de frondas. En la tabla 2 se presentan los valores correspondientes a los pesos de materia fresca y seca obtenidos.

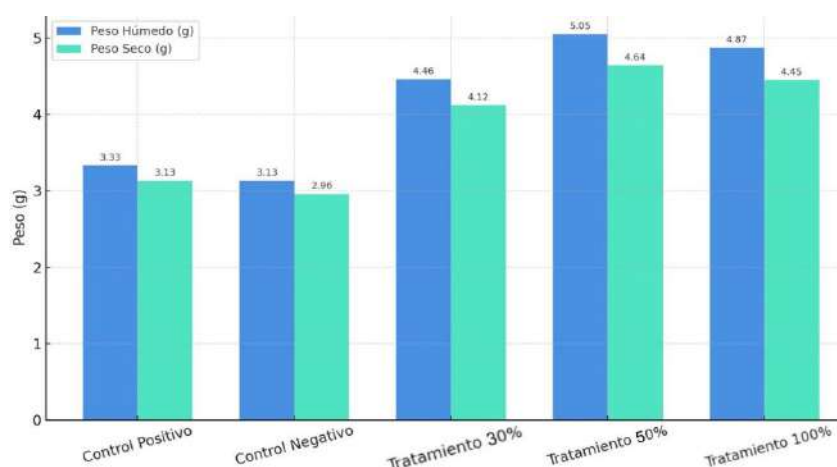
Tabla 2. Tasa relativa de crecimiento

Reactor	Peso Fresco (gr)	Produc. De biomasa (mg/fronda)	Peso Seco (gr)	Produc. De biomasa (mg/fronda)
Control Positivo	3,33	4,3359	3,13	4,0755
Control Negativo	3,13	4,9761	2,96	4,7058
Tratamiento 100%	4,87	5,0571	4,45	4,8182
Tratamiento 50%	5,05	4,6846	4,64	4,128
Tratamiento 30%	4,46	4,9281	4,12	4,5524

Fuente: Los autores (2025)

En la figura 3 se observó que los tratamientos con agua residual tratada generaron mayor peso húmedo y seco en comparación con los controles, indicando una mayor acumulación de biomasa.

Figura 3. Gráfico de barras comparativo del peso húmedo y peso seco estimado de *Lemna minor* según tratamiento



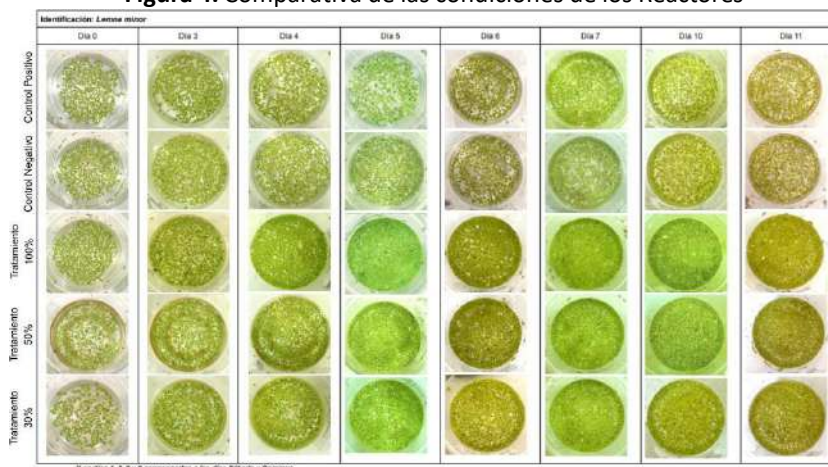
Fuente: Los autores (2025)

Observación visual

En los primeros cuatro días, correspondientes al periodo de adaptación de *Lemna minor*, se identificó una tonalidad verde amarillenta en las frondas. Algunas murieron, aunque permanecieron flotando, y otras perdieron sus raíces. Superada esta etapa inicial, se notó un cambio gradual en el color, adquiriendo un verde biche más intenso, acompañado de un crecimiento notable y una rápida propagación. Las frondas nuevas, sin embargo, desarrollaron raíces más cortas.

A medida que avanzaron los días, la multiplicación de la *Lemna minor* continuó de forma sostenida, logrando finalmente una cobertura total de la superficie en los reactores de todos los tratamientos, como se aprecia en la figura 4. Esta cobertura uniforme reflejó una buena adaptación de la especie y su capacidad de proliferación bajo las condiciones evaluadas.

Figura 4. Comparativa de las condiciones de los Reactores



Fuente: Los autores (2025)

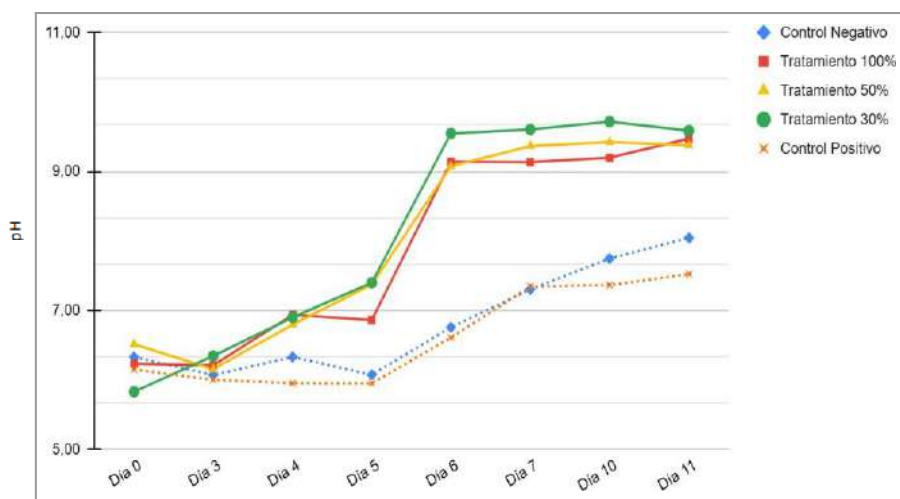
Determinación del pH

Durante la fase experimental, se registraron variaciones en los valores de pH en todos los reactores, evidenciando un patrón de incremento progresivo a lo largo del tiempo. En el día 0, los valores iniciales oscilaron entre 5,83 y 6,51, observándose las cifras más bajas en el tratamiento al 30% y en el control positivo. Conforme avanzó el experimento, el pH aumentó de manera sostenida, alcanzando sus valores máximos entre los días 10 y 11. En particular, el tratamiento al 30% presentó el mayor valor registrado (9,72 en el día 10), seguido de cerca por los tratamientos al 50% y 100%, con valores cercanos a 9,60. En contraste, los controles mostraron incrementos más moderados; el control positivo alcanzó un pH de 7,52 y el control negativo de 8,04 al final del periodo experimental.

Este comportamiento puede atribuirse a la intensa actividad fotosintética de *Lemna minor*, la cual genera un consumo sostenido de CO₂, provocando un aumento del pH en el medio acuático. Zirsch y Reed (1988) documentaron incrementos similares en lagunas cubiertas por lenteja de agua, particularmente en condiciones de alta luminosidad. Asimismo, Maclay (1976) estableció que *Lemna minor* presenta un rango óptimo de crecimiento en torno a pH 7, con

tolerancias entre 3 y 10. Estos resultados sugieren que el aumento gradual del pH puede deberse no solo a procesos fotosintéticos, sino también a la asimilación de materia orgánica y a la descomposición vegetal, que influye en la dinámica iónica del sistema.

Figura 5. Variación de los valores del pH en cada reactor.



Fuente: Los autores (2025)

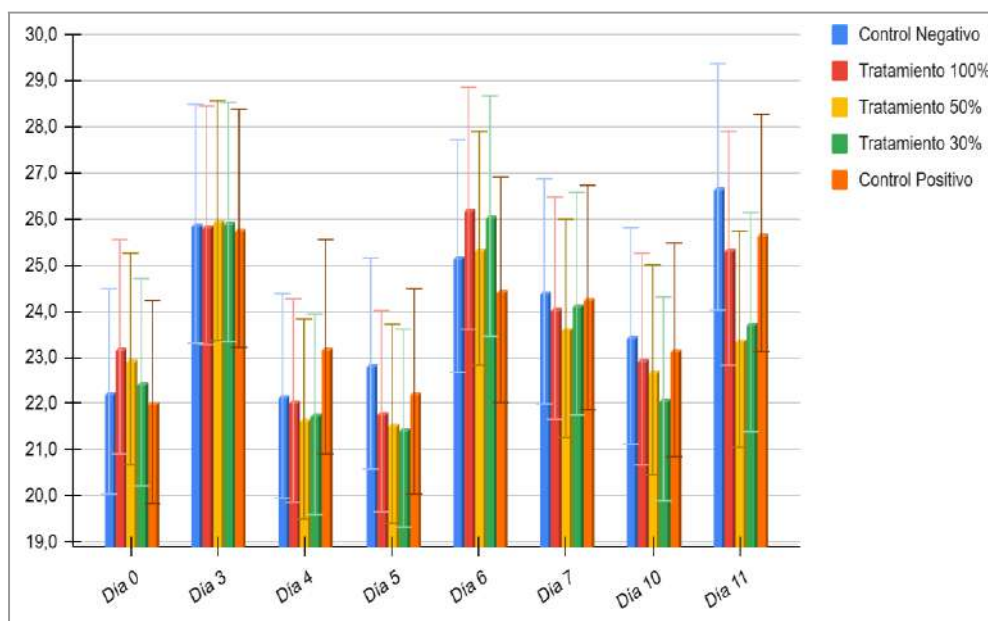
La Figura 5 muestra la variación del pH en los reactores durante el experimento, con valores que oscilaron entre 5,83 y 9,72. El valor más alto se manifestó en el reactor tratamiento 30% y el más bajo se encontró en la caracterización inicial. Estos resultados destacan el comportamiento diferencial del pH entre tratamientos y evidencian el efecto de la calidad del agua residual sobre la química del medio.

Determinación de la temperatura

A lo largo del experimento, la temperatura ambiente osciló entre 13°C y 28 °C, manteniéndose siempre dentro del rango óptimo para el desarrollo de *Lemna minor*, según lo señalado por Arroyave (2004), quien indica que esta especie acuática puede crecer adecuadamente entre los 5°C y 30 °C. La figura 6 muestra las variaciones de temperatura

registradas en cada reactor, las cuales fluctuaron entre 21.5°C y 26.7°C, con una diferencia máxima de 5.2°C durante el periodo experimental.

Figura 6. Valores de la temperatura en cada reactor



Fuente: Los autores (2025)

4. CONCLUSIÓN

La implementación de humedales artificiales de fondo libre (HFL) como tecnología de tratamiento descentralizado demostró una eficiencia significativa en la mejora de parámetros fisicoquímicos del agua y en la promoción del crecimiento de *Lemna minor*. Las tasas relativas de crecimiento (TRC), particularmente en el tratamiento con 50% de agua residual tratada (0,0638 d⁻¹), evidencian una alta biodisponibilidad de nutrientes y una respuesta fisiológica favorable de la macrófita a la composición del efluente.

El incremento progresivo del pH, alcanzando valores hasta 9,72, sugiere una intensa actividad fotosintética y procesos de asimilación de materia orgánica, asociados al

metabolismo autotrófico de *Lemna minor*, lo cual influye en la dinámica iónica del medio. Las condiciones térmicas registradas (21,5°C a 26,7°C) permanecieron dentro del rango óptimo para la especie, eliminando factores limitantes externos al sistema.

Los resultados de biomasa, tanto en peso fresco como seco, fueron superiores en los tratamientos con efluente, consolidando el potencial del agua residual tratada como insumo para sistemas de producción vegetal. Estos datos respaldan la viabilidad del uso de HFL con *Lemna minor* no solo como estrategia de remediación, sino también como sistema acoplado de valorización de efluentes con fines agroecológicos.

5. AGRADECIMIENTOS

Al proyecto PINV01-471 por el apoyo para la financiación de la investigación.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arroyave, María del Pilar. (2004). La lenteja de agua (*lemna minor* L.): una planta acuática promisorio. *Revista EIA - Escuela De Ingeniería De Antioquia*, ISSN 1794- 1237(1), pp. 33-38.
- García, J., Rousseau, D. P., Morató, J., Lesage, E., Matamoros, V., & Bayona, J. M. (2019). Contaminación urbana y tratamiento con humedales construidos: revisión de conceptos y aplicaciones. *Ecological Engineering*, 130, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.01.012>
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). *Treatment wetlands* (2nd ed.). CRC Press.
- Maclay, c.l.(1976): The effect of ph on the population growth of three species of duckweed: *spirodela oligorrhiza*, *lemna minor* and *wolffia arrhiza*. *Freshwater biology* n° 6, pp. 125-136.
- Leng, R. A., Stambolie, J. H., & Bell, R. (2020). Duckweed – A potential high-protein feed resource for domestic animals and fish. *Livestock Research for Rural Development*, 22(4). <https://lrrd.cipav.org.co>

-
- Pinto, S. L. (2000). Producción de las plantas acuáticas *lemna minor* y *Azolla filiculoides* y su uso conjuntamente con la harina de pescado en raciones para cerdos. Tesis de grado de Ingeniero Agrónomo, UCV, Maracay, Venezuela.
- Ziegler, P., Adelman, K., Zimmer, S., Schmidt, C., & Appenroth, K. J. (2016). Relative in vitro growth rates of duckweeds (Lemnaceae)—The most rapidly growing higher plants. *Plant Biology*, 17(Suppl. 1), 33–41. <https://doi.org/10.1111/plb.12184>
- Zirschy, J. and Reed, S. (1988). The use of duckweed for wastewater treatment. *Journal of water pollution control federation*. vol. 60, n° 7, pp.1253-1258.

EVALUACIÓN PRELIMINAR DE UN MODELO FUNCIONAL DE HUMEDAL ARTIFICIAL ALIMENTADO CON UREA

Víctor Manuel Luna-Pabello*

Universidad Nacional Autónoma de México – Facultad de Química,
Coyoacán, Ciudad de México, México.

lpvictor@unam.mx

Michael Orlando Trejo Gopar

Universidad Nacional Autónoma de México – Facultad de Química,
Coyoacán, Ciudad de México, México.

goparmichael@gmail.com

Ruth Martín Fuentes

Universidad Nacional Autónoma de México – Facultad de Química,
Coyoacán, Ciudad de México, México.

fgruthm@unam.mx

Luciano Hernández Gómez

Universidad Nacional Autónoma de México – Facultad de Química,
Coyoacán, Ciudad de México, México.

lhergom@unam.mx

Fernando Gómez Martínez

Universidad Nacional Autónoma de México – Facultad de Química,
Coyoacán, Ciudad de México, México.

fsgomezm@gmail.com

Mónica Lucía Rodríguez Estrada

Grupo Multidisciplinario Integral GMI. Cd. México. México

mlrdestrada@gmail.com

RESUMEN

Se evaluó un modelo funcional de humedal artificial de flujo horizontal subsuperficial en cascada (MFHAFHSSC) a escala de laboratorio para obtener datos útiles para diseño y escalamiento de humedales artificiales que traten compuestos nitrogenados. El modelo funcional consta de cinco contenedores, cada

uno de 30 L de capacidad, empacados al 90 % con arena sílica (diámetro de 2-3 mm y porosidad del 33%) y volumen útil de agua de aproximadamente 12 L por contenedor. Cada contenedor con un ejemplar de “lirio persa” (*Dietes iridioides*) y uno de “cola de caballo” (*Equisetum arvense*) por cada 0.2 m². El diseño experimental incluyó testigo de referencia. Ambos fueron alimentados con una disolución de 50 mg/L urea, por lotes secuenciales de 12 L cada 12 h. El tiempo de residencia total fue de 60 h por corrida experimental. Los resultados indican que el sistema operó a un pH entre 7.7 a 7.9 unidades y temperatura de 18 a 23 °C. La biomasa vegetal incremento 7.5 veces en un periodo de 5 meses de operación.

Palabras claves: Urea, Nitrógeno amoniacal; *Dietes iridioides*, *Equisetum arvense*, Biomasa vegetal

1. INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales municipales contienen un aporte significativo de orina, siendo la urea uno de sus principales componentes. Los sistemas depuradores convencionales no eliminan adecuadamente los compuestos nitrogenados, por lo cual sus descargas pueden ocasionar la eutroficación de los cuerpos acuáticos receptores. Una opción de tratamiento y aprovechamiento de la orina, es su separación previa en mingitorios y posterior tratamiento en humedales artificiales. De esta forma, se obtendría agua para reúso y biomasa vegetal (BV) para diversas aplicaciones. Por ello, se plantea el uso de un modelo funcional basado en la adición de urea como sustrato principal; de especies vegetales tolerantes a la misma; y de un medio de soporte relativamente inerte que permita el crecimiento de los elementos biológicos. El presente trabajo se enfocó en la evaluación preliminar del efecto de la adición por lotes de una solución de urea a un modelo funcional de humedal artificial de flujo horizontal subsuperficial en cascada (MFHAFHSSC).

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño del sistema de tratamiento: A partir de estudios previos realizados en nuestro laboratorio, así como de literatura especializada sobre el tema (Parde et al., 2021), se diseñó el MFHAFHSSC. Estructuralmente consta de 6 recipientes plásticos en forma de prismas

rectangulares huecos, interconectados con tubos de PVC, soportados en una base de madera construida en forma de terrazas. Se alimentó por lotes de 12 Litros cada 12 horas de una solución de urea de 50 mg/L, con un tiempo de residencia hidráulico (TRH) total de 60 horas por cada corrida experimental.

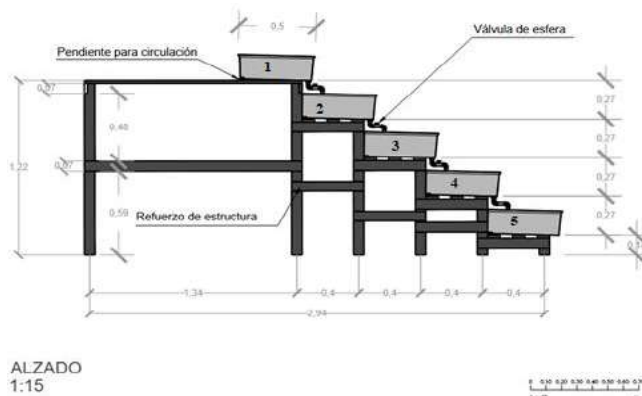
Construcción del MFHAFHSSC: Se construyó el MFHAFHSSC empleando como medio de soporte arena sílica de 2 a 3 mm de diámetro. Se seleccionaron, aclimataron y propagaron los elementos vegetales, sembrando un ejemplar de lirio persa y uno de cola de caballo por cada 0.2 m².

Arranque operativo del sistema. Se realizaron pruebas hidráulicas y se obtuvieron resultados preliminares de su funcionamiento, mediante la ejecución de 3 corridas experimentales en las que se determinó urea, NH₄, NO₂, NO₃ y DQO. Se evaluó un sistema experimental de prueba (SEP) y un sistema experimental control (SEC) como testigo de referencia, el cual no contenía vegetación.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El MFHAFHSSC tiene la configuración que se muestra en la Figura 1 y Figura 2.

Figura 1. Plano del MFHAFHSSC.



Fuente: Elaboración propia.

Los datos del SEC indican que su efluente no contenía urea pero si la presencia de 12.5 mg/L de NH_4 ; 1.8 mg/L de NO_2 y 50 mg/L de NO_3 como resultado de su degradación, la cual es atribuible a microorganismos ureolíticos (Wang et al., 2020). La remoción del contenido de carbono orgánico disuelto fue menor 2% como DQO. En cuanto al efluente del SEP, tampoco se detectó la presencia de urea pero si, en menor concentración que en el SEC de NH_4 (12.5 mg/L); NO_2 (1.8 mg/L) y NO_3 (50 mg/L), así como en términos de la DQO (74 mg/L). Los resultados obtenidos son consistentes con lo observado en la literatura (Thorén, 2007 y Wang et al., 2020). El valor de pH fue de 7.8 para el SEC y 7.4 para el SEP, ambos a una temperatura promedio de 20°C. La BV aumentó 7.49 veces en un periodo aproximado de 5 meses. Los resultados muestran que la vegetación contribuye a que el efluente tenga menores concentraciones de compuestos orgánicos y carbonosos, evidenciando el rol activo de las plantas.

Figura 2. Vista del SEC y SEP antes (izquierda) y después (derecha) de 5 meses de experimentación.



Fuente: Elaboración propia.

4. CONCLUSIÓN

Se evaluó de manera preliminar el efecto de la adición por lotes de una solución de urea alimentada al MFHAFHSSC. Los resultados evidencian que la presencia de vegetación contribuye de manera significativa a la remoción de urea, subproductos de su degradación y compuestos carbonosos, bajo las siguientes condiciones y variables operativas: TRH de 60 horas, concentración inicial de urea de 50 mg/L, pH aproximado de 7.4; temperatura promedio de 20°C; arreglo vegetal: un ejemplar de *D. iridioides* y *E. arvense* por cada 0.2 m². La BV incrementó 7.49 veces su volumen inicial en 5 meses.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Parde, D., Patwa, A., Shukla, A., Vijay, R., Killedar, D. J., Kumar, R. (2021). A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. Environ. Technol. Innovation. 21:101261. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352186420315613?via%3Dihub>
- Thorén, AK. (2007). Urea Transformation of Wetland Microbial Communities. Microb Ecol. 53, 221–232 <https://doi.org/10.1007/s00248-006-9098-9>.
- Wang, Y. J., Han, X. L., Jiang, N. J., Wang, J. & Feng, J. (2020). The effect of enrichment media on the stimulation of native ureolytic bacteria in calcareous sand. Int. J. Environ. Sci. Technol. 17, 1795–1808. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02541-x>

HUMEDAL CONSTRUIDO PARA LA RECUPERACIÓN DE AGUA A NIVEL HOGAR: UN ENFOQUE DE ECONOMÍA CIRCULAR

Diego Domínguez-Solís*

Instituto Politécnico Nacional (IPN), Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo, Gustavo A. Madero – Ciudad de México, México
ddominguez1800@alumno.ipn.mx

María Concepción Martínez-Rodríguez, Lorena Elizabth Campos-Villegas, Héctor Guadalupe Ramírez-Escamill, Obed Pardo-Santos

Instituto Politécnico Nacional (IPN), Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo, Gustavo A. Madero – Ciudad de México, México
mcmartinezr@ipn.mx, lor_ca2003@yahoo.com.mx, hramireze1500@alumno.ipn.mx,
opardos@ipn.mx

RESUMEN

La escasez hídrica en la Ciudad de México, y en particular en la colonia La Laguna Ticomán, demanda soluciones sustentables que permitan cerrar los ciclos del agua a nivel local. Esta ponencia presenta el diseño e implementación de humedales construidos a escala doméstica como estrategia de economía circular para la recuperación, tratamiento y reutilización de aguas grises. Se evaluaron dos prototipos con sustratos de tezontle, carbón activado y olote, que alcanzaron eficiencias de remoción de DBO_5 superiores al 90% en 28 días. Además de mejorar la calidad del agua, estos sistemas permiten la valorización de residuos agroindustriales, reducen emisiones de CO_2 (41.6 toneladas/año), y recuperan volúmenes significativos de agua (28,781 m^3 /año), beneficiando a más de 500 viviendas. Se empleó una metodología mixta: cuantitativamente se midieron parámetros físico-químicos del agua tratada, y cualitativamente se analizaron percepciones sociales, revelando un alto interés comunitario en adoptar estas tecnologías con apoyo institucional. La propuesta no solo mejora la autosuficiencia hídrica a nivel hogar, sino que también integra los principios de economía circular al fomentar el reúso de recursos, la regeneración ambiental y la participación social, en concordancia con los Objetivos de Desarrollo Sostenible 6.3 y 6.b.

Palabras claves: humedales construidos, economía circular, aguas grises, reúso del agua, ecotecnología.

1. INTRODUCCIÓN

La fitorremediación es una alternativa de tratamiento económica para aguas residuales en cuanto a operación y mantenimiento, es amigable con el ambiente, eficiente para reducir la carga contaminante de las aguas residuales y poco o nulo gasto energético (Mendoza, 2016). Por esta razón por la que el presente trabajo aborda el diseño de un modelo de un humedal artificial que recolecta el agua residual de los domicilios en la Colonia Ticomán, alcaldía Gustavo A. Madero para someterla a un tratamiento con la finalidad de reutilizarla, para sustituir el agua potable en usos comunes como: riego de jardines y aseo de patios en cada casa hogar, además, el tratamiento busca disminuir el volumen de agua contaminada que llega a los sistemas de alcantarillado y/o cuerpos receptores de aguas residuales y así disminuir las condiciones que propician la presencia de compuestos tóxicos, materia orgánica y de microorganismos indeseables.

En los hogares de la CDMX se gasta aproximadamente 320 L de agua al día por habitante (SEDEMA, 2018), la cual se va directamente al drenaje. Un aspecto negativo es que en México solo el 63% de las aguas recolectadas a través de los sistemas de alcantarillado son tratadas (Aguilera, 2019), la instalación de un humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales podría ayudar a elevar esa cifra. Este trabajo presenta una propuesta de diseño y habilitación de un modelo de humedal artificial como medio de tratamiento de bajo caudal de las aguas residuales provenientes de domicilios, considerando los criterios de diseño, operación, mínimo mantenimiento y costos.

En este contexto, la colonia La Laguna Ticomán, en la alcaldía Gustavo A. Madero, enfrenta una disminución recurrente en el bombeo de agua, lo que ha generado malestar social y tensión comunitaria (La Jornada, 2021). Ante ello, diversos autores, como Huerta-Vergara (2022), destacan la necesidad urgente de fomentar un manejo sostenible y circular del agua a través de tecnologías accesibles, regenerativas y socialmente apropiadas.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

La presente investigación se llevó a cabo mediante un diseño experimental aplicado, orientado a evaluar la implementación de humedales artificiales domiciliarios en la colonia La Laguna Ticomán, ubicada en la alcaldía Gustavo A. Madero, Ciudad de México.

2.1 Área de estudio

El área de estudio corresponde a la colonia La Laguna Ticomán, localizada a 2243 metros sobre el nivel del mar, con coordenadas centrales 19°28'09.1"N de latitud y 99°08'18.5"W de longitud. Se delimitó el área a viviendas unifamiliares, con el fin de focalizar el diseño del humedal a las características predominantes y asegurar la viabilidad de su aplicación en la mayoría de los hogares.

2.2 Selección de sujetos y muestra

Para la recolección de datos, se seleccionaron hogares unifamiliares dentro del área delimitada. El tamaño de muestra se calculó mediante la fórmula propuesta por Baca (2013), con los siguientes parámetros: Número total de viviendas (N): 1950, nivel de confianza: 90% ($z = 1.96$), margen de error: 10%, probabilidad de éxito (p): 0.5, probabilidad de fracaso (q): 0.5. Este cálculo permitió definir el número de encuestas necesarias para garantizar la representatividad y confiabilidad de los datos obtenidos.

2.3 Recolección de datos

Se emplearon técnicas mixtas de recolección de datos: revisión documental: análisis bibliográfico de fuentes secundarias para contextualizar el estudio y fundamentar el diseño del humedal, observación directa: inspección de la infraestructura hídrica domiciliar y patrones de consumo en el área y encuestas presenciales: aplicación de cuestionarios estructurados a los residentes seleccionados, dirigidos a conocer la infraestructura existente, los retos económicos

relacionados con el suministro de agua, hábitos de consumo y disposición hacia la adopción de humedales artificiales.

2.4 Diseño y dimensionamiento del humedal artificial

El diseño técnico del humedal se realizó con base en criterios hidráulicos, biológicos y ambientales, ajustados a las características demográficas y de consumo local. Se consideraron las siguientes etapas: 1) cálculo de dimensiones y componentes estructurales necesarios para un tratamiento eficiente de aguas residuales domésticas y 2) selección de materiales adecuados para la construcción y operación del humedal, priorizando la durabilidad, disponibilidad local y bajo impacto ambiental.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Opinión sobre la instalación del humedal artificial

Dado que el humedal artificial (HA), por requerimientos de diseño, debe ser compacto y eficiente, no se pretende tratar aguas residuales negras (sanitarias), debido a los sólidos presentes. Por ello, el sistema se limita al tratamiento de aguas residuales grises. Se consultó a los habitantes de la colonia sobre su opinión respecto a instalar un humedal artificial en el área de lavado de su hogar (Figura 14). La mayoría de los encuestados que están de acuerdo con la instalación lo hacen por dos motivos principales: el tratamiento efectivo de aguas residuales y la mejora paisajística mediante el uso de vegetación acuática. Considerando que la colonia tiene aproximadamente 1950 viviendas unifamiliares, la instalación de esta ecotecnología con un área de 2 m² por hogar revegetaría cerca del 2% del total del área de estudio.

3.2 Evaluación de la vegetación y remoción de contaminantes

Se evaluó el crecimiento de *Eichhornia crassipes* y *Schoenoplectus acutus* en condiciones experimentales similares, midiendo semanalmente el número de plantas para determinar su desarrollo. El crecimiento superior de *Eichhornia crassipes* se atribuye a su tolerancia a

temperaturas elevadas (26-30 °C), lo que favorece su fotosíntesis y absorción de nutrientes. En contraste, *Schoenoplectus acutus* mostró menor crecimiento, posiblemente por su menor adaptación a estas condiciones.

Tabla 1. Eficiencia del humedal para la captación de carbono.

Planta	Peso antes de calcinar (g)	Peso después de calcinar (g)	% Carbono fijado	kg/m ²
1	0.5444	0.0572	10.5	0.2075
2	0.4746	0.0749	15.78	0.1702
3	0.3714	0.1429	38.47	0.0973
Promedio	-	-	21.58	0.1583

Tabla 2. Cumplimiento normativo

Parámetro	Norma aplicable	Límite máximo permisible (mg/L)	Valor resultante después del tratamiento(mg/L)	Cumple / No cumple
DBO ₅	NOM-003-SEMARNAT-1997	20	18	Cumple
SST	NOM-003-SEMARNAT-1997	30	25	Cumple
SDT	NOM-127-SSA1-1994	1000	512	Cumple
Amonio	NOM-003-SEMARNAT-1997	0.5	0.2	Cumple
Fósforo	Directiva (UE) 2020/2184	5	4	Cumple

4. CONCLUSIÓN

La implementación de humedales artificiales (HA) para el tratamiento de aguas residuales grises en la colonia La Laguna Ticomán demuestra ser una solución efectiva y sostenible que contribuye al cumplimiento de la NOM-003-SEMARNAT-1997, permitiendo que el agua tratada pueda ser reutilizada en actividades domésticas. Esto implica un ahorro significativo en el consumo de agua potable para los habitantes, fomentando la autogestión hídrica y el uso de ecotecnologías en zonas conurbadas con problemas de escasez.

Este sistema de bajo caudal no solo mejora la calidad del agua residual, sino que también impulsa un modelo de gestión sostenible que puede integrarse como infraestructura sustentable en la planeación urbana, posicionándose como una alternativa económica, ambientalmente amigable y alineada con los principios de la economía circular. La propuesta contribuye directamente a los Objetivos de Desarrollo Sostenible 6.3 y 6.b, al mejorar la calidad del agua, reducir la contaminación y promover la participación comunitaria en la gestión y saneamiento de aguas residuales. En resumen, los hallazgos respaldan que los humedales artificiales representan una herramienta viable para la gestión eficiente del recurso hídrico y el saneamiento doméstico, promoviendo el reciclaje y la reutilización del agua, así como la reducción de impactos ambientales, lo que fortalece la transición hacia sistemas urbanos más resilientes y sostenibles.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguilera, L. (2019). Humedales artificiales para sanear el agua en México. PAIS.

Directiva (UE) 2020/2184 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de diciembre de 2020, sobre la calidad del agua destinada al consumo humano (DO L 435, 23.12.2020, p. 1–62).

Huerta-Vergara, A. R., Arciniega-Esparza, S., Acuña, A. P., Matus-Kramer, A., & Vega-López, E. (2022). Assessment of vulnerability to water shortage in the municipalities of Mexico City. Boletín de la

Sociedad Geológica Mexicana, 74(1), A071021.
<https://doi.org/10.18268/bsgm2022v74n1a071021>

La Jornada. (2021, marzo 12). Dejan sin agua a 10 mil familias de colonias de la GAM. La Jornada.
<https://www.jornada.com.mx/2021/03/12/capital/029n3cap>

Mendoza, Y. I., Castro, F. L., Marín, J. C., & Hedwig, E. (2016). Fitorremediación como alternativa de tratamiento para aguas residuales domésticas de la ciudad de Riohacha (Colombia). Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia, 39(2), 71–79.

NOM-003-SEMARNAT-1997. Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las aguas residuales tratadas que se reutilizan para ciertos usos. Diario Oficial de la Federación.

NOM-127-SSA1-1994. Norma Oficial Mexicana para el agua potable – Límites permisibles de calidad y tratamientos. Diario Oficial de la Federación.

SEDEMA. (2018). ¿De cuánta agua disponemos?: El agua en la ciudad.
<http://www.cuidarelagua.cdmx.gob.mx/>

EFFECTO DE LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES TRATADAS EN HUMEDALES CONSTRUIDOS SOBRE LA BIOMASA Y COMPOSICIÓN NUTRICIONAL DE ESPECIES DE MACRÓFITAS

Damaris Nicole Oporto Wiebe

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, San Lorenzo – Central, Paraguay.

damarisoporto16@gmail.com

Juan David Samaniego Caballero

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, San Lorenzo – Central, Paraguay.

juan22samaniego@gmail.com

Shaun Patrick McGahan Silva

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, San Lorenzo – Central, Paraguay.

smcgahan@facen.una.py

RESUMEN

La producción de aguas residuales es inevitable debido a las actividades humanas cotidianas, esto consiste en la generación de una carga contaminante significativa por su alto contenido de nutrientes y materia orgánica. A partir de esta problemática nace la necesidad de contar con sistemas de remediación de aguas residuales, una de ellas es mediante el empleo de humedales artificiales, que permiten disminuir la carga de contaminantes. Sin embargo, el contenido de nutrientes en las aguas residuales tratadas mediante sistemas de humedales puede ser aprovechadas por organismos como las plantas macrófitas, éstas reutilizan el nitrógeno, fósforo, potasio y otros nutrientes para la síntesis de biomasa, contribuyendo sinérgicamente en el post tratamiento de las aguas residuales mediante mecanismos de fitorremediación. Este proyecto busca comparar la capacidad biorremediadora de las especies *Lemna minor*, *Salvinia minima* y *Landoltia punctata* como post-tratamiento de efluentes de humedales horizontales y, a su vez, en la producción de biomasa. Los resultados demostraron una capacidad de remoción de nitrógeno amoniacal y ortofosfatos empleando las especies seleccionadas, además de demostrar afinidad en la producción de biomasa utilizando agua residual tratada como medio nutritivo, ofreciendo un enfoque sostenible para el manejo de aguas residuales de núcleos rurales.

Palabras claves: Remediación, macrófitas, aguas residuales, tratamiento de aguas.

1. INTRODUCCIÓN

La producción de agua residual como consecuencia de la actividad humana es inevitable, ésta puede estar contaminada por microorganismos, nutrientes, metales, olor, materia orgánica y elementos inorgánicos, entre otros; esto proporciona a la sociedad la responsabilidad de contar con un sistema de remediación de las aguas residuales y minimizar los efectos ambientales que generan (López Vázquez et al., 2017, p. 35-37). La implementación de sistemas biológicos para disminuir la carga de contaminantes en aguas residuales es una alternativa efectiva para su tratamiento. Muchos organismos poseen la capacidad de metabolizar los contaminantes presentes en las aguas residuales; entre estos se encuentran microorganismos como bacterias (Salgado–bernal et al., 2012), algas, cianobacterias (Trujillo-Vargas et al., 2024, p. 36-37), además de plantas (Castañeda Villanueva & Flores López, 2013). La utilización de sistemas biológicos, especialmente los humedales, son técnicas eficientes para el tratamiento de aguas residuales; en ellos, las plantas acuáticas y los microorganismos mediante sus actividades metabólicas permiten eliminar contaminantes (Salgado Bernal et al., 2010). A pesar de la disminución de la carga de contaminantes por los sistemas de humedales, los efluentes aún cuentan con una significativa carga de nutrientes, los cuales podrían aprovecharse para desarrollar sistemas de tratamiento secundarios empleando especies macrófitas como *Lemna minor*, *Salvinia mínima* y *Landoltia punctata*, éstas poseen la capacidad de absorber los nutrientes para la producción de biomasa, eliminando los contaminantes por exceso de nutrientes sinérgicamente por sus actividades fitorremediadoras (McGahan et al., 2021; Arroyave, 2004; (Onofre Muñoz & Posligua Molina, 2017).

Las aplicabilidades y aprovechamientos de contar con sistemas de biorremediación basados en macrofitas y humedales artificiales son amplias. Estos sistemas no solo contribuyen a la protección del medio ambiente al reducir la contaminación, sino que también promueven la

sostenibilidad al permitir la reutilización del agua tratada para fines agrícolas, industriales o incluso recreativos. Además, su bajo costo operativo y efectividad los convierten en una opción atractiva para comunidades con recursos limitados.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Localización del Estudio

La fase experimental de este trabajo se llevó a cabo en el invernadero del Departamento de Biotecnología de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de Asunción (FACEN-UNA). Las aguas residuales post-tratamiento, utilizadas como sustrato de cultivo, fueron recolectadas de humedales construidos de flujo vertical con fondo libre, garantizando una representatividad de las condiciones de efluentes tratados por estos sistemas.

2.2. Selección y Cultivo de Macrófitas

Se seleccionaron tres especies de macrófitas flotantes para los ensayos: *Salvinia mínima*, *Lemna minor* y *Landoltia punctata*. La elección se fundamentó en su documentada capacidad de fitorremediación de diversos contaminantes en cuerpos de agua (Wu et al., 2025), así como su potencial para ser empleadas en la alimentación animal, lo que confiere un valor agregado a los efluentes tratados. Los ejemplares de estas especies fueron proveídos por el Laboratorio de Biotecnología Ambiental de la FACEN-UNA, asegurando una fuente controlada y aclimatada.

2.3. Ensayos de Post-tratamiento con Macrófitas

El diseño experimental incluyó un total de doce recipientes de cultivo. De estos, tres recipientes fueron asignados a cada una de las tres especies de macrófitas seleccionadas (*Salvinia mínima*, *Lemna minor*, *Landoltia punctata*). Cada recipiente de ensayo contenía un volumen de 5 L de agua residual previamente tratada en humedales, en la cual se inocularon 7 g de peso

húmedo de la macrófita correspondiente. Adicionalmente, se estableció un grupo control para cada especie, en el cual se empleó agua potable suplementada con fertilizante NPK (20:20:20) a una concentración de 0.02 g/L, manteniendo la misma cantidad de peso húmedo inicial de las macrófitas. Los ensayos tuvieron una duración de cinco días. Durante este período, se tomaron muestras de agua al inicio y al final para la realización de análisis fisicoquímicos, con el objetivo de evaluar la remoción de nutrientes remanentes en las aguas.

2.4. Análisis de Parámetros de Calidad del Agua

Para la caracterización del efluente y el monitoreo del proceso de tratamiento, se determinaron diversas concentraciones de nutrientes y parámetros físico-químicos en las muestras de agua. Las mediciones de pH se realizaron *in situ* utilizando un potenciómetro calibrado. Las concentraciones de nitrógeno amoniacal se determinaron mediante el método de Nessler. La concentración de ortofosfato se estableció mediante el método del vanadato-molibdato. Todos estos análisis espectrofotométricos se llevaron a cabo siguiendo los protocolos estandarizados (APHA, AWWA, WEF, 2017), con el fin de evaluar la variación de las concentraciones de nutrientes presentes en las aguas residuales tratadas.

2.5. Evaluación de la Producción de Biomasa y Composición Nutricional

Al inicio del experimento, se apartó una submuestra de 7 g de peso húmedo de cada especie de macrófita para determinar el peso seco inicial, mediante secado a 60 °C hasta peso constante. Posterior a los cinco días de ensayo, las macrófitas de cada recipiente fueron recolectadas, se determinó su peso húmedo final, y posteriormente se secaron para obtener el peso seco final. A partir de la biomasa seca obtenida, se realizaron ensayos de digestión utilizando un método Kjeldahl modificado (AOAC, 2016), lo que permitió obtener una solución ácida. Esta solución fue empleada posteriormente para determinar la concentración de proteínas en las macrófitas, proporcionando información sobre el valor nutricional del material vegetal producido.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se obtuvieron resultados que sustenten la aplicabilidad de macrófitas como sistema de remoción de contaminantes de las aguas residuales. Los porcentajes de remoción tanto de nitrógeno amoniacal como ortofosfatos, aunque bajos, fueron suficientes para realizar un pulido final a las aguas tratadas en los humedales. Con respecto al aumento del porcentaje proteico, empleando como medio nutritivo el agua residual proveniente de humedales horizontales de flujo superficial, puede estar relacionado a la capacidad metabólica de cada especie empleada. Los resultados confirman variaciones fisicoquímicas positivas en la calidad del agua, destacando la remoción de nutrientes y la síntesis de biomasa enriquecida, lo que sustenta su aplicabilidad en saneamiento rural (Tabla 1).

Tabla 1: Se resumen los datos de remoción de compuestos como ortofosfato (PO_4^{3-}) y nitrógeno amoniacal (N-NH_3), así como los porcentajes de proteínas antes y después de exponer las biomásas a las aguas tratadas en humedales.

Parámetro	<i>Salvinia mínima</i>		<i>Lemna minor</i>		<i>Landoltia punctata</i>	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
PO_4^{3-}	3,57 ppm	3,30 ppm	3,91 ppm	2,43 ppm	4,58 ppm	3,17 ppm
N-NH₃	8,61 ppm	6,50 ppm	10,22 ppm	5,33 ppm	9,22 ppm	6,51 ppm
Proteínas	12,19 %	36,41 %	12,19 %	29,38 %	12,19 %	35,63 %

La capacidad de las macrófitas para la absorción de fósforo observada en este estudio es consistente con investigaciones previas sobre la recuperación de nutrientes. Estudios anteriores han demostrado que especies como *Landoltia punctata* pueden alcanzar eficiencias de remoción de ortofosfatos superiores al 70% en efluentes, validando su uso para el pulido de aguas. Asimismo, Zhao et al. (2014) reportaron que cepas de *Lemna japonica* y *Landoltia punctata* poseen tasas de recuperación de Fósforo Total (TP) consistentes a lo largo del año, siendo Lemna

ligeramente superior en la tasa de recuperación diaria. Por otro lado, la preferencia de las macrófitas por el nitrógeno amoniacal como fuente de nitrógeno es un fenómeno bien documentado. Investigaciones señalan que el amonio ($\text{NH}_4\text{-N}$) es absorbido preferentemente sobre el nitrato y el nitrito por estas plantas. La alta tasa de remoción observada en *Lemna minor* coincide con estudios donde sistemas basados en *Lemna* mostraron tasas de remoción de Nitrógeno Total (TN) y amonio ($\text{NH}_4\text{-N}$) superiores a otros géneros, alcanzando eficiencias de remoción del 56.53% para amonio.

El aumento drástico en el porcentaje de proteínas confirma la capacidad de estas plantas para convertir los nutrientes residuales (nitrógeno y fósforo) en biomasa de alto valor nutricional. El contenido proteico alcanzado por *L. punctata* (35,63%) es consistente con la literatura; Zhao et al. (2014) reportaron contenidos de proteína cruda de hasta 35,50% en *Lemna japonica* y promedios anuales de 30,92% para *Landoltia punctata*. Es notable el alto valor obtenido para *Salvinia mínima* en este estudio, dado que otras investigaciones han reportado valores de proteína más bajos para el género *Salvinia* (alrededor del 16-18%) en comparación con *Landoltia* o *Lemna*. Sin embargo, Li et al. (2016) demostraron que condiciones óptimas de nutrientes (altas concentraciones de N y P) favorecen la acumulación de proteínas sobre el almidón; por ejemplo, *Spirodela polyrhiza* alcanzó un 36,20% de proteína bajo condiciones ideales. Esto sugiere que el efluente del humedal proporcionó una carga de nutrientes ideal para maximizar la síntesis proteica.

4. CONCLUSIÓN

Debido a la gran producción de aguas residuales, es necesario optar por estrategias para su tratamiento, como la utilización de humedales artificiales y la utilización de plantas biorremediadoras, dando como resultado aguas residuales tratadas con composiciones fisicoquímicas diferentes, con mayor oportunidad para su aprovechamiento. En esta investigación se observaron variaciones en las condiciones fisicoquímicas de las aguas residuales

tratadas por humedales horizontales posterior al tratamiento empleando macrófitas, además de la producción de biomasa de los ejemplares utilizando como medio nutritivo el efluente de humedales horizontales. Esta investigación buscó una estrategia sinérgica que busca minimizar la contaminación de aguas residuales y a su vez la producción de biomasa vegetal, ofreciendo una alternativa sustentable para la gestión de aguas residuales y su aprovechamiento en núcleos rurales.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arroyave, M. (2004). La lenteja de agua (*Lemna minor* L.): Una planta acuática promisorio. SCIELO, 1. http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S1794-12372004000100004&script=sci_arttext
- Castañeda Villanueva, A. A., & Flores López, H. E. (2013). Tratamiento de aguas residuales domésticas mediante plantas macrófitas típicas en Los Altos de Jalisco, México. *Paakat*, 3(5).
- Li, Y., Zhang, F., Daroch, M., & Tang, J. (2016). Positive effects of duckweed polycultures on starch and protein accumulation. *Bioscience Reports*, 36, e00380. doi:10.1042/BSR20160158.
- López Vázquez, C. M., Buitrón Méndez, G., García, H. A., & Cervantes Carrillo, F. J. (2017). Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño (Vol. 17). IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780409146>
- McGahan, S., López, T., & Ferreira, F. (2021). Evaluación del uso de *Landoltia punctata* a escala mesocosmos en el tratamiento complementario de aguas residuales proveniente de sistema RBC a escala laboratorio. *Reportes Científicos De La FACEN*, 12(1), 32–41. <https://revistascientificas.una.py/index.php/rcfacen/article/view/2331>
- Salgado–bernal, T., Durán–domínguez, C., Cruz–arias, M., Carballo–valdés, M. E., & Martínez–sardiñas, A. (2012). Bacterias rizosféricas con potencialidades fisiológicas para eliminar materia orgánica de aguas residuales. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 28(1). https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-49992012000100002&script=sci_arttext

- Trujillo-Vargas, L., García-Ávila, C., & Salcedo-Hurtado, K. N. (2024). Revisión sistemática de literatura sobre tratamientos de aguas residuales con microalgas para el reciclaje de nutrientes. *Letras ConCiencia Tecnológica*, (22), 36–37. <https://doi.org/10.55411/26652544.260>
- Salgado Bernal, I., Cruz Arias, M., Durán Domínguez, M. d. C., Oviedo, R., Carballo Valdés, M. H., & Martínez Sardiñas, A. (2010). Bacterias como herramientas potenciales en el mejoramiento de humedales artificiales para el tratamiento de aguas. *Cenic*, (44). <https://www.redalyc.org/pdf/1812/181220509036.pdf>
- Onofre Muñoz, D. Y., & Posligua Molina, J. J. (2017). Tratamiento de aguas residuales agropecuarias implementando plantas acuáticas azolla pinnata, lemna minor y salvinia minima. *Universidad EARTH*. <https://repositorio.earth.ac.cr/handle/UEARTH/417>
- Zhao, Y., Fang, Y., Jin, Y., Huang, J., Bao, S., Fu, T., He, Z., Wang, F., Wang, M., & Zhao, H. (2014). Pilot-scale comparison of four duckweed strains from different genera for potential application in nutrient recovery from wastewater and valuable biomass production. *Plant Biology*, 17(Suppl. 1), 82–90.

2.EJE TEMÁTICO: MICROBIOMAS Y OTRAS HERRAMIENTAS BIOTECNOLÓGICAS EN HUMEDALES

MICROBIAL STRUCTURE OF CONSTRUCTED WETLANDS TREATING WASTEWATER: TAXONOMIC PROFILING AND FUNCTIONAL INFERENCE WITH PICRUSt2

Mauricio Molinas Vera^{1,2*}, Tomás López^{1**}, Shaun McGahan¹, Leónida Medina¹, Guido Troche¹, Giselle Duré¹, Walter Sandoval Espinola^{1,2}

¹Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Asunción,

²Departamento de Análisis de Microbiomas, GeneBiome EAS

[*mmolinas@facenuna.edu.py](mailto:mmolinas@facenuna.edu.py) ; **tlopez@facen.una.py

ABSTRACT

Physicochemical parameters, as well as the diversity and structure of the microbiome, were evaluated in a vertical flow constructed wetland (VFCW) during its start-up phase. The VFCW system, planted with *Typha domingensis* and composed of sand and gravel as substrate, was operated in four stages. Physicochemical parameters measured included dissolved oxygen (DO), pH, oxidation–reduction potential (ORP), nitrates, orthophosphates, and chemical oxygen demand (COD). Microbial structure and diversity were determined through 16S rRNA gene sequencing of samples collected from different locations within the wetland. The influent pH was 5.3, while the effluent pH ranged between 3.2 and 3.8. Dissolved oxygen at the inlet was 2.5 mg/L, whereas effluent values varied between 7.3 and 2.9 mg/L depending on the operational stage and hydraulic load. The mean operational taxonomic unit (OTU) count and the Gini–Simpson index showed no significant differences among operational stages. However, the Chao1 index indicated greater microbial richness and diversity in samples collected at deeper layers and farther from the inlet. Relative abundance at the phylum level revealed a predominance of Actinobacteria and Proteobacteria. Treatment performance showed consistent trends despite changes in hydraulic loading rates and hydraulic retention times.

Key words: microbiome, urban wastewater, metagenomics, hydraulic loading rate, *Typha domingensis*

1. INTRODUCTION

Vertical flow constructed wetlands (VFCWs) are engineered systems designed for wastewater treatment that operate predominantly under aerobic conditions due to intermittent

loading, which enhances oxygen transfer within the substrate. These systems efficiently remove $\text{NH}_4\text{-N}$, PO_4^{3-} , BOD_5 , COD, and heavy metals (Verma & Suthar, 2018) and are widely applied for nitrification and organic matter degradation (Platzer, 1999). VFCWs have also demonstrated high efficiency in the biodegradation of pharmaceuticals (Matamoros et al., 2016), and treatment performance can be further enhanced through aeration strategies that promote aerobic conditions. Operational efficiency is influenced by hydraulic loading rates, influent COD concentration, substrate concentration, and C/N ratio, which directly affect nitrogen removal efficiency (Liu et al., 2024). Recent studies have also reported improvements in COD, suspended solids, total nitrogen, and phosphate removal under optimized operational conditions.

Despite extensive research on VFCW performance, limited studies have examined system behavior during restart after prolonged shutdown. During start-up phases, variations in hydraulic and organic loading can significantly alter key physicochemical parameters such as pH, dissolved oxygen (DO), and nutrient concentrations, which are critical drivers of microbial activity and contaminant removal efficiency. It has been reported that, during early operational stages, a substantial portion of removed nutrients may be incorporated into microbial biomass growth.

Advances in high-throughput sequencing technologies have enabled detailed characterization of microbial community structure and diversity in constructed wetlands, highlighting the essential role of functional microorganisms in treatment performance and system resilience (J. Wang et al., 2022). Microbiome analysis provides key insights into how microbial communities respond to operational disturbances, supporting the optimization of wetland-based treatment strategies.

The objective of this study was to characterize the restart process of a vertical flow constructed wetland after 18 months of inactivity due to the COVID-19 pandemic. System performance was evaluated under increasing hydraulic loads over 6 months, integrating

physicochemical monitoring with 16S rRNA gene sequencing to assess microbial diversity and community structure.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Physicochemical monitoring of the constructed wetland

The vertical flow constructed wetland (VFCW) is located inside the greenhouse of the Environmental Biotechnology Laboratory, Department of Biotechnology, National University of Asunción (Paraguay). The system has a surface area of 1 m² and a depth of 0.65 m, with sand and gravel as substrate.

The wetland was restarted after 18 months of inactivity and operated 3.5 days per week with four pulses per day. The start-up phase consisted of four operational stages under increasing hydraulic loading rates of 60 mm d⁻¹ (Stages 1 and 2), 90 mm d⁻¹, and 120 mm d⁻¹. During Stage 1, synthetic wastewater (SWW) was applied, while in subsequent stages (E2–E4), a mixture of SWW and domestic wastewater (9:1) was used.

Water monitoring was conducted from July to December 2021. Samples were collected from the septic tank (influent) and at the wetland outlet (effluent). Physicochemical analyses were performed according to standard methods (APHA, 2012). The parameters measured included COD, nitrite (N–NO₂⁻), nitrate (N–NO₃⁻), total Kjeldahl nitrogen (TKN), and orthophosphate (PO₄³⁻). In situ measurements (multiparameter probe) included temperature, pH, dissolved oxygen (DO), and oxidation–reduction potential (ORP).

Treatment performance was evaluated through removal efficiency and surface loading rate calculations using standard equations.

2.2. Microbial community analysis

Microbial sampling was conducted at the end of Stage 2 and Stage 4, separated by 90 days. Sand samples were collected using a custom-built soil corer at two depths (5–10 cm and 45 cm) and two horizontal positions: directly below the distribution pipes (front) and 30 cm downstream (middle).

Samples were stored at -80°C until analysis. Genomic DNA was extracted using the DNeasy PowerSoil Kit (Qiagen, USA) according to the manufacturer's protocol. DNA quality and concentration ($>0.1\text{ ng}/\mu\text{L}$) were verified using a NanoDrop spectrophotometer (Thermo Scientific, USA).

Metagenomic analysis was performed targeting the 16S rRNA gene (V3–V4 region) using standard MacroGen primers (Bakt_341F and Bakt_805R). Libraries were sequenced on the Illumina MiSeq platform (300 bp paired-end), generating approximately 100,000 reads per sample.

2.3. Data and bioinformatic analysis

Statistical analyses were performed using OriginPro 2021. Normally distributed data were analyzed using ANOVA, while non-parametric tests were applied to alpha diversity indices and relative abundance data.

Microbiome and bioinformatic analyses were conducted as previously described (Molinas-Vera et al., 2024). Briefly, multivariable association analysis was performed using the Microbiome Multivariable Associations with Linear Models tool (MaAsLin2) implemented in R. A minimum prevalence threshold of 10% was applied. Data were normalized using total-sum scaling (TSS) to obtain relative abundances, followed by arcsine square-root transformation (AST).

Multiple testing correction was performed using the Benjamini–Hochberg (BH) method, with a false discovery rate (FDR) threshold of $q < 0.25$ considered statistically significant. The

resulting model coefficients represent the difference between each category and the automatically assigned reference group (first category in alphabetical order).

Functional prediction was conducted using PICRUSt2. Phylogenetic placement of reads was performed with EPA-NG, hidden-state prediction was carried out using the Castor R package, and metabolic pathway inference was conducted using MinPath. Functional pathway annotation and analysis were based on the MetaCyc database.

3. RESULTS

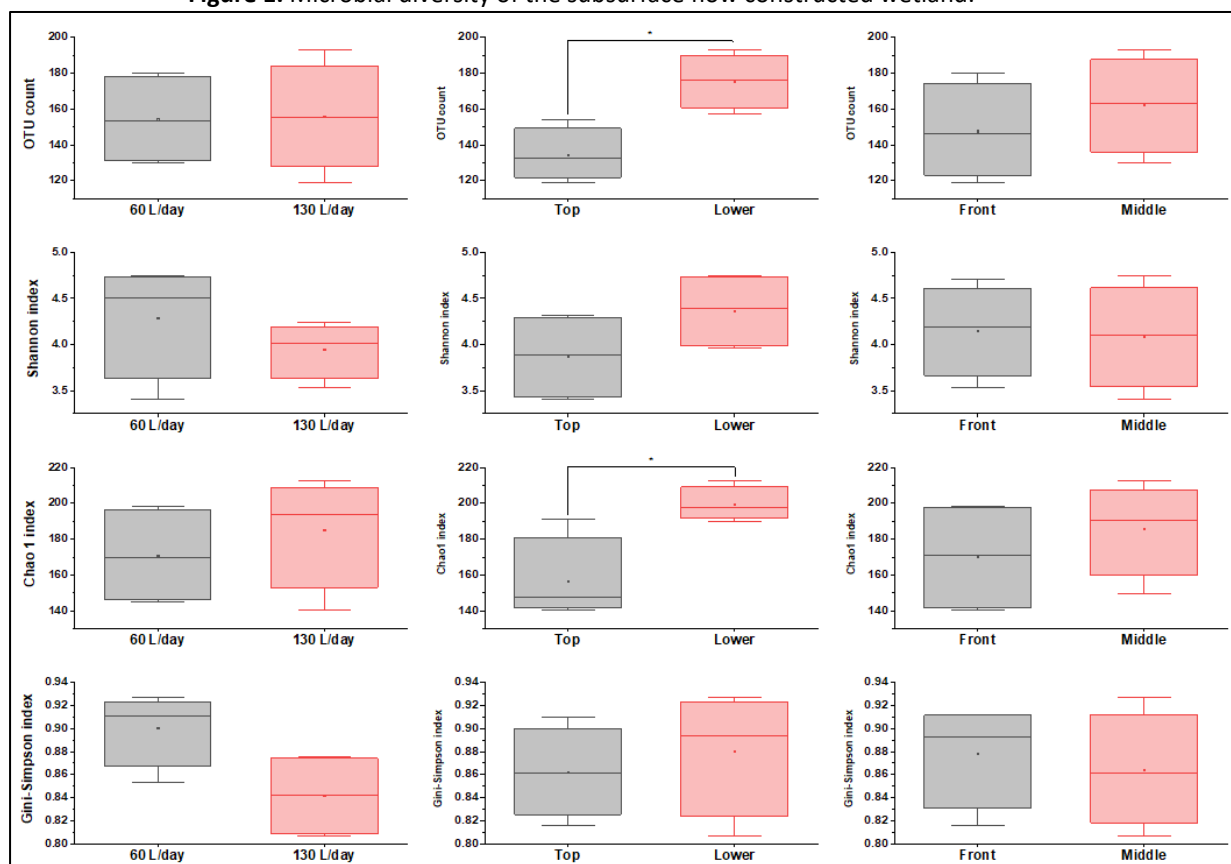
Nitrogen removal varied across stages, peaking at $2.24 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ in E3 and decreasing in E4, lower than the $4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ reported by Pelissari et al. (2017) for vertical wetlands treating urban wastewater. During restart, ammonium decreased in all stages while nitrate increased from below detection to 16–24 mg/L at the outlet. Nitrification accounted for 51, 57, 46, and 85 % of total $\text{NH}_4\text{-N}$ removal in stages 1–4, respectively, with the remainder likely due to sedimentation, chemical adsorption, and plant uptake (Kadlec & Wallace, 2009; Lee et al., 2009).

Ortho-phosphate removal averaged 65–66 % in stages 1–2 and 55–56 % in stages 3–4, showing a linear relation with influent load. Early operation favors chemical adsorption over root uptake or biomass incorporation, achieving >55 % removal, higher than the 45 % reported by Prochaska & Zouboulis (2006) after three months.

To determine the microbiome structure and diversity, we performed 16S rRNA sequencing of samples taken at four locations within the subsurface flow constructed wetland, as shown in Figure 1. Furthermore, we compared two flows, $F = 60$ and 120 L/day , as described in Materials and Methods. The median read count per sample was 19,761. At 15,000 reads per sample, gamma diversity was 319. The mean operational taxonomic unit (OTU) count for 60 and 120 L/day flow were 154 and 155, respectively. While not significant ($p < 0.05$), the Gini-Simpson evenness index displayed lower values at 120 L/day . However, the sampling location had a

stronger effect on alpha diversity. Specifically, Chao1 index, which is an estimation of species richness based on the occurrence of rarer OTUs, was significantly higher at the lower sampling location. Shannon index was also higher at the same location, but not significantly different. Whether samples were taken at the front, or the middle section of the constructed wetland, had little effect on alpha diversity.

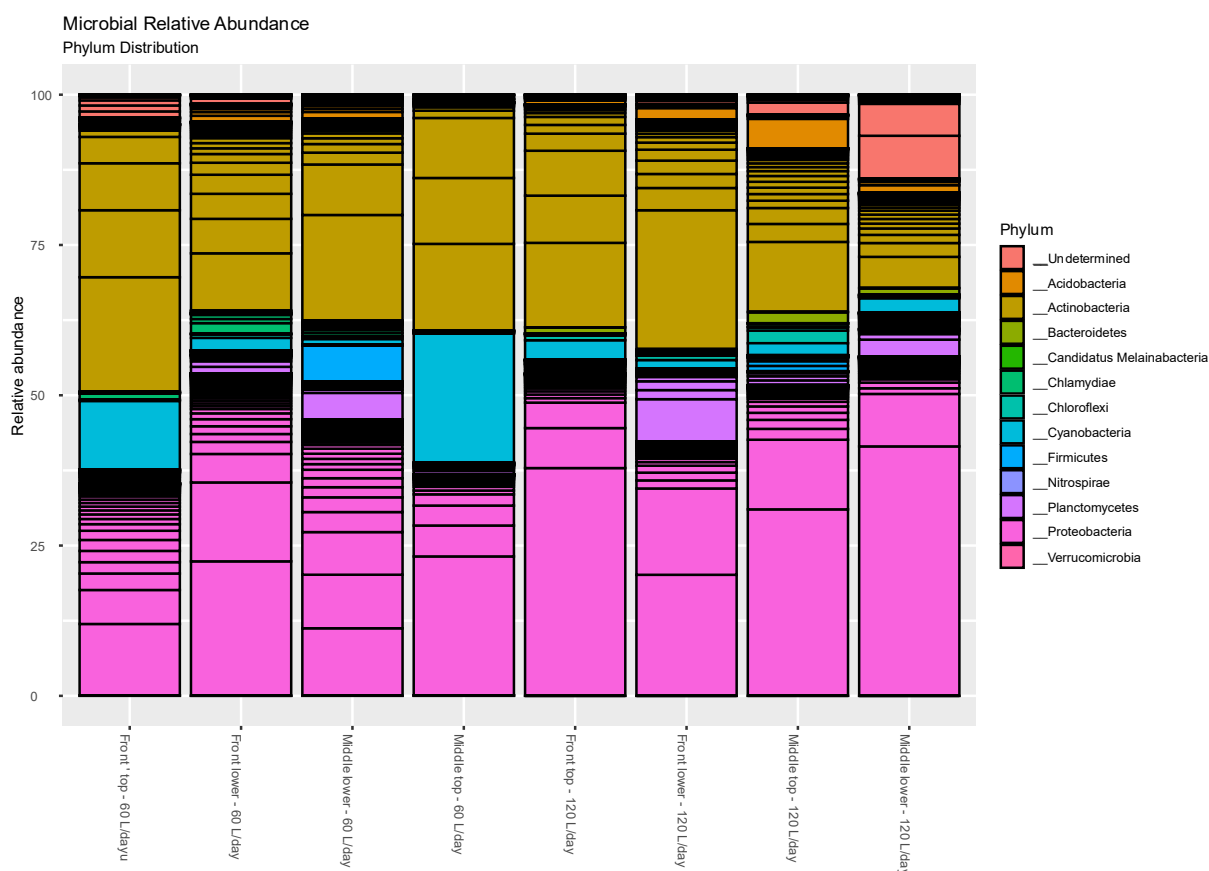
Figure 1. Microbial diversity of the subsurface flow constructed wetland.



The relative abundance at the phylum level shows over 30 and 40% of Actinobacteria and Proteobacteria, respectively, in all samples, except at the lower middle sample location at F = 120 L/day (Figure 2). This sample contained less than 20% Actinobacteria and over 50%

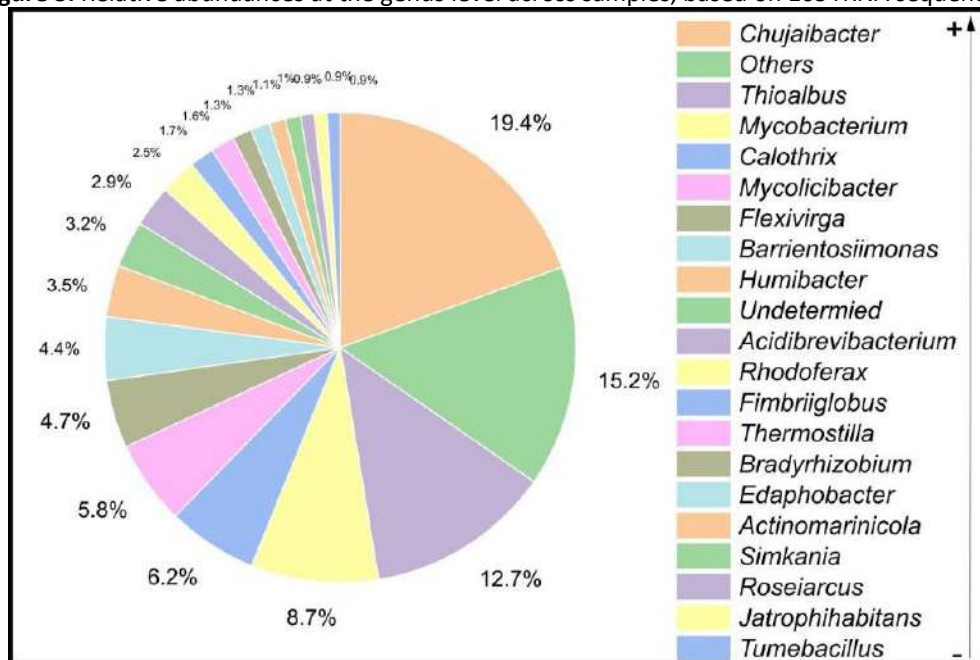
Proteobacteria. Interestingly, the upper middle and upper front samples at F = 60 L/day contained over 20% and 10% Cyanobacteria, respectively. Other less abundant phyla were Planctomycetes, which were at around 10 and 5% in the lower front at 120 L/day, and lower middle at 60 L/day samples, respectively. The remaining samples contained less than 5% of this phylum. Firmicutes were also found in all samples, however, the highest abundance, approximately 7%, corresponded to the lower middle sample at 60 L/day.

Figure 2. Relative abundances at the phylum level across samples, based on 16S rRNA sequencing.



At the genus level (Figure 3), across samples, the ten most abundant genera were, in order, *Chujaibacter*, *Thioalbus*, *Mycobacterium*, *Calothrix*, *Mycolicibacter*, *Flexivirga*, *Barrientosiimonas*, *Humibacter*, *Acidibrevibacterium*, and *Rhodoferax*. At the species level, while we did not confirm their identities, the 16S rRNA metagenomic sequencing revealed that the most abundant across samples were, in order, *Chujaibacter soli*, *Thioalbus denitrificans*, *Calothrix desertica*, *Flexivirga caeni*, *Acidibrevibacterium fodinaquatile*, *Thermostilla marina*, *Edaphobacter acidisoli*, *Aciditerrimonas ferrireducens*, and *Acidiferrimicrobium austral*.

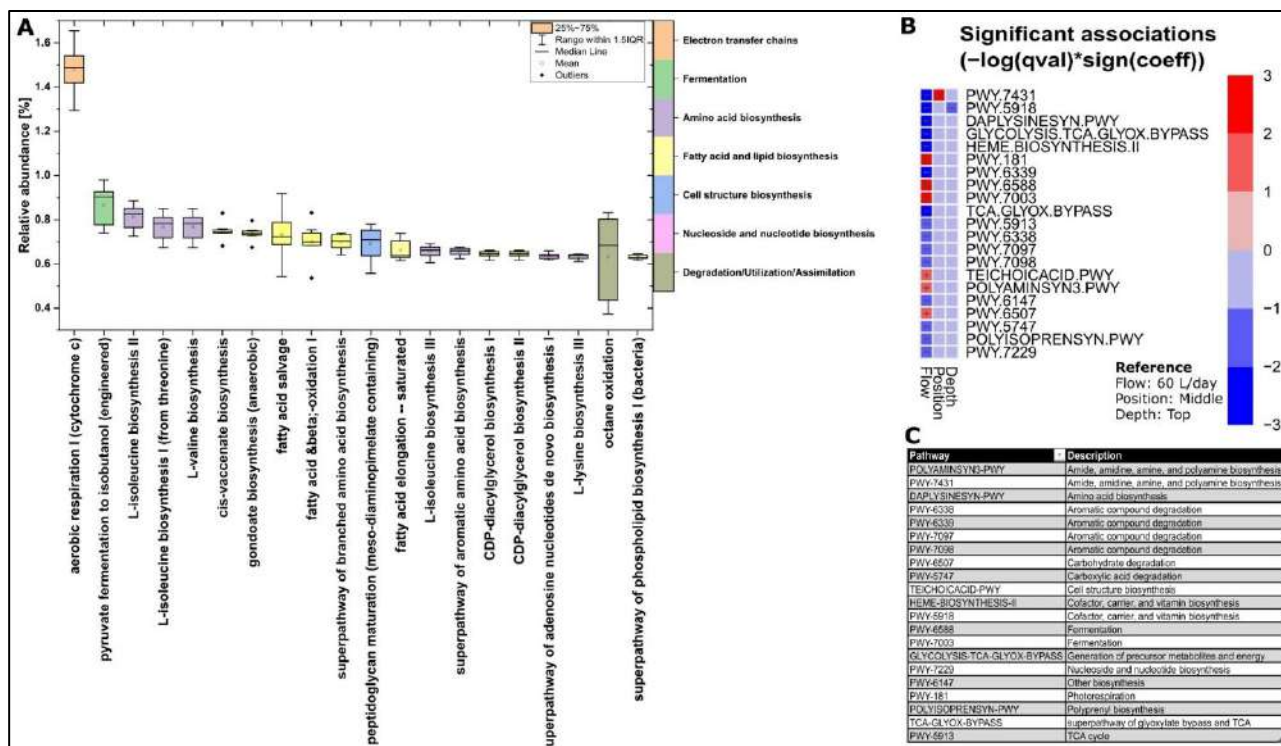
Figure 3. Relative abundances at the genus level across samples, based on 16S rRNA sequencing.



Based on PICRUSt2 (Douglas et al., 2020) analysis, 392 microbial pathways were identified across samples. The twenty most abundant pathways (Figure 4A) were involved with electron transport chain, fermentation, amino acid biosynthesis, fatty acid and lipid biosynthesis, cell structure biosynthesis, nucleoside and nucleotide biosynthesis, and degradation/utilization/assimilation. Among these, aerobic respiration I (cytochrome c) was the

most abundant microbial function. After performing a multivariate association analysis via linear models (Mallick et al., 2021), considering flow as a predictor and position and depth as covariates, we identified 21 pathways that were significantly ($FDR < 0.25$) impacted by the flow, along with one pathway each by the position and depth (Figure 4B). At a flow of 60 L/day, there was significantly higher microbial activity related to photorespiration, fermentation, cell structure biosynthesis, polyprenyl biosynthesis, and carbohydrate degradation (Figure 4C). Similarly, at 120 L/day, pathways related to cofactor and vitamin biosynthesis, amide, amidine, amine and polyamide biosynthesis, amino acid biosynthesis, energy generation, aromatic compounds degradation, tricarboxylic acid (TCA) cycle, and carboxylic acid degradation, were significantly more abundant. Alternatively, when considering position, at the middle of the sampling location, amide, amidine, amine and polyamide biosynthesis was significantly more abundant. Finally, at the top sampling site, cofactor and vitamin biosynthesis was less abundant.

Figure 4. Microbial metabolic potential via PICRUST2 analysis. A) The 20 most abundant microbial pathways across samples. B) Significant associations identified via multivariate associations with linear models as implemented by MaAsLin2 R-package (1) (FDR<0.25), between the microbiome metabolic functions and the wetlands parameters and sampling site. C) Description of pathways mentioned in panel



4. CONCLUSIONS

Optimal removal was achieved for COD (93–98 %) and ortho-phosphate (55–66 %), typical of vertical wetlands, while ammonium removal (36–69 %) decreased across stages. Microbial analyses showed higher diversity at greater depth and farther from the inlet, likely due to reduced disturbances and stable microstructure allowing microcosm formation. To our knowledge, this is among the first studies in Paraguay reporting bacterial communities in constructed wetlands.

5. ACKNOWLEDGMENTS

This research was funded by CONACYT-Paraguay project PIINV18-754 (<https://datos.conacyt.gov.py/proyectos/nid/2026>)

6. REFERENCES

- Douglas, G. M., Maffei, V. J., Zaneveld, J. R., Yurgel, S. N., Brown, J. R., Taylor, C. M., Huttenhower, C., & Langille, M. G. I. (2020). PICRUSt2 for prediction of metagenome functions. *Nature Biotechnology*, 38(6), 685–688. <https://doi.org/10.1038/s41587-020-0548-6>
- Kadlec, R.H., Wallace, S., 2009. *Treatment Wetlands*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Lee, C.-gyun, Fletcher, T. D., & Sun, G. (2009). Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*, 9(1), 11–22. <https://doi-org.ezproxy-cicco.conacyt.gov.py/10.1002/elsc.200800049>
- Liu, H., Hu, Z., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Liang, S., Fan, J., Lu, S., & Wu, H. (2016). Optimizations on supply and distribution of dissolved oxygen in constructed wetlands: a review. *Bioresource Technology*, 214, 797–805. <https://doi-org.ezproxy-cicco.conacyt.gov.py/10.1016/j.biortech.2016.05.003>
- Mallick, H., Rahnavard, A., McIver, L. J., Ma, S., Zhang, Y., Nguyen, L. H., Tickle, T. L., Weingart, G., Ren, B., Schwager, E. H., Chatterjee, S., Thompson, K. N., Wilkinson, J. E., Subramanian, A., Lu, Y., Waldron, L., Paulson, J. N., Franzosa, E. A., Bravo, H. C., & Huttenhower, C. (2021). Multivariable association discovery in population-scale meta-omics studies. *PLoS Computational Biology*, 17(11). <https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1009442>
- Matamoras, V., Rodríguez, Y., & Albaigés, J. (2016). A comparative assessment of intensive and extensive wastewater treatment technologies for removing emerging contaminants in small communities. *Water Research*, 88, 777–785. <https://doi-org.ezproxy-cicco.conacyt.gov.py/10.1016/j.watres.2015.10.058>

- Molinas-Vera, M., Ferreira-Sanabria, G., Peña, P., & Sandoval-Espinola, W. J. (2024). The Paraguayan gut microbiome contains high abundance of the phylum Actinobacteriota and reveals the influence of health and lifestyle factors. *Gut Microbes Reports*, 1(1), 1–16.
<https://doi.org/10.1080/29933935.2024.2332988>
- Platzer, C. "Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification," in *Water Science and Technology*, Jan. 1999, vol. 40, no. 3, pp. 257–263, doi: 10.1016/S0273-1223(99)00420-5
- Prochaska, C. A., & Zouboulis, A. I. (2006). Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed wetlands using a mixture of sand and dolomite as substrate. *Ecological Engineering*, 26(3), 293–303. <https://doi-org.ezproxy-cicco.conacyt.gov.py/10.1016/j.ecoleng.2005.10.009>
- R. Verma and S. Suthar, "Performance assessment of horizontal and vertical surface flow constructed wetland system in wastewater treatment using multivariate principal component analysis," *Ecol. Eng.*, vol. 116, no. March, pp. 121–126, 2018, doi: 10.1016/j.ecoleng.2018.02.022.
- Wang, J., Long, Y., Yu, G., Wang, G., Zhou, Z., Li, P., ... Wang, S. (2022). A Review on Microorganisms in Constructed Wetlands for Typical Pollutant Removal: Species, Function, and Diversity. *Frontiers in Microbiology*, 13(April). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.845725>

EVOLUCIÓN DEL MICROBIOMA DE UN HUMEDAL CONSTRUIDO DE FLUJO VERTICAL PLANTADO CON *Typha domingensis* DESDE LA PUESTA EN MARCHA HASTA SU OPERACIÓN CONTINUA

Shaun Patrick McGahan^{1,2*}; Tomás López¹, Pablo Heleno Sezerino², Walter Sandoval¹, Mauricio Molinas¹, Guido Troche¹, Ivana Fernández¹, Giselle Duré¹, Leonida Medina¹, Moisés Duarte¹, Pabla Balbuena¹, Jenisse Lezcano¹,

¹Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Asunción,

²Grupo de Pesquisa em Saneamento Descentralizado (GESAD), Universidade Federal de Santa Catarina

[*smcgahan@facen.una.py](mailto:smcgahan@facen.una.py)

RESUMEN

Los humedales construidos de flujo vertical (HCFV) representan una biotecnología eficiente y sostenible para el tratamiento de aguas residuales, fundamentada en la interacción entre sustrato, vegetación y una dinámica comunidad microbiana. El presente estudio evaluó la evolución del microbioma en dos sistemas experimentales plantados con *Typha domingensis* en la Planta Piloto de la Universidad Nacional de Asunción, desde su puesta en marcha hasta los 18 meses de operación continua. La metodología integró el monitoreo de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos bajo protocolos estandarizados (APHA, 2017) junto con análisis moleculares mediante la secuenciación del gen 16S rRNA para caracterizar la sucesión bacteriana en el sustrato. Los resultados demostraron una alta eficiencia de remoción, alcanzando valores promedio del 90% para amonio, 88% para fosfatos, y un 85% en la reducción de coliformes fecales y DQO. El análisis metagenómico reveló una evolución significativa del microbioma: la comunidad inicial nativa fue sustituida por una estructura especializada dominada por los filos *Proteobacteria* y *Bacteroidetes*. Esta especialización funcional coincide con el aumento de la capacidad de transformación de nitrógeno y degradación de materia orgánica observada. Se concluye que el HCFV madura como un reactor biológico resiliente donde el pH estable y la influencia radicular de la macrófita moldean una comunidad microbiana optimizada. Estos hallazgos validan el potencial de esta tecnología como una solución basada en la naturaleza para el saneamiento descentralizado.

Palabras claves: Humedales construidos, microbioma, *Typha domingensis*, aguas residuales, secuenciación.

1. INTRODUCCIÓN

Los humedales construidos, y en particular los humedales construidos de flujo vertical (HCFV), se han consolidado como una tecnología rentable y robusta para el tratamiento de aguas residuales (Pinninti et al., 2022). Estos sistemas han demostrado resultados muy favorables en la remoción de materia orgánica (como la Demanda Biológica de Oxígeno y la Demanda Química de Oxígeno) y en la retención de nutrientes, constituyendo una alternativa sostenible de gran valor para el saneamiento ambiental (Pinninti et al., 2022).

El éxito y el rendimiento de los HCFV residen fundamentalmente en la compleja interacción entre el sustrato, la vegetación macrófita emergente —como *Typha domingensis*— y, de manera central, la comunidad microbiana o microbioma (Usharani, 2019). El lecho del humedal ejerce un rol dual: físico, como medio de filtración, y biológico, proporcionando una amplia superficie y los sitios de fijación necesarios para el desarrollo de microorganismos en forma de biopelículas (Pinninti et al., 2022). Simultáneamente, las plantas desempeñan un papel irremplazable, ya que mejoran la eficiencia del sistema al influir indirectamente en la composición, diversidad y actividad del microbioma en la zona de la rizósfera (García Guamán & Tiche Toasa, 2020; Usharani, 2019). A través de estos componentes, los microorganismos asumen el rol protagónico en los procesos biogeoquímicos, siendo en gran parte responsables de la degradación y transformación de los contaminantes (Shirdashtzadeh et al., 2022).

En los últimos años, las herramientas moleculares de última generación han permitido decodificar la estructura comunitaria completa de los ecosistemas ambientales (Usharani, 2019). Sin embargo, la trayectoria de sucesión específica del microbioma durante la transición crucial desde el arranque del sistema hasta su estabilización sigue siendo un campo que requiere mayor

investigación para maximizar el desempeño del tratamiento (Shirdashtzadeh et al., 2022). En este contexto, el objetivo del presente trabajo es caracterizar la evolución temporal del microbioma en un humedal construido de flujo vertical (HCFV), plantado con *Typha domingensis*, desde su fase de puesta en marcha hasta el establecimiento de su operación continua.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio y descripción del sistema

La investigación se llevó a cabo en la Planta Piloto de Humedales Construidos del Grupo de Investigación en Biotecnología Ambiental (GIBTA), ubicada en el campus de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de Asunción, en la ciudad de San Lorenzo. El sistema fue alimentado con aguas residuales domésticas provenientes de sanitarios y lavaderos, permitiendo evaluar el desempeño del microbioma bajo condiciones reales de carga.

2.2. Monitoreo físicoquímico y microbiológico

Se realizó un monitoreo inicial y periódico para evaluar la eficiencia del sistema, siguiendo los protocolos de los Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA et al., 2017). Los parámetros físicoquímicos analizados incluyeron pH, nitratos, ortofosfatos, amonio, y la Demanda Química de Oxígeno (DQO). Asimismo, se llevaron a cabo ensayos microbiológicos mediante el recuento de coliformes fecales en medio MFC para evaluar la remoción de contaminantes biológicos antes y después del tratamiento.

2.3. Análisis molecular y caracterización del microbioma

Para estudiar la evolución de la comunidad microbiana en el sustrato de arena, se recolectaron muestras en dos etapas clave: en el momento inicial (T0), previo a la implantación de las macrófitas, y a los 18 meses de funcionamiento continuo (T18). El procedimiento consistió en la extracción de ADN de muestras de arena utilizando kit comercial, la secuenciación del ADN

genómico por parte de la empresa Macrogen para su secuenciación y el análisis bioinformático, cuyos datos se procesaron con los paquetes Dada2 y Phyloseq en el entorno de software R.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El trabajo se desarrolló en la planta piloto de humedales construidos del Grupo de Investigación en Biotecnología Ambiental (GIBTA), de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. En relación con los parámetros analizados, se pudo observar un porcentaje razonable de remoción de contaminantes, tanto químicos como biológicos, demostrando una buena eficiencia en el proceso de tratamiento (Tabla 1), los datos corresponden al promedio de el agua previo al tratamiento (AR) y posterior al tratamiento (WC).

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos analizados
Parámetros analizados

Determinaciones	AR	WC	% Remoción
Amonio (mg/L)	56,09	7,435	91,18
Fosfato (mg/L)	10,07	1,785	88,81
OD (mg/L)	1,605	5,37	N/A
pH	7,515	5,125	N/A
DQO (mg/L)	183,65	37,235	75,455
MFc (UFC)	1207,6	47,99	85,005

Autoia propia, 2025

El desempeño observado en la planta piloto de la FACEN durante los 18 meses de operación corrobora la alta eficiencia de los Humedales Construidos de Flujo Vertical (HCFV) en climas tropicales y subtropicales. La remoción de Amonio cercana al 90% es particularmente destacable y sugiere una actividad nitrificante robusta en el microbioma del sustrato. De acuerdo con Pinninti et al. (2022), los sistemas de flujo vertical favorecen la transferencia de oxígeno hacia el lecho, lo que potencia la oxidación del amonio por parte de bacterias nitrificantes. Este proceso

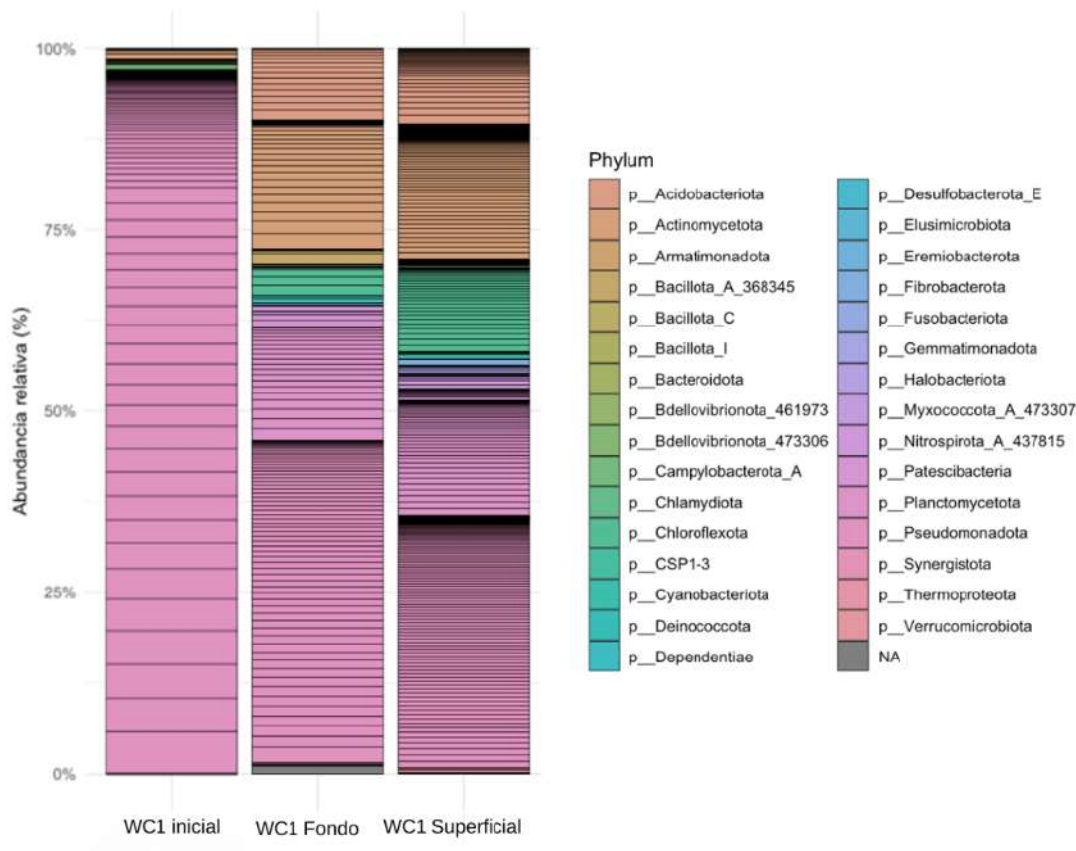
se ve reflejado en la mejora de la concentración de Oxígeno Disuelto (OD) reportada en tus resultados, creando un ambiente óxico que facilita los procesos catabólicos aerobios. La eficiencia del 85% en coliformes indica que, aunque el sistema es altamente efectivo, el tiempo de retención o la profundidad del lecho son factores críticos para alcanzar estándares de reutilización de agua aún más exigentes.

Un hallazgo sobresaliente es la remoción de fosfatos (88%). En humedales construidos, la eliminación de fósforo suele ser limitada después de los primeros meses debido a la saturación de los sitios de adsorción en el sustrato. Sin embargo, mantener un 88% a los 18 meses sugiere que *Typha domingensis* está cumpliendo un rol activo en la absorción de nutrientes o que el sustrato utilizado posee una capacidad de intercambio iónico prolongada. Como mencionan García Guamán y Tiche Toasa (2020) en su estudio sobre fitorremediación, la selección de la especie vegetal es determinante para la resiliencia del sistema y la captura de nutrientes a largo plazo.

En relación con la evolución del microbioma desde la puesta en marcha hasta los 18 meses (gráfico 1), se observa una evolución significativa en donde se destacan los filos más abundantes, los resultados exponen la abundancia relativa de las comunidades microbianas. Los porcentajes se calcularon en base a la proporción de lecturas asignadas taxonómicamente dentro de cada muestra.

La transición del microbioma desde la puesta en marcha (T0) hasta los 18 meses de operación continua (T18) revela un proceso de sucesión ecológica dirigida por la carga orgánica y la presencia de *Typha domingensis*. Los resultados de abundancia relativa demuestran que la comunidad microbiana inicial, probablemente nativa del sustrato de arena, fue sustituida por una comunidad especializada y adaptada a las condiciones del humedal.

Gráfico 1. Gráfico de filot, abundancia relativa de las comunidades microbianas a nivel de filo.



La presencia de algunos filot es consistentes con los hallazgos de algunos autores, como Proteobacteria, que identifican a este filo como el motor principal de los ciclos del carbono y nitrógeno en sistemas de tratamiento. Autores como Wang et al. (2016) sostienen que Bacteroidetes aumenta su abundancia relativa a medida que el sistema se estabiliza, actuando en sinergia con las Proteobacterias para reducir la DQO, que en este estudio alcanzó niveles óptimos de remoción.

4. CONCLUSIÓN

Los resultados obtenidos confirman la alta eficiencia de los humedales construidos (WC) tanto en la remoción sostenida de contaminantes fisicoquímicos y biológicos como en la maduración y especialización del microbioma a lo largo de los 18 meses de estudio. La transición observada desde la puesta en marcha hasta la operación continua demuestra que estos sistemas no solo actúan como filtros físicos, sino como reactores biológicos dinámicos capaces de adaptarse a las condiciones de carga. Estos hallazgos subrayan el notable potencial de los humedales construidos como una solución biotecnológica basada en la naturaleza para la biorremediación eficiente y sostenible de aguas residuales domésticas.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adrados, B., Sánchez, O., Arias, C. A., Becares, E., Garrido, L., Mas, J., ... & Morató, J. (2014). Microbial communities from different types of natural wastewater treatment systems: Vertical and horizontal flow constructed wetlands and biofilters. *Water Research*, 55, 304-312. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.011>
- APHA, AWWA, WEF. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23rd ed.). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- Calheiros, C. S. C., Bessa, V. S., Mesquita, R. B. R., Brix, H., Rangel, A. O. S. S., & Castro, P. M. L. (2019). Constructing and managing wetlands: How the rhizosphere shapes the microbial community. *Science of The Total Environment*, 698, 134154.
- García Guamán, P. J., & Tiche Toasa, J. G. (2020). Evaluación de la remoción de contaminantes del sistema IFA con achira (*Canna indica*) y pasto guinea (*Panicum máximum*) a través de un modelo matemático [Proyecto de investigación, Universidad Técnica de Cotopaxi].

- Pelissari, C., Ávila, C., Trein, C. M., García, J., de Armas, R. D., & Sezerino, P. H. (2017). Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. *Science of The Total Environment*, 574, 390-399. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.207>
- Pinninti, R., Kasi, V., Prasad Sallangi, L. K. S. V., Landa, S. R., Rathinasamy, M., Sangamreddi, C., & Dandu Radha, P. R. (2022). Performance of Canna Indica based microscale vertical flow constructed wetland under tropical conditions for domestic wastewater treatment. *International Journal of Phytoremediation*, 24(7), 684-694. <https://doi.org/10.1080/15226514.2021.1962800>
- Qu, M., Liu, Y., Hao, M., Wang, M., Chen, R., Wang, X. C., ... & Dzakupasu, M. (2022). Microbial community and carbon–nitrogen metabolism pathways in integrated vertical flow constructed wetlands treating wastewater containing antibiotics. *Bioresource Technology*, 354, 127217. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127217>
- Shirdashtzadeh, M., Chua, L. H. C., & Brau, L. (2022). Microbial Communities and Nitrogen Transformation in Constructed Wetlands Treating Stormwater Runoff. *Frontiers in Water*, 3, 751830. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.751830>
- Usharani, B. (2019). Metagenomics Study of the Microbes in Constructed Wetland System Treating Sewage. *International Letters of Natural Sciences*, 74, 26-48. <https://doi.org/10.18052/www.scipress.com/ILNS.74.26>
- Wang, Y., Yang, H., Ye, C., Chen, J., Hu, A., & Zhang, J. (2016). Effects of plant species on the microbial community and denitrification potential in constructed wetlands. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 1307-1318.
- Zuo, X., Zhang, H., & Yu, J. (2020). Microbial diversity for the improvement of nitrogen removal in stormwater bioretention cells with three aquatic plants. *Chemosphere*, 244, 125626. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125626>

3.EJE TEMÁTICO: SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE HUMEDALES

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE UN HUMEDAL DE TRATAMIENTO DE ORINA Y JARDÍN POLINIZADOR

Víctor Manuel Luna-Pabello*

Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México. Cd. México. México
lpvictor@unam.mx; victormlp@yahoo.com

Mónica Lucía Rodríguez Estrada

Grupo Multidisciplinario Integral GMI. Cd. México. México
mlrdestrada@gmail.com

Raúl Hernández Medrano, Aldair Guzmán Álvarez

Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México. Cd. México. México
raulhermed@comunidad.unam.mx; aldo77guz@gmail.com

Bibiana Monsivais Montoliu, Miguel Villicaña Peralta

Facultad de Arquitectura. Universidad Nacional Autónoma de México. Cd. México México
bibiana.monsivais@fa.unam.mx; 316077451@fa.unam.mx

RESUMEN

La Facultad de Química de la UNAM instaló un sistema humedal de tratamiento de orina (SHTO) y un jardín polinizador (JP) en el marco del Plan Integral para la Sustentabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). El SHTO-JP fue desarrollado de manera interdisciplinaria. Objetivos: 1) tratar y reciclar las aguas residuales de los mingitorios y lavabos del sanitario de hombres y aprovechar la biomasa vegetal; 2) brindar un espacio estético-funcional-habitable y para enseñanza docente; 3) facilitar aprendizaje lúdico; 4) realizar investigación para mejorar su funcionamiento e innovar en la tecnología de humedales. El SHTO consta de: un tanque sedimentador, un homogeneizador; 3 celdas de humedales en serie, una de flujo vertical y 2 de flujo horizontal; un colector de agua tratada. Cada celda contiene vegetación apta para tolerar altas concentraciones de compuestos nitrogenados en solución acuosa. Resultados: 1) El SHTO está diseñado para tratar hasta 500 L/día de orina diluida con un tiempo de residencia de 2.5 días. A 3 meses de operación puede remover 20 % de NH_4^+ y 45 % DQO. El efluente actual no tiene la calidad para riego de áreas verdes, ni reúso en sanitarios. 2) El SHTO-JP ha recibido visitas de grupos de estudiantes de diversas carreras. 3) Ha sido escenario lúdico de talleres, en el marco del día mundial de los humedales; del agua y

del medio ambiente. 4) Actualmente y con participación de estudiantes de grado y pregrado, se realiza investigación sobre el proceso de estabilización y tecnificación del SHTO.

Palabras claves: Tecnificación, Plantas polinizadoras, Orina, Sustentabilidad, Compuestos nitrogenados

1. INTRODUCCIÓN

El campus central de Ciudad Universitaria (CU) de la UNAM, fue declarado por la UNESCO, en 2007, Patrimonio Cultural de la Humanidad. Corresponde a una zona cubierta de lava, por lo que algunas áreas carecen de drenaje para colecta de aguas residuales. En el marco del Programa de sustentabilidad de la UNAM, se buscan alternativas para tratamiento y aprovechamiento de aguas residuales (Aryampa et al., 2025), para implementarse en instituciones educativas y en zonas de pedregal donde haya carencia de drenaje. En este contexto es que se planteó como alternativa, desarrollar el proyecto PAPIIT IT 101725 “Evaluación de un humedal artificial para tratamiento de orina y pruebas experimentales para su tecnificación”, con vigencia 2025-2027, liderado por la Facultad de Química de la UNAM. El modelo de sistema de humedal de tratamiento que se propone, además de dar tratamiento a la orina humana, es demostrativo, habitable, de enseñanza docente, aprendizaje lúdico, para investigación y extensión de la cultura.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

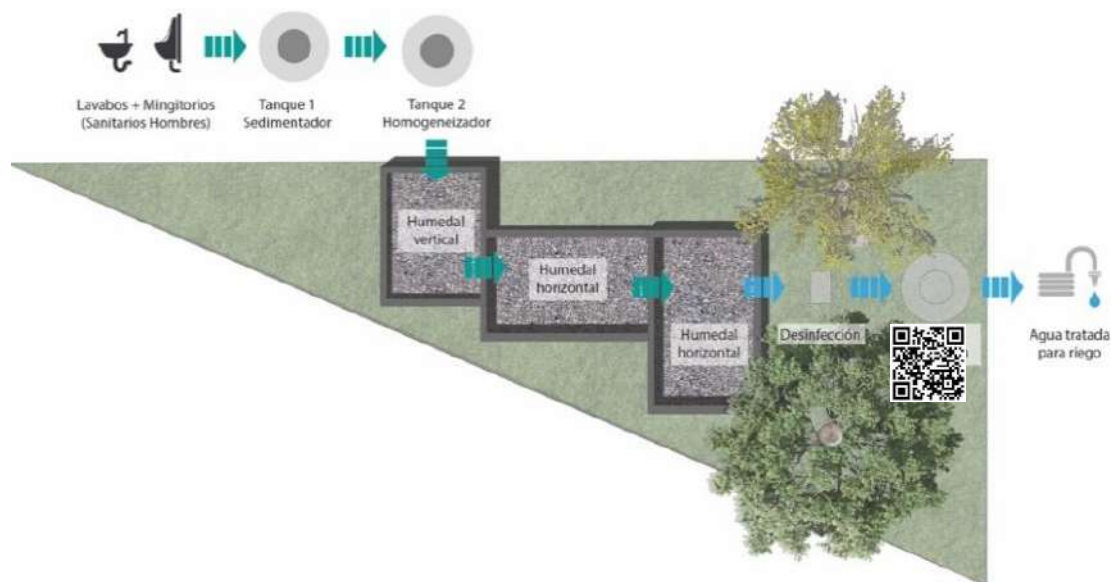
La conceptualización, diseño y realización de las ingenierías, así como de los estudios ambientales y permisos relacionados con la construcción del SHTO dentro del Campus central de Ciudad Universitaria se realizó de manera interdisciplinaria. El diseño arquitectónico del SHTO consideró conservar la sobriedad, volumetría y el uso de materiales de alta durabilidad y poco mantenimiento. Tomando como base el muralismo, se representaron en sus fachadas los procesos químicos que ocurren en un sistema de reúso y aprovechamiento de agua. La geometría del SHTO simboliza la tabla periódica de los elementos químicos. Se optó por muros de concreto aparente sin recubrimiento, en los que se colocaron siluetas metálicas con tratamiento de oxidación natural al exterior, que emulan el flujo del agua en el humedal, así como las fórmulas

químicas de los principales compuestos producto de la degradación de los contaminantes y, en bajo relieve, las siluetas de algunos microorganismos que intervienen en el proceso de tratamiento de agua. Como aspecto relevante de investigación se planteó conocer, por medio de una encuesta, el consumo de medicamentos por parte de los usuarios del mingitorio aledaño al SHTO y así enfocar futuras investigaciones para su remoción.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El diseño del SHTO fue interdisciplinario e integró principios de sostenibilidad y educación ambiental. Trata 500 L/día de mezcla de orina de mingitorios y agua de lavamanos (Fig. 1). Consta de 1 sedimentador, 1 tanque homogeneizador; 3 celdas de humedales en serie: la primera (3.65 m²) de flujo vertical subsuperficial; las siguientes 2 (5.26 m² y 5.54 m², respectivamente) de flujo horizontal subsuperficial (Fig. 2) empacados a 0.7m con altura de lámina de agua a 0.6 m para contener un volumen total de 2.92 m³ de agua. Paleta vegetal: *Phormium tenax*; *Phragmites australis*; *Heliconia bourgoeana*; *Dietes iridioides* y *Cyperus articulatus*. La calidad del efluente, a 3 meses de inicio de operación (proceso de estabilización), no es susceptible de reúso en riego de áreas verdes ni para recirculación. Remueve 20 % de compuestos nitrogenados y 45 % de compuestos carbonosos. La eventual tecnificación del SHTO podría mejorar su funcionamiento (Zhu et al., 2025). El JP incluye *Asclepias curassavica*; *Salvia leucantha*; *S. coccinea*; *Plumbago auriculata*; *Bouvardia tecnifolia* y *Pittocaulon praecox*, lo que contribuye a la estética del sitio, presencia de personas, aves e insectos polinizadores.

Figura 1. Diagrama de proceso del SHTO dentro del sitio seleccionado y código QR empleado para realizar la encuesta de consumo de medicamentos.



Fuente: Elaboración propia

El conjunto SHTO-JP aporta importantes servicios ecosistémicos de regulación y soporte como la depuración y reúso de agua, captura de carbono. Servicios culturales como educación, recreación y estética que en conjunto contribuyen al bienestar humano, pudiendo ser replicable en otros espacios educativos. Participan alumnos de grado y pregrado realizando sus proyectos de investigación. De la encuesta realizada, se recibieron 453 respuestas, de las cuales se desprende que el ibuprofeno (20 %) y paracetamol (17 %) son los medicamentos de mayor consumo.

Figura 2. Vista lateral del SHTO.



Fuente: Elaboración propia

4. CONCLUSIÓN

El SHTO-JP es un modelo demostrativo para tratamiento de 500 L/d de orina humana, un espacio habitable y estético de enseñanza docente, aprendizaje lúdico, para investigación y extensión de la cultura. Ejemplifica cómo proveer servicios ecosistémicos clave en entornos urbanos y estimular el desarrollo de tecnología basada en la naturaleza.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Zhu, F., Wang H., Cheng, Y., You, L., Hu, S., Hu, B. & Chen, Z. (2025). Enhancing low C/N wastewater treatment in constructed wetlands using microbial fuel cells and sulfur. *Chemical Engineering Journal*, 505. 159148. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.159148>.
- Grupo Académico Interdisciplinario Ambiental, GAIA. (2025, abril). Sistema humedal artificial tecnificado para tratamiento de orina. <https://gaia.quimica.unam.mx/shatto/>.
- Aryampa, S., Stuetz, M., Fisher, R., Luo, J. W. & Wiedman T. (2025). Integrated recovery of nutrients during municipal wastewater treatment and biosolids management. 494. Article 144984. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2025.144984>.



IMPACTO EN LA CALIDAD DE AGUA: ESTUDIO DE CASO DE HUMEDAL RODEADO DE TERRENOS AGRÍCOLAS EN LA RESERVA NATURAL YGUAZU, PARAGUAY

Anahi Magali Vera Medina

Universidad Católica N.S.A. Alto Paraná, Hernandarias, Paraguay

anahiveramedi@gmail.com

Diego Natanael Giménez Gamarra

Universidad Católica N.S.A. Alto Paraná, Hernandarias, Paraguay

natagim02@gmail.com

Lourdes Imas Garay

Laboratorio de agua y sedimentos MARR.CE, Itaipu Binacional, Hernandarias, Paraguay

louimas@itaipu.gov.py

Cecilio Correa Pérez

Laboratorio de agua y sedimentos MARR.CE, Itaipu Binacional, Hernandarias, Paraguay

correape@itaipu.gov.py

Angela Vergara Franco

Universidad Católica N.S.A. Alto Paraná, Hernandarias, Paraguay

angelavergarafranco@gmail.com

José Ferraro

Departamento de Gestión de Cuencas, Administración Nacional de Electricidad (ANDE), Ciudad del Este, Paraguay

jose_ferraro@ande.gov.py

Gabriela Sosa Benegas*

Laboratorio de agua y sedimentos MARR.CE, Itaipu Binacional, Hernandarias, Paraguay;

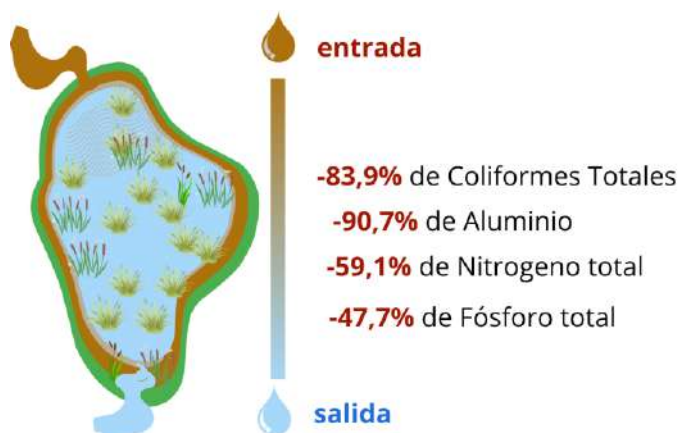
Universidad Católica N.S.A. Alto Paraná, Hernandarias, Paraguay

gabriela.sosa@uc.edu.py

RESUMEN

Los humedales son ecosistemas que desempeñan un papel crucial en la depuración del agua. Este estudio evalúa el efecto depurador de un humedal natural ubicado en la Reserva Natural Yguazú, Paraguay, mediante un análisis comparativo de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos entre el agua de entrada y salida del sistema. En este gradiente se registraron reducción de acidez, con valores de pH de 5.43 a 6.17 e importantes reducciones de contaminantes como la reducción del 83.9% de coliformes totales (de 560 a 90 UFC/100 ml), del 90.7% de los niveles de aluminio (de 2.36 a 0.22 mg/L), reducción del 59.1% del nitrógeno total (de 0.55 a 0.225 mg/L) y del 47.7% fósforo total (de 0.0044 a 0.0023 mg/L). Estos resultados evidencian los procesos de retención y transformación de contaminantes, y su consecuente mejora en la calidad de agua. Por otro lado, algunos parámetros aumentaron como el carbono orgánico total (de 0.78 a 2.35 mg/L), coliformes fecales (de <1 a 90 UFC/100 ml) y *Escherichia coli* (de 20 a 290 UFC/100 ml). Estos resultados constituyen los primeros registros en el humedal de estudio y reflejan el potencial de los humedales para mitigar contaminantes.

RESUMEN GRÁFICO



Palabras claves: humedal, contaminantes, calidad del agua, coliformes, aluminio, nutrientes.

1. INTRODUCCIÓN

Los humedales son ecosistemas que conectan ambientes terrestres y acuáticos, y se mantienen inundados de forma permanente o estacional (Mitsch & Gosselink, 2015). Juegan un papel clave en la mejora de la calidad del agua al reducir la velocidad del flujo, facilitando la filtración de sedimentos y contaminantes, y contribuyendo al secuestro de carbono (Sun & Carson, 2020; Iwan et al., 2017). Sin embargo, enfrentan amenazas crecientes debido al cambio de uso del suelo y la contaminación derivada de actividades humanas como la urbanización y el uso excesivo de agroquímicos (Correa et al., 2021). En particular, la actividad agrícola intensiva conlleva el uso frecuente de pesticidas y fertilizantes que afectan negativamente principalmente a humedales por deriva, escorrentía e infiltración (Sileshi et al., 2020). En Paraguay, la agricultura se concentra en la Región Oriental, especialmente en el Departamento de Alto Paraná (García L; Ávila C, 2019; Fundación Heinrich Böll et al., 2023), zona del sitio de importancia biológica Bosque Atlántico del Alto Paraná (BAAPA) (World Wildlife Fund, 2022).

Respecto a los humedales del BAAPA, son escasos los estudios que abordan la calidad de agua. En este estudio se analizó un humedal natural localizado en la Reserva Natural Yguazú, situada en el Departamento del Alto Paraná. Este humedal se encuentra rodeado de terrenos destinados a la producción agrícola, lo que lo exponen potencialmente a agroquímicos utilizados en dichas prácticas. Al no existir datos previos sobre este sitio, su estado de conservación es aún incierto. Por ello, levantar información de base resulta necesaria para comprender su funcionamiento y orientar estrategias de conservación adecuadas.

En este contexto, el objetivo del presente trabajo fue cuantificar y analizar las variaciones fisicoquímicas y microbiológicas entre el agua entrante y saliente como indicadores del grado de mejora en la calidad del agua. Se evaluaron parámetros como el Potencial de Óxido-Reducción (ORP), pH, Carbono Orgánico Total (COT), Nitrógeno Ligado Total (NLT), y concentraciones de

Aluminio (Al). Así como bacterias indicadoras de calidad de agua como *Escherichia coli*, coliformes fecales, coliformes totales y *Pseudomonas spp.*

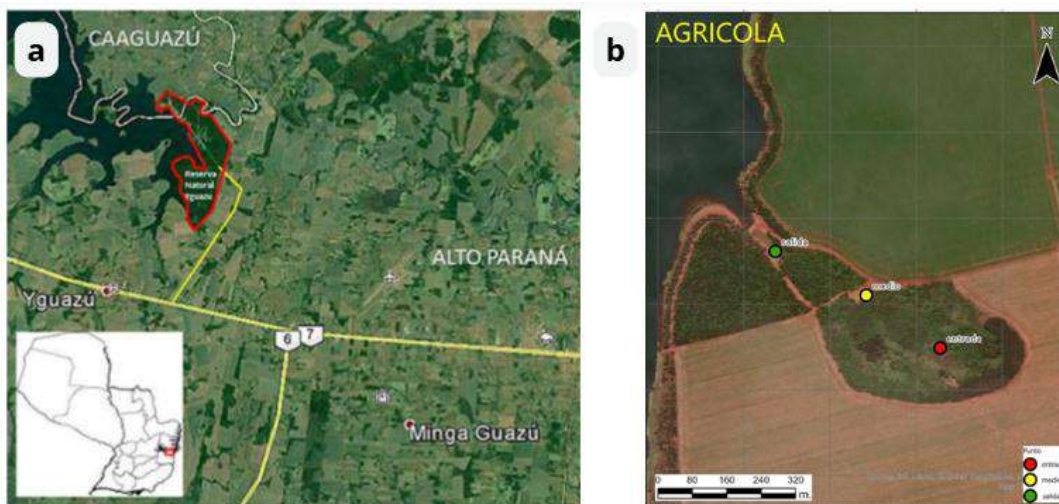
2. MATERIALES Y MÉTODOS

La selección de los puntos de muestreo se realizó siguiendo las recomendaciones metodológicas propuestas por McMurry et al. (2016) y Baird et al. (2017). Se establecieron tres puntos monitoreo: i) entrada del humedal, ii) tramo medio del humedal. iii) salida del humedal; en la reserva Natural Yguazu, gestionada por la Administración Nacional de Electricidad (ANDE) (Figura 1.a.), la cual posee aproximadamente 1.785 hectáreas de superficie total. Abarca territorios de los distritos de Mcal. López (Caaguazú) y Colonia Yguazú (Alto Paraná). El humedal de estudio (Figura 1.b.), (704.256 E, 7.185.497 N) se encuentra rodeado por áreas dedicadas a la agricultura.

Para la medición *in situ* de parámetros fisicoquímicos pH/ORP se empleó una sonda multiparamétrica (ORION STAR A320 ThermoScientific (EEUU). Las muestras fueron recolectadas en bolsas estériles (APHA, 2017). parámetros fisicoquímicos, se emplearon frascos previamente acondicionados (APHA, CETESB, 2023). Las muestras se transportaron en contenedores con hielo ($\leq 6^{\circ}\text{C}$) y analizadas en laboratorio en el mismo día de su recolección.

Las muestras fueron tomadas en sitios vadeables con auxilio de un extensor, para los análisis microbiológicos fueron recolectadas 400 mL de agua superficial en bolsas estériles (APHA, 2017). De la misma manera, para parámetros fisicoquímicos, se colectaron en frascos de 1000 mL de plástico, vidrio ámbar, previamente acondicionados (APHA, CETESB, 2023). Luego se transportaron en contenedores con hielo ($\leq 6^{\circ}\text{C}$) hasta el laboratorio.

Figura 1. (a) Ubicación de la Reserva Natural Yguazú, donde se observa la reserva (polígono de color rojo) entre los territorios de los departamentos de Alto Paraná y Caaguazú. y (b) Puntos de colecta en el humedal objeto de estudio. Donde, círculo verde indica entrada, amarillo el punto medio y rojo la salida.



El recuento de coliformes totales y coliformes fecales, y *Escherichia Coli* se realizó de acuerdo con (APHA, 2017). Utilizando medios de cultivo *mEndo* (OXOID® Endo Agar Base) y *mFC* (Difco™ m FC) respectivamente. Para el recuento de *Escherichia coli*, se utilizó un medio cromogénico (Brilliance™ E.coli/Coliform OXOID®); para *Pseudomonas spp.*, se empleó medio OXOID®. *Cetrimide Agar*, UK. Para ambas determinaciones, las placas fueron incubadas a 37 °C por 24 horas. Todos los resultados fueron expresados en unidades formadoras de colonias (UFC) por volumen de muestra (ml).

El carbono orgánico total (COT) y nitrógeno ligado total (NLT) fueron medidos utilizando el analizador de carbono orgánico, Vario TOC (Elementar®, Alemania). Para la cuantificación de fósforo total se utilizó la metodología 4013UY (DINAMA, 2017). El análisis de aluminio se realizó mediante espectrometría de masa con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS). El procesamiento de los datos se realizó empleando el software Microsoft Excel®.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con el propósito de cuantificar y analizar las variaciones fisicoquímicas y microbiológicas entre el agua entrante y saliente del humedal agrícola estudiado. En los puntos de entrada, medio y salida, se evaluaron parámetros fisicoquímicos como el Potencial de Óxido-Reducción (ORP), pH, Carbono Orgánico Total (COT), Nitrógeno Ligado Total (NLT), y concentraciones de Aluminio (Al). Así como bacterias indicadoras de calidad de agua: *Escherichia coli*, coliformes fecales, coliformes totales y *Pseudomonas spp.*

Los resultados obtenidos se describen en la Tabla 1. En términos de pH, el valor en la salida del humedal (6.17) se encontró dentro del rango establecido por la Resolución 222/02 (6.0 – 9.0), mientras que en la entrada (5.43) está por debajo del límite inferior. Por otro lado, se observó una disminución del ORP en la salida (322.2 mV) respecto a la entrada (364.3 mV), ambos valores indican condiciones bien oxigenadas (>300 mV) (Søndergaard, 2009). A lo largo del gradiente del humedal, los coliformes totales disminuyeron en un 84% (de 560 a 90 UFC/100 ml). Sin embargo, los coliformes fecales aumentaron de <1 a 90 UFC/100 ml. De manera similar, *Escherichia coli* aumentó de 20 a 290 UFC/100 ml. No se registraron recuentos de *Pseudomonas spp.* en ninguna de las muestras.

Tabla 1. Resultados de la calidad del agua de entrada y salida del humedal.

Parámetros	Entrada	Salida	Valores de Referencia
pH	5.43	6.17	6.0 – 9.0
Temperatura (°C)	20.0	25.3	SR***
ORP (mV)	364.3	322.2	SR***
Coliformes Totales (UFC.100 ml ¹)	560	90	SR***
Coliformes Fecales (UFC.100 ml ⁻¹)	<1	90	200 UFC/100ml
<i>Escherichia coli</i> (UFC.100 ml ⁻¹)	20	290	SR***
<i>Pseudomonas</i> (UFC.100ml ⁻¹)	<1	<1	SR***

COT (mg. L-1)	0.78 ± 0.007	2.350	SR***
NLT (mg. L-1)	0.55	0.225	0.30 * - 0.6**
Fósforo total (mg. L-1)	0.0044±0.0002	0.0023±2.104x10 ⁻⁷	0.025* - 0.05**
Aluminio (mg. L-1)	2.36	0.22	0.2 mg/L
pH (potencial de hidrógeno), ORP (potencial de óxido-reducción), COT (carbono orgánico total), NLT (nitrógeno total)			

*Agua Clase 1. ** Agua Clase 2 *** Los valores de referencia marcados como SR corresponden a estándares no especificados para los parámetros respectivos.

Con relación al aluminio, se registró una disminución en su concentración de 2.36 mg/L en la entrada a 0.22 mg/L en la salida del humedal. La alta concentración inicial podría deberse a los suelos basálticos de la región, ricos en aluminosilicatos que liberan aluminio en ambientes ácidos (Administración Nacional de Electricidad & ITAIPU Binacional, 2016; Caner et al., 2014). Esta condición se ve reforzada por el pH ácido registrado en la entrada (5,43), que favorece la disponibilidad del metal en forma disuelta (Li & Johnson, 2016).

Se observa un aumento en la concentración de Carbono Orgánico Total (TOC) de 0.78 ± 0.007 mg/L en la entrada a 2.35 mg/L en la salida del humedal. Incremento que podría deberse a la disminución de la velocidad de descomposición de la materia orgánica por estancamiento (Alasino et al., 2015). Este valor se acompaña de una disminución de valores de NLT (0.55 mg/L⁻¹ - 0.225 mg/L⁻¹), probablemente explicado por la disponibilidad de materia orgánica en un ambiente oxidante que favorece procesos de desnitrificación y la retención de nitrógeno (Losada, I.P. 2020; Santos, M., & Itsaso, M. 2008; Andrea Parra et al. 2022). Los niveles de fósforo total registrados en la entrada (0.0044 ± 0.0002 mg/L) y en la salida del humedal (0.0023 ± 2.10×10⁻⁷ mg/L) corresponden a concentraciones bajas.

4. CONCLUSIÓN

Con base en los resultados obtenidos en el estudio realizado en el humedal natural de la Reserva Natural Yguazú, se ha demostrado su aptitud para mejorar la calidad del agua mediante la reducción en ciertos de los parámetros analizados. La variabilidad observada en algunos parámetros subraya la necesidad de considerar las dinámicas ecológicas y las condiciones externas que pueden afectar la capacidad depuradora del humedal. Estos hallazgos resaltan el papel de los humedales en la mitigación de contaminantes y la conservación de la calidad del agua, reforzando su importancia dentro de los ecosistemas acuáticos y su contribución al equilibrio ambiental.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Administración Nacional de Electricidad & Itaipú Binacional. (2016). *Plan de manejo de la Reserva Natural Yguazú 2016-2020*. <https://informacionpublica.paraguay.gov.py/public/1991446->
- Alasino, N., Nadal, F., Primo, L., Bollo, P., & Larrosa, N. (2015). Comportamiento cinético e hidráulico de un humedal construido a escala real. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(3), 93–104. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=353541047007>
- American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23.^a ed.). American Public Health Association.
- Caner, L., Radtke, L. M., Vignol-Lelarge, M. L., Inda, A. V., Bortoluzzi, E. C., & Mexias, A. S. (2014). Basalt and rhyo-dacite weathering and soil clay formation under subtropical climate in southern Brazil. *Geoderma*, 235–236, 100–112. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.06.024>
- Correa, F., Urrutia, J., & Figueroa, R. (2011). Estado del conocimiento y principales amenazas a los humedales boscosos de agua dulce de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84(3), 325–340. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2011000300002>
- Fundación Heinrich Böll, Amigos de la Tierra, & otros. (2023). *Atlas de los pesticidas* (1.^a ed.). <https://www.tierra.org/wp-content/uploads/2023/04/Atlas-pesticidas-Amigos-Tierra.pdf>



- García, L., & Ávila, C. (2019). *Atlas del agronegocio en Paraguay* (1.ª ed.). BASE Investigaciones Sociales. <https://www.baseis.org.py/publicaciones/atlas-del-agronegocio-en-paraguay/>
- Li, W., & Johnson, C. E. (2016). Relationships among pH, aluminum solubility and aluminum complexation with organic matter in acid forest soils of the Northeastern United States. *Geoderma*, 271, 234–242. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.02.030>
- Losada, I. P. (2020). *Presiones antrópicas y eutrofización en la marisma de Doñana y sus cuencas vertientes* [Tesis doctoral, Universidad de Sevilla]. Repositorio Institucional de la Universidad de Sevilla.
- McMurry, S. T., Belden, J. B., Smith, L. M., Morrison, S. A., Daniel, D. W., Euliss, B. R., ... Smith, P. N. (2016). Land use effects on pesticides in sediments of prairie pothole wetlands in North and South Dakota. *Science of the Total Environment*, 565, 682–689. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.135>
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands* (5.ª ed.). Wiley.
- Parra, A., Parra Ruiz Díaz, C., Villalba Marín, L. J., & Amarilla Rodríguez, S. M. (2022). Provisión del servicio ecosistémico de retención de nitrógeno total y su variación bajo usos y coberturas cambiantes en la cuenca del río Jejui Guazú, Paraguay. *Revista de Investigaciones Agropecuarias y Ambientales*. <https://portal.amelica.org/ameli/journal/312/3123320005/html/>
- Rudmir, R., Bertolino, S., & Coelho, D. (2021). Qualidade de água em veredas da bacia do rio Uberabinha – Uberlândia/MG. *Revista Mineira de Recursos Hídricos*, 2, Article 213. <https://doi.org/10.59824/rmrh.v2i.213>
- Secretaría del Ambiente. (2002). *Resolución N° 222/02 por la cual se establece el padrón de calidad de las aguas en el territorio nacional*. https://www.mades.gov.py/wp-content/uploads/2019/05/Resolucion_222_02-Padr%C3%B3n-de-calidad-de-las-aguas.pdf
- Sileshi, A., Awoke, A., Beyene, A., Stiers, I., & Triest, L. (2020). Water purifying capacity of natural riverine wetlands in relation to their ecological quality. *Frontiers in Environmental Science*, 8, Article 39. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00039>
- Sun, F., & Carson, R. T. (2020). Coastal wetlands reduce property damage during tropical cyclones. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117(11), 5719–5725. <https://doi.org/10.1073/pnas.1915169117>



Søndergaard, M. (2009). Redox potential. In G. E. Likens (Ed.), *Encyclopedia of inland waters* (pp. 852–859). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00115-0>

World Wildlife Fund. (2022). *El Bosque Atlántico*.
https://www.wwf.org.py/donde_trabajamos/bosque_atlantico/

4.EJE TEMÁTICO: ESTUDIOS DE CASO:

EMPRESAS, ASPECTOS ECONÓMICOS,

CULTURALES Y PAISAJÍSTICOS

EM BUSCA DA UNIVERSALIZAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS: WETLANDS DE SISTEMA FRANCÊS EM OCUPAÇÕES INFORMAIS DE ORLAS RIBEIRINHAS URBANAS

Vera Santana Luz*

Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas – São Paulo, Brasil
veraluz100@gmail.com

Karen Murakava

Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas – São Paulo, Brasil
karenmurakava@gmail.com

Sarah Faganelli Novais

Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas – São Paulo, Brasil
sarah.faganelli@gmail.com

RESUMEN

El artículo presenta los resultados de una investigación académica, cuya temática discute las posibilidades de enfrentamiento del déficit de saneamiento de aguas residuales en Brasil, considerando, especialmente, la falta de infraestructura en áreas urbanas vulnerables, teniendo como estudios de caso dos ocupaciones urbanas informales de áreas de protección ribereña, una de ellas en los bordes urbanos de la ciudad de Campinas, y otra en una zona periférica sur del municipio de Sao Paulo, ambas en el estado de Sao Paulo. Frente a las contradicciones del estatuto legal — que predica la vivienda como un derecho constitucional, la universalización del saneamiento de las aguas servidas y el Código Forestal, que define Áreas de Protección Permanente en las riberas de los ríos, con adaptaciones en el caso de las zonas urbanas — esta investigación pretende exponer posibilidades de tratamiento descentralizado de las aguas servidas sanitarias mediante la instalación de Humedales Construidos Verticales del Sistema Francés, ya que no requiere tratamiento previo, sólo rejilla, mediante instalación inmediata en las comunidades vulnerables involucradas, como tales considerados como Soluciones basadas en la Naturaleza. Las investigaciones demostraron la viabilidad de este sistema en áreas reales, en el sentido de instalación inmediata, a costos relativamente menores, en comparación con los sistemas centralizados convencionales de gran escala,



cuya implantación puede conducir a una efectiva participación y compromiso social y comunitario, con perspectivas de cualificación del paisaje, procesos de educación socioambiental e incluso generación de ingresos, con evidentes beneficios a la salud pública y a los ecosistemas.

Palabras claves: Zonas urbanas periféricas vulnerables, Déficit de saneamiento; Humedales Construidos Verticales del Sistema Francés, Campinas y Sao Paulo/ Brasil, Soluciones basadas en la Naturaleza.

RESUMO

O artigo apresenta resultados de pesquisas acadêmicas, cujo tema discute possibilidades de enfrentamento do déficit de saneamento de esgotos no Brasil, considerando, especialmente, o desprovimento de infraestruturas em áreas urbanas vulneráveis, tendo com estudos de caso duas ocupações informais urbanas de áreas de proteção ribeirinha, uma delas nas bordas urbanas da cidade de Campinas, e outra em área periférica sul do município de São Paulo, ambas no estado de São Paulo. Enfrentando as contradições do estatuto legal — que predica a moradia como direito constitucional, a universalização do saneamento de esgotos e o Código Florestal, que define as Áreas de Proteção Permanente nas orlas ribeirinhas, com adequações no caso de áreas urbanas — esta investigação pretende expor possibilidades de tratamento descentralizado de esgotos sanitários mediante a instalação de *Wetlands* Construídos Verticais de Sistema Francês, dado não necessitar de tratamento prévio, tão somente gradeamento, mediante instalação imediata nas comunidades vulneráveis envolvidas, como tais considerados como Soluções baseadas na Natureza. As investigações demonstraram a factibilidade deste sistema em áreas reais, no sentido de instalação imediata, a custos relativamente inferiores, em comparação aos sistemas centralizados de grande magnitude convencionais, cujo desdobramento pode levar à efetiva participação e engajamento social e comunitário, com perspectivas de qualificação da paisagem, processos de educação socioambiental e mesmo geração de renda, com evidentes benefícios à saúde pública e ecossistêmicos.

Palavras-chave: Áreas urbanas vulneráveis periféricas, Déficit de esgotamento sanitário, *Wetlands* Construídos Verticais de Sistema Francês, Campinas e São Paulo/ Brasil; Soluções baseadas na Natureza.

1. INTRODUÇÃO

A universalização do saneamento de esgotos é predicada pela legislação brasileira (Lei nº 14.026, 2020) e a moradia é um direito constitucional, estabelecida pelo artigo 6º (Constituição da República Federativa do Brasil 1988, 2016). Com respeito aos sistemas hídricos, o Código Florestal (Lei nº 12.651, 2012) estabelece Áreas de Proteção Permanente (APPs) às margens dos rios e córregos, em faixas correspondentes a suas dimensões, como faixas *non aedificandi*. Nas áreas urbanas consolidadas, esta legislação é flexibilizada, sendo permitida a ocupação, entendendo esta consolidação em situações onde haja organização em quadras e lotes, com predomínio de edificações, sistema viário implantado, dispondo, ao mínimo, de duas infraestruturas implantados, como energia elétrica e iluminação pública, coleta e manejo de resíduos sólidos, abastecimento de água potável, drenagem de águas pluviais ou esgotamento sanitário (Lei nº 14.285, 2021). Esta situação é recorrente em regiões periféricas vulneráveis nas cidades brasileiras de pequena a média escala e, em especial, nas metrópoles, como é o caso de Campinas e São Paulo, no estado de São Paulo. Desse modo, proliferam ocupações informais, providas de determinadas infraestruturas, sem contar com saneamento de esgotos, vertendo seus efluentes diretamente corpos hídricos. O aparente conflito entre direitos de moradia e ao meio ambiente saudável torna as comunidades e populações submetidas a deterioração ambiental, problemas de saúde pública e qualidade de vida (Fundação Nacional de Saúde [FUNASA], 2010), como é documentado em nossos estudos de caso (Laboratório de Habitação e Assentamentos Humanos [LABHAB], 2003; Secretaria Municipal de Habitação [SEHAB], 2011).

Perante a contradição exposta, tem-se como pressuposto no campo do Urbanismo que, se são atributos do estado a realocação de habitações em moradias dignas, bem como a preservação ambiental, enquanto não se contempla a referida realocação, seria dever público prover, de modo imediato, dispositivos de coleta e tratamento de esgoto para estes territórios. Assim, este estudo tem como objetivo demonstrar possibilidades imediatas para suprimento de



tratamento de esgotos sanitários de modo descentralizado, em processos de fitorremediação, em situações de urgência, conforme apresentado em dois estudos de caso — uma ocupação informal periférica, extremamente precária, lindeira ao Ribeirão Anhumas, nos limites do tecido urbanizado da cidade de Campinas, e uma ocupação com características semelhantes, na região periférica sul da cidade de São Paulo, conhecida como Fundão do Jardim Ângela — às margens de córrego cujo agravante é ser pertencente à Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Bacia Hidrográfica do Guarapiranga (Lei nº 12.233, 2006). Para tanto, a metodologia adotada previu a realização de estudos socioterritoriais das áreas em tela, revisão da literatura para cotejamento de processos de fitorremediação de esgotos, tendo sido adotados os *Wetlands* Construídos de Sistema Francês, como tecnologia mais adequada, dada sua possibilidade de recepção de efluentes em bruto, apenas necessitando de gradeamento prévio (Sperling & Sezerino, 2018). Subsequentemente, procedeu-se aos cálculos de áreas superficiais necessárias conforme população quantificada e à investigação de espaços livres convenientes à implantação dos sistemas predados, para o que foram realizados ensaios de implantação, que demonstraram a factibilidade dos dispositivos.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

O cálculo aproximado da população a ser atendida, em ambos os estudos de caso, se deu pela visita de campo e a partir de imagens aéreas, pela contagem de cada edificação e estimativa de número aproximado de pessoas por habitação. A delimitação de áreas superficiais disponíveis considerou a ausência de edificações ou de vegetação arbórea, cujas áreas foram quantificadas por plataforma *on line* (Google Earth). Os cálculos de áreas superficiais necessárias para a implantação dos *Wetlands* Construídos de Sistema Francês adotaram metodologia preconizada por Sperling e Sezerino (2018), mediante as alternativas de Taxa de Aplicação Orgânica Superficial e Taxa de Aplicação Hidráulica Superficial, tendo, em paralelo, o parâmetro inicial de aproximadamente 2m² por pessoa equivalente. Adotou-se o valor mais desfavorável — a área

maior resultante dos cálculos —e procedeu-se a ensaios de implantação, sendo que, para a ocupação em Campinas, optou-se pela instalação do sistema em um único local e, no caso em São Paulo, demonstrou-se mais favorável a pulverização dos dispositivos em diversas áreas livres remanescentes. Conforme estabelecido para os *Wetlands* de Sistema Francês, considerou-se três tanques para o 1º Estágio e dois tanques para o 2º Estágio.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As fórmulas utilizadas para definição das áreas superficiais, conforme Sperling e Sezerino (2018), são sintetizadas abaixo:

Considerando a Taxa de Aplicação Orgânica Superficial:

- a) Carga de DBO do esgoto bruto (g/dia) = Carga per capita (g/habitante.dia) x População total (habitantes)
- b) Carga de DBO afluente aos wetlands (g/dia) = Carga de DBO do esgoto bruto (g/dia) x [1 – (Eficiência de remoção do tratamento prévio (%) / 100)]
- c) Área superficial requerida (m²) = carga de DBO afluente ao *wetlands* (gDBO/dia) ÷ taxa de aplicação orgânica superficial (gDBO/m².dia)

Considerou-se a carga orgânica per capita, para residências, como de 60g/hab.dia (Associação Brasileira de Normas Técnicas [ABNT], 1997, p. 7). Para o estudo de caso em São Paulo, o número de moradores quantificados foi de 679 pessoas e, para Campinas, correspondeu a 1124 pessoas. A Eficiência de remoção do 1º estágio dos Wetlands foi adotada como de 80% (Sperling & Sezerino, 2018, p. 51) e, a Taxa de aplicação orgânica superficial, correspondente a 150 gDBO/m².dia, para o 1º Estágio e 20 gDBO/m².dia (Sperling & Sezerino, 2018, p. 49).

Considerando a Taxa de Aplicação Hidráulica Superficial:

- a) Área superficial requerida (m^2) = Vazão média diária afluyente ao wetlands (m^3/dia) ÷ Taxa de aplicação hidráulica superficial ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$)
- b) Vazão média diária afluyente aos wetlands (m^3/dia) = Vazão média diária por pessoa ($\text{m}^3/\text{pessoa} \cdot \text{dia}$) x população total (habitantes)

Considerou-se a Vazão média por pessoa afluyente aos wetlands, tanto para o 1º como para o 2º Estágio, como de 101 litros/pessoa.dia (padrão baixo (ABNT, 1993). A Taxa de aplicação hidráulica superficial atendeu ao recomendado por Sperling e Sezerino (2018, p. 50), correspondente a $0,40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$, para ambos os estágios. As áreas resultantes foram multiplicadas pelo número de unidades de cada estágio, dado o seu funcionamento alternando atividade e repouso, e à área total, foram acrescidos 40% prevendo apoios ao sistema. As áreas superficiais obtidas, com valores mais elevados, em ambos os estudos de caso, corresponderam aos cálculos da Taxa de Aplicação Orgânica Superficial. Sinteticamente, se expõem, nas Tabela 1, a seguir:

Tabela 1. Áreas necessárias para os Wetlands Construídos de Sistema Francês para os estudos de caso.

CAMPINAS	SÃO PAULO
Áreas	
1º Estágio (3 tanques)	1º Estágio (3 tanques)
1348,80 m^2	814,80 m^2
2º Estágio (2 tanques)	2º Estágio (2 tanques)
1344,80 m^2	814,80 m^2
Total com acréscimo de 40% para apoio	Total com acréscimo de 40% para apoio
3771,04 m^2	2281,44 m^2

As Figuras 1 a 3 ilustram os passos metodológicos de investigação do número de edificações, delimitação de áreas livres e representação dos ensaios de implantação dos sistemas, sendo, no caso de Campinas, organizados em um só local e, no caso de São Paulo, em vários locais, distribuídos conforme as áreas disponíveis.

Figura 1. Direita: Imagem aérea destacando as habitações atendidas, lindeiras ao Ribeirão Anhumas, Campinas, SP. Esquerda: Fotografia ilustrativa caracterizando a vulnerabilidade da ocupação.



Fonte: Autoral. Esquerda, sobre imagem aérea da plataforma Google Earth.

Figura 2. Ensaio de implantação de *Wetlands* Construídos de Sistema Francês em ocupação ao longo do Ribeirão Anhumas, Campinas, SP. Direita: em planta; Esquerda: em corte.



Fonte: Autoral. Esquerda, sobre imagem aérea da plataforma Google Earth.



Figura 3. Etapas metodológicas para implantação de *Wetlands* Construído de Sistema Francês em ocupação no entorno de córrego no Fundão do Jardim Ângela, São Paulo, SP. Esquerda: Quantificação das residências. Centro: Quantificação de vazios existentes. Direita: Ensaio de implantação nos vazios existentes.



Fonte: Autoral, sobre imagem aérea da plataforma Google Earth.

4. CONCLUSÃO

Articulada ao campo do Urbanismo, a pesquisa buscou evidenciar possibilidades de implantação de *Wetlands* Construídos de Sistema Francês, para provimento de tratamento imediato de esgotos sanitários em áreas periféricas urbanas vulneráveis, desprovidas de infraestruturas, como solução para qualificação da paisagem e promoção de benefícios humanos e ecossistêmicos, considerando o déficit de saneamento, mesmo em metrópoles com elevado PIB. Embora não tenham sido realizadas estimativas de custos para as instalações, a literatura apresenta sua redução em relação aos sistemas tradicionais centralizados, especialmente relativos a manutenção, salientando-se a maior facilidade da execução dos sistemas de *wetlands* construídos descentralizados, nos territórios estudos de caso, passíveis de promover o engajamento da população local em processos participativos e pedagógicos, que podem se replicar por meio de políticas públicas e iniciativas comunitárias.



5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Associação Brasileira de Normas Técnicas (1993). NBR 7229. Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. ABNT.

Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997). NBR 13969. Tanques Sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final de efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. ABNT.

Constituição da República Federativa do Brasil de 1988 (2016). Texto constitucional promulgado em 5 de outubro de 1988, com as alterações determinadas pelas Emendas Constitucionais de Revisão nos 1 a 6/94, pelas Emendas Constitucionais nos 1/92 a 91/2016 e pelo Decreto Legislativo no 186/2008 (2016). Coordenação de Edições Técnicas. https://www2.senado.leg.br/bdsf/bitstream/handle/id/518231/CF88_Livro_EC91_2016.pdf

Fundação Nacional de Saúde (2010). Impactos na saúde e no sistema único de saúde decorrentes de agravos relacionados a um saneamento ambiental inadequado. FUNASA. <https://repositorio.funasa.gov.br/bitstream/handle/123456789/593/Impactos%20na%20Saude%20e%20no%20sistema%20unico%20de%20saude.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

International Union for Conservation of Nature (2016). Nature-based Solutions to address global society changes. IUCN.

Laboratório de Habitação e Assentamentos Humanos (2003). Plano de Ação Habitacional e Urbano: Diagnóstico Jardim Ângela. FAUUSP. https://labhab.fau.usp.br/wp-content/uploads/2018/01/plano_acaohaburb_diagnostico_jdangela.pdf

Lei nº 12.233, de 16 de janeiro de 2006 (2006, 16 de janeiro). (Última atualização: Lei nº 17.800, de 17/10/2023). Define a Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Bacia Hidrográfica do Guarapiranga. <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2006/lei-12233-16.01.2006.html>



Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 (2012, 25 de maio). Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm

Lei no 14.026, de 15 de julho de 2020 (2020, 15 de julho). Atualiza o marco legal de saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento, a Lei nº 10.768, de 19 de novembro de 2003, para alterar o nome e as atribuições do cargo de Especialista em Recursos Hídricos, a Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005, para vedar a prestação por contrato de programa dos serviços públicos de que trata o art. 175 da Constituição Federal, a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, para aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no País, a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, para tratar dos prazos para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, a Lei nº 13.089, de 12 de janeiro de 2015 (Estatuto da Metrópole), para estender seu âmbito de aplicação às microrregiões, e a Lei nº 13.529, de 4 de dezembro de 2017, para autorizar a União a participar de fundo com a finalidade exclusiva de financiar serviços técnicos especializados. <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/lei-n-14.026-de-15-de-julhode-2020-267035421>

Lei nº 14.285, de 29 de dezembro de 2021 (2021, 29 de dezembro). Altera as Leis nos 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, 11.952, de 25 de junho de 2009, que dispõe sobre regularização fundiária em terras da União, e 6.766, de 19 de dezembro de 1979, que dispõe sobre o parcelamento do solo urbano, para dispor sobre as áreas de preservação permanente no entorno de cursos d'água em áreas urbanas consolidadas. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2021/Lei/L14285.htm#art2

Luciani, M., & Luz, V. S. (2022). Soluções baseadas na Natureza. In Trani, E., & Luciani, M. (Orgs.). Instrumentos de planejamento, licenciamento e gestão ambiental no Estado de São Paulo:

Caderno de apoio para profissionais (pp.199-216). CETESB.
<http://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br>

Secretaria Municipal de Habitação (2011). Plano Municipal de Habitação de Campinas. Prefeitura Municipal de Campinas. <https://www.campinas.sp.gov.br/governo/habitacao/plano-habitacao.php>

Secretaria Nacional de Saneamento (2020). Sistema Nacional de Informações Sanitárias. 25º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2019. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Regional. http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2019/Diagn%C3%B3stico_SNIS_AE_2019_Rpublicacao_31032021.pdf

Sperling, M. von, & Sezerino, P. H. (2018). Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. Documento de consenso entre pesquisadores e praticantes. Boletim Wetlands Brasil, GESAD, UFSC, Ed. Especial. <https://gesad.paginas.ufsc.br/files/2019/05/Boletim-Wetlands-Brasil-Edição-Especial-Dimensionamento-de-Wetlands-Construídos-no-Brasil-von-Sperling-Sezerino-2018-3.pdf>

TRATAMIENTO DE VINAZAS TEQUILERAS MEDIANTE DOS TIPOS DE HUMEDALES DE TRATAMIENTO A ESCALA PILOTO: PARÁMETROS RELACIONADOS CON LA MATERIA ORGÁNICA

Florentina Zurita Martínez*

Centro de Investigación en Calidad Ambiental, Centro Universitario de la Ciénega. Universidad de Guadalajara. Ocotlán, Jalisco, México.

florentina.zurita@academicos.udg.mx

Arturo Montoya Chávez, Allan Tejeda Ortega, Alberto J. Valencia Botín, Anderson A. Ramírez Ramírez

Centro de Investigación en Calidad Ambiental, Centro Universitario de la Ciénega. Universidad de Guadalajara. Ocotlán, Jalisco, México.

arturo.montoya@academicos.udg.mx, allan.tejeda@academicos.udg.mx,
anderson.ramirez@academicos.udg.mx

RESUMEN

Se evaluaron dos tipos de humedales construidos (HC) a escala piloto para el tratamiento de vinazas tequileras: humedales subsuperficiales de flujo horizontal (HSSFH) y humedales verticales de flujo ascendente (HVFA). Los sistemas se monitorearon durante 5 meses (cada dos semanas), durante los cuales se alimentaron con vinazas sometidas a sedimentación y neutralización únicamente. Previamente, los sistemas se alimentaron con agua residual doméstica (ARD) por 5 meses y por 11 meses con vinazas diluidas con ARD. Los parámetros monitoreados fueron la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), los sólidos suspendidos totales (SST), el color aparente (CA), el color verdadero (CV), turbiedad y fenoles totales. Se alcanzaron remociones de 96,0%, 99,7%, 94,0%, 82,3%, 64,2%, 99,0% y 99,5%, de DQO, DBO, SST, CA, CV, turbiedad y fenoles totales, respectivamente en los HSSFH; mientras que en los HVFA se alcanzaron eficiencias de 95,8%, 99,7%, 94,0%, 82,6%, 65,9%, 99,1% y 99,5%, respectivamente. Las elevadas eficiencias de remoción de los contaminantes relacionados con el contenido de materia orgánica indican que en los dos tipos de HC se logró el desarrollo de comunidades microbianas adaptadas a las vinazas tequileras, como resultado de la alimentación previa con ARD e incremento gradual en el porcentaje de vinazas.

Palabras claves: Humedales subsuperficiales de flujo horizontal, humedales verticales de flujo ascendente, demanda química de oxígeno, color verdadero, fenoles totales

1. INTRODUCCIÓN

Las vinazas tequileras son el efluente líquido generado en la industria tequilera, principalmente durante el proceso de destilación para la obtención del tequila, una bebida icónica de México. La producción de tequila tiene denominación de origen (DO), lo que significa que sólo se puede producir en lugares con climas muy específicos para que la bebida tenga las características organolépticas que la distinguen. La mayor producción de tequila se realiza en el estado de Jalisco, por lo que es el estado con los mayores desafíos para gestionar adecuadamente las vinazas.

Las vinazas se caracterizan por tener un alto contenido de materia orgánica (con valores hasta de 100 g/L), sólidos disueltos, sólidos en suspensión, valores de pH ácidos (3,5 - 4), etc.; pero sobre todo son efluentes que se distinguen por ser de un color café-rojizo característico, debido a la presencia de melanoidinas que se forman durante el proceso de cocción del agave (Zurita et al., 2022). En general, por sus características fisicoquímicas, el tratamiento de las vinazas es complejo y costoso; en especial para los micro y pequeños generadores, lo que ha propiciado que opten por desechar las vinazas en suelos o cuerpos de agua, con los consecuentes impactos indeseables.

Por lo anterior, en este estudio se evaluaron dos tipos de humedales construidos para el tratamiento de vinazas tequileras, para conocer sus eficiencias con el objetivo último de generar tecnologías alternativas que puedan ser utilizadas en las industrias micro y pequeñas.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Se evaluaron dos tipos de humedales construidos por duplicado: humedales subsuperficiales de flujo horizontal (HSSFH) y humedales verticales de flujo ascendente (HVFA)

que se construyeron con fibra de vidrio. Las dimensiones de los HSSFH fueron 125 cm de largo, 110 cm de alto y 50 cm de ancho, mientras que las dimensiones de los HVFA fueron 50 cm de largo, 110 cm de alto y 50 cm. Las celdas se llenaron con roca volcánica (tezontle) como medio filtrante con un tamaño entre 2 a 4 cm de diámetro. Además, se colocó roca volcánica gruesa (de 6 a 8 cm de diámetro) en las entradas y salidas de ambos tipos de HC. En los HSSFH se plantaron y distribuyeron aleatoriamente cuatro individuos de *Arundo donax* y cuatro individuos de *Iris sibirica* y en los HVFA se plantaron un individuo de *Arundo donax* y dos individuos de *Iris sibirica*. La vinaza que se utilizó para el estudio, se sometió a un proceso de sedimentación y neutralización con cal (CaO). Los HSSFH operaron con un caudal de 10 L/d y los HVFA, con un caudal de 5 L/d.

Durante 5 semanas, los HC se alimentaron con agua residual doméstica. Posteriormente, durante 11 meses, tomando como base la concentración de la DQO, la proporción de vinazas se incrementó gradualmente hasta alcanzar el 100% de vinazas. Finalmente, los sistemas se alimentaron durante 5 meses con vinazas tequileras sin dilución.

En este documento se presentan los resultados obtenidos durante la etapa de alimentación de las vinazas tequileras sin dilución, durante la cual se evaluaron parámetros de calidad del agua cada 2 semanas. Los parámetros analizados en las muestras y que se discutirán son la demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), Sólidos Suspendedos Totales (SST), Color Verdadero (CV), Color Aparente (CA), turbiedad y fenoles totales. Cada uno de los parámetros se determinó de acuerdo con los Métodos Estándar para el Análisis de Aguas y Aguas Residuales (APHA, 2017).

Se utilizó un diseño de bloques aleatorizados para analizar la eficiencia de remoción de los contaminantes. Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) con el software Statgraphics Centurion XVI para verificar las diferencias entre los tratamientos (los dos tipos de HC), utilizando

un un nivel de significancia de $p = 0.05$. Cuando se observó una diferencia significativa entre los tratamientos, se realizaron comparaciones múltiples utilizando la prueba de diferencia mínima significativa para las diferencias entre medias.

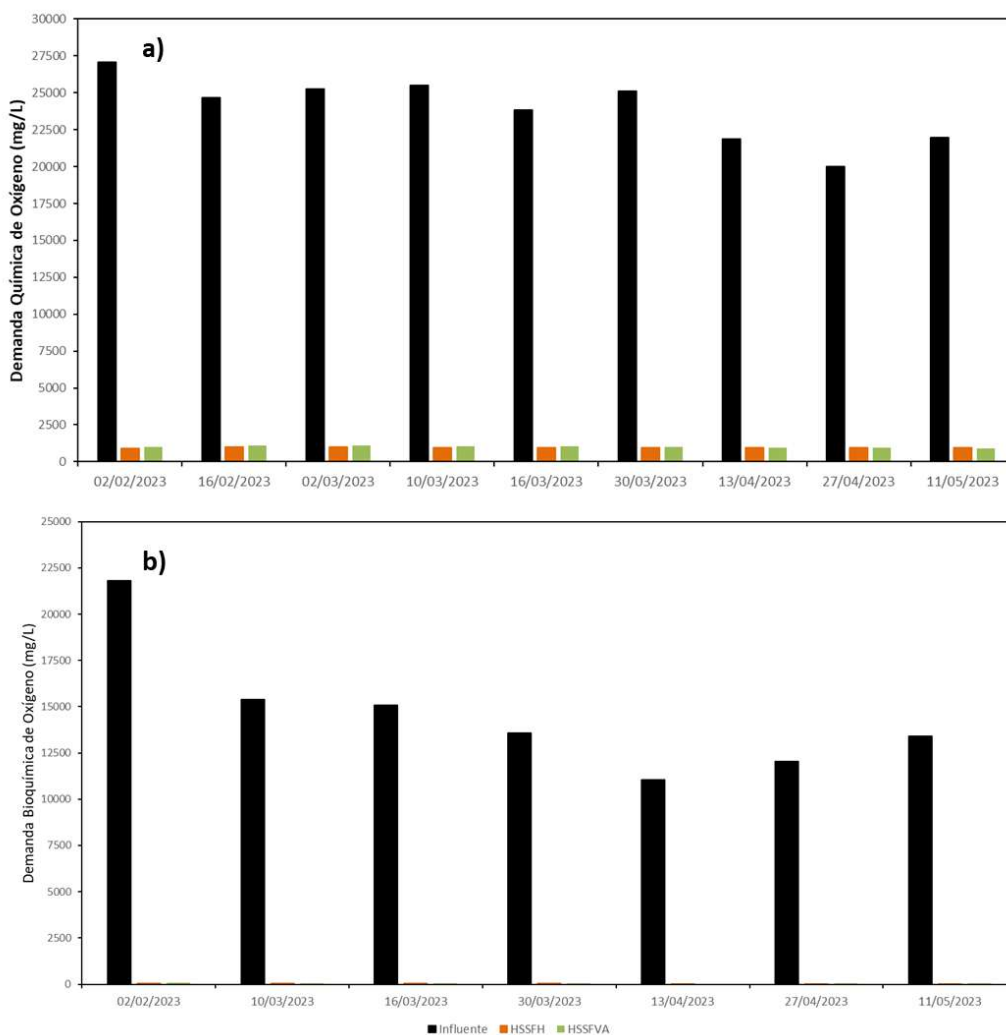
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La concentración de la DBO_5 y la DQO en el influente fueron en promedio de $23.912.2 \pm 2.221.6$ mg/L y $14.622.7 \pm 3.519.8$ mg/L, respectivamente (Figura 1). Ambos parámetros se redujeron de manera significativa en los dos tipos de humedales ($p < 0.05$). La DQO se redujo a 955.1 ± 32.9 mg/L y 1009 ± 68.8 mg/L en los HSSFH y HFVA, respectivamente. De esta manera, las eficiencias de remoción fueron muy similares en los dos tipos de sistemas, siendo de 96% y 95.8%, respectivamente. Respecto a la DBO, las concentraciones se redujeron a 38.6 ± 7.4 mg/L y 48.6 ± 12.4 mg/L en los HSSFH y HVFA, respectivamente; alcanzándose eficiencias de remoción del 99.7% en los dos tipos de humedales. Tales eficiencias son excepcionalmente elevadas, lo que refleja la capacidad de los HC para ser utilizados como tratamiento secundario en el tratamiento de efluentes altamente contaminados como los efluentes de destilería (Zurita & Vymazal, 2023). Es importante recalcar que tales resultados fueron posibles debido a la alimentación previa de los sistemas con agua residual doméstica y vinaza diluida, lo que permitió el desarrollo de una comunidad microbiana capaz de resistir la toxicidad característica de las vinazas (Montoya et al., 2023).

Respecto a los SST, las concentraciones en el influente variaron entre 250 mg/L y 889 mg/L (Figura 2); valores relativamente bajos debido al proceso de sedimentación al que se sujetaron las vinazas (Montoya et al., 2023). Las remociones que se lograron fueron de 94% en los dos tipos de sistemas, alcanzándose concentraciones promedio de 27 y 26 mg/L en los HSSF y HVFA, respectivamente. Por la materia prima utilizada durante el proceso de producción del tequila, los SST son de naturaleza orgánica, por lo que probablemente no sólo se removieron por

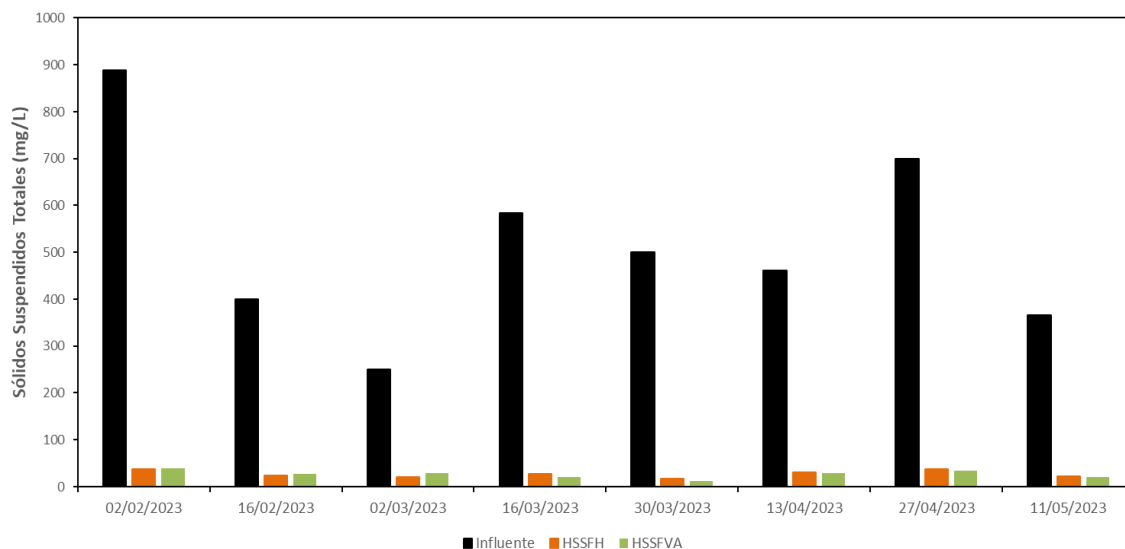
mecanismos físicos como la sedimentación o filtración, sino también por los procesos de biodegradación de los microorganismos que se adaptaron a las vinazas.

Figura 1. Remoción de materia orgánica medida como DQO (a) y DBO (b) en vinazas tequileras presedimentadas y neutralizadas, en HSSFH y HVFA.



Fuente: Autoría propia

Figura 2. Remoción de SST de vinazas tequileras mediante HSSFH y HSSFV.



Fuente: Autoría propia (2024)

Por otra parte, el color es una característica distintiva de las vinazas tequileras que limita su reúso aún después de tratamientos como la digestión anaerobia. El color es el parámetro que permite identificar con mayor facilidad un cuerpo de agua que se está utilizando como sitio de descarga de vinazas (Tejeda et al., 2023). Los resultados obtenidos sobre el color aparente (CA) y color verdadero (CV) se muestran en la Tabla 1. Respecto al CA, los porcentajes de reducción fueron de 82.3 y 82.6 %, sin diferencia significativa entre ellos ($p < 0,5$). Respecto al CV, las remociones fueron de 64.2% y 65.9 %, respectivamente. A pesar de las eficiencias alcanzadas en los sistemas, debido a la elevada concentración de color, se requieren etapas adicionales de tratamiento para incrementar la remoción de color (Zurita et al., 2024).

Tabla 1. Otros parámetros relacionados con el contenido de materia orgánica en las vinazas tequileras.

		HSSFH	HVFA
	Entrada	Salida	Salida
Color aparente	12.800 ± 5620	2.266,0 ± 59.3	2.224,3 ± 174,9
Color verdadero	5793,8 ± 3111,7	2074,8 ± 140.3	1975.6 ± 181.1
Fenoles totales	9,95 ± 2,42	0.1 ± 0.02	0.09 ± 0.03
Turbiedad	2.303,0 ± 826,7	11,8 ± 4,8	11,4 ± 4,4

Fuente: Autoría propia (2024).

Por otra parte, la reducción de la turbiedad, muy relacionada con el contenido de sólidos suspendidos, se logró en más del 99% en los dos sistemas. Respecto a los fenoles totales (Tabla 1), similar a la DBO, la remoción en los dos tipos de sistemas fue de 99%. Estos resultados son muy superiores a los reportados (Arreola et al., 2020) quienes lograron una remoción de 89.7% con una combinación de coagulación- floculación y fotocátalisis heterogénea con nanopartículas de dióxido de titanio, a partir de una concentración de 2.72 mg/L. Los fenoles son los compuestos responsables de la toxicidad de las vinazas tequileras.

4. CONCLUSIÓN

Los dos tipos de HC (HSSFH y HVFA) fueron muy eficientes para la remoción de aquellos contaminantes de mayor preocupación en las vinazas tequileras relacionados con el contenido de materia orgánica, es decir, la DBO₅, DQO, SST, color, turbiedad y fenoles. Para algunos parámetros como la DBO₅, la turbiedad y los fenoles totales, la remoción fue superior al 99%. Estos resultados fueron posible debido probablemente al desarrollo de microorganismos capaces de resistir las características fisicoquímicas de las vinazas tequileras, como resultado de la alimentación previa de los sistemas con aguas residuales domésticas y vinazas diluidas.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arreola, A. R., Tizapa, M. S., Zurita, F., Morán-Lázaro, J. P., Valderrama, R. C., Rodríguez-López, J. L., & Carreon-Alvarez, A. (2020). Treatment of tequila vinasse and elimination of phenol by coagulation–flocculation process coupled with heterogeneous photocatalysis using titanium dioxide nanoparticles. *Environmental Technology*, 41(8), 1023-1033.
- Montoya, A., Tejeda, A., Sulbarán-Rangel, B., & Zurita, F. (2023). Treatment of tequila vinasse mixed with domestic wastewater in two types of constructed wetlands. *Water Science & Technology*, 87(12), 3072-3082.
- Tejeda, A., Montoya, A., Sulbarán-Rangel, B., & Zurita, F. (2023). Possible pollution of surface water bodies with tequila vinasses. *Water*, 15(21), 3773.
- Zurita, F., Tejeda, A., Montoya, A., Carrillo, I., Sulbarán-Rangel, B., & Carreón-Álvarez, A. (2022). Generation of tequila vinasses, characterization, current disposal practices and study cases of disposal methods. *Water*, 14(9), 1395.
- Zurita, F., Tejeda, A., Ramirez-Ramirez, A., & Montoya, A. (2024). Integration of Coagulation–flocculation (with Natural Coagulant) to Constructed Wetlands for Color Removal from Tequila Vinasses. *Water*, 16(21), 3151.
- Zurita, F., & Vymazal, J. (2023). Opportunities and challenges of using constructed wetlands for the treatment of high-strength distillery effluents: A review. *Ecological Engineering*, 196, 107097. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.107097>

TRATAMIENTO DE AGUAS MIXTAS CON HUMEDALES VERTICALES EN CHILE: RESULTADOS DEL PRIMER PERIODO DE OPERACIÓN

Ismael L. Vera-Puerto^{1*}

¹Universidad Católica del Maule, Talca – Región del Maule, Chile

ivera@ucm.cl

Gianfranco Moris¹, Hugo Valdés¹, Marco Quiroz¹, Francisco Encina², Pascal Molle³, Miguel Martín-Monerris⁴, Carmen Hernández-Crespo⁴, Carlos A. Arias⁵

² Universidad Católica de Temuco, Temuco-Chile; ³INRAE – REVERSAAL Research Unit, Villeurbanne-Francia; ⁴Universitat Politècnica de València, Valencia-España; ⁵Aarhus University, Aarhus-Dinamarca

RESUMEN

El objetivo de este trabajo es presentar la información recopilada del primer período de funcionamiento de un sistema de humedales verticales para el tratamiento del agua mixta. Para esto, se implementó una planta experimental en el sur de Chile operada para tres caudales unitarios de salida. Los resultados mostraron que el sistema presentó eliminaciones promedio superiores al 70%, para sólidos y materia orgánica, sin modificación importante del pH, para los tres caudales evaluados. Respecto a los nutrientes, se eliminó nitrógeno y fósforo, eliminación asociada a condiciones especiales del sistema experimental, como el largo tiempo de operación (72 h) y al medio de soporte, y sólo con algunas reducciones al caudal de prueba más alto. Respecto a patógenos, la eliminación es baja (menor a una unidad logarítmica), mostrando que se necesita una desinfección posterior. Así, los resultados de este primer período de operación son prometedores, y muestran, la potencialidad del sistema propuesto para tratar las aguas mixtas en el sur de Chile.

Palabras claves: aguas mixtas, Chile, flujo vertical, materia orgánica.

1. INTRODUCCIÓN

En Chile, de acuerdo a la legislación vigente, los alcantarillados deben ser separativos (SISS, 2021). Sin embargo, el desarrollo de los alcantarillados pluviales no ha crecido a la misma

tasa de crecimiento de las ciudades y, por tanto, los alcantarillados sanitarios han tenido que manejar parte del agua de escorrentía. Este problema es más crítico en la parte centro-sur del país, donde las precipitaciones son las más altas del territorio nacional, con algunos lugares por sobre 1.000 mm/año (MOP, 2016). La compañía Suralis (operador en el sur de Chile) ha detectado a escala anual, una diferencia de hasta el doble, entre el volumen de agua producida y el volumen de agua que llega a las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) (WSP, 2020). Diferentes factores pueden asociarse a esta diferencia, pero un aporte importante se explica por el agua de escorrentía. Actualmente, para mantener el funcionamiento de las redes de alcantarillado sanitario y las PTAR, cuando el caudal de agua excede la capacidad de diseño, la regulación nacional permite descargas sin tratamiento desde los vertederos de excesos y por un período máximo de 72 h. Estas descargas que son una mezcla de agua residual doméstica/municipal con agua de escorrentía, recibe el nombre de agua mixta (AM). La tendencia a futuro, como consecuencia del cambio climático, será un incremento de la cantidad de eventos de tormenta intensos en cortos períodos de tiempo, lo que traería consigo el aumento de uso de los vertederos de excesos, y por tanto, que más AM sin tratar, llegue a los cuerpos de agua. Particularmente en la zona centro-sur de Chile, los cuerpos de agua como ríos y lagos, tienen una importancia turística, por lo que es indispensable protegerlos. Alternativas sustentables para el tratamiento de agua mixta han sido propuestas, siendo los humedales construidos (HC) una solución interesante por explorar (Rizzo et al., 2020). A pesar del crecimiento en la implementación de HC en Chile, su aplicación específica para tratar agua mixta no ha sido aun explorada. Por tanto, tomando en cuenta lo anterior, el objetivo de este trabajo es presentar los resultados de la primera fase de funcionamiento de un HC de flujo vertical (FV) aplicado al tratamiento del agua mixta, siendo estos resultados, pioneros para Chile y Latinoamérica.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Sistema experimental. El trabajo de investigación se desarrollo en la estación experimental para tratar AM localizada al interior de la PTAR de la localidad de Purranque en el sur de Chile ($40^{\circ}54'33''S$; $73^{\circ}10'57''W$). La estación experimental estuvo compuesta por tres HC de FV. Cada uno de los tres HC-FV tiene una superficie de $5,76 \text{ m}^2$, para un total entre los tres, de $17,28 \text{ m}^2$. Todos los HC-FV presentan una profundidad de 1,9 m, distribuidos así (arriba hacia abajo): 0,8 m, de los cuales, 0,5 es el volumen de almacenamiento de AM y 0,3 m, como borde libre; en la base, se instaló una capa de 0,2 m de grava ($\emptyset$, 19 mm) y seguidamente, una capa de arena de 0,6 m (d_{10} , 0,4 mm; d_{60} , 2,5 mm; CU, 6,2), para finalmente, tener una capa de grava ($\emptyset$, 19 mm) de 0,3 m. La especie de planta *Schoenoplectus americanus* fue plantada en los HC-FV.

Estrategia operacional y de monitoreo. Los HC-FV fueron alimentados en paralelo pero de forma secuencial. Un primer HC-FV fue alimentado por AM durante 20 minutos (tasa hidráulica, aproximadamente, $25 \text{ L}/(\text{min} \cdot \text{m}^2)$). Luego, el AM percoló a través del HC-FV hasta su vaciado completo. Posteriormente, el segundo HC-FV fue alimentado, percolando el AM hasta su vaciado, para continuar la alimentación y vaciado del tercer HC-FV, y luego, retornar al primer HC-FV que se alimentó. Este ciclo fue repetido por 72 h. El período de 72 h fue seleccionado para simular eventos extensos de operación y en línea con el período permitido por las autoridades chilenas. Se realizaron un total de 9 campañas de monitoreo que se resumen en la Tabla 1. En la Tabla 1 se muestra también que se experimentaron tres caudales unitarios de salida.

Tabla 1. Campañas de monitoreo realizadas para tartar AM basada en HC-FV.

Campaña	Fecha	Tasa de salida	Duración del Ciclo para cada HC-FV
1	Ago. 7-10 / 2023	Qmed	6 h
2	Ago. 21-24 / 2023	Qmed	6 h
3	Sep. 04-07 / 2023	Qmin	16 h
4	Sep. 25-28 / 2023	Qmin	16 h
5	Oct. 09-12 / 2023	Qmed	6 h
6	Abr. 01-04 / 2024	Qmin	16 h
7	Abr. 15-18 / 2024	Qmax	6 h
8	May. 06-09 / 2024	Qmax	6 h
9	May. 27-30 / 2024	Qmax	6 h

Nota: La duración del ciclo incluye el tiempo de bombeo, alimentación y filtración. Caudales unitarios: $Q_{min} = 0.01 \text{ L/(s} \cdot \text{m}^2\text{)}$; $Q_{med} = 0.03 \text{ L/(s} \cdot \text{m}^2\text{)}$; $Q_{max} = 0.05 \text{ L/(s} \cdot \text{m}^2\text{)}$. Fuente: elaboración propia.

En cada campaña de monitoreo se tomaron muestras puntuales cada 24 h empezando a las 0-2 h y finalizando en la 72 h de operación. Los parámetros de calidad del agua medidos fueron pH, sólidos suspendidos totales (SST), demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT) y *E. Coli*. Los análisis de calidad del agua fueron realizados en el Laboratorio de Calidad del Agua de la Universidad Católica del Maule (Talca, Chile) siguiendo procedimientos similares a los de Vera-Puerto et al. (2021).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Afluente. Las características del afluente se muestran en la Tabla 2. Los valores de la Tabla 2 son similares a Masi et al. (2023) pero ligeramente superiores a los reportados por Tondera et al. (2019a). En el caso de Tondera et al. (2019a), la diferencia se explica, ya que ese reporte, se basa en los sistemas alemanes que emplean un tanque de sedimentación previo a la descarga al humedal, diferente del sistema experimental de este trabajo, donde el tanque utilizado, es sólo un tanque de carga.

Tabla 2. Características del agua mixta afluente (n=12)

Parámetro	Unidad	Qmin	Qmed	Qmax
pH	-	7,2 ± 0,6	7,3 ± 0,3	6,9 ± 0,6
SST	mg/L	231 ± 232	160 ± 120	239 ± 168
DBO ₅	mg/L	185 ± 168	118 ± 54	246 ± 137
DQO	mg/L	397 ± 378	356 ± 160	512 ± 248
NT	mg/L	32 ± 18	37 ± 18	51 ± 10
PT	mg/L	7,5 ± 4,3	8,7 ± 2,4	12,0 ± 9,2
E. Coli	Log NMP/100ml	6,8 ± 0,4	6,5 ± 0,6	6,8 ± 0,7

Qmin= 0.01 L/(s*m²); Qmed =0.03 L/(s*m²); Qmax = 0.05; L/(s*m²). Fuente: Vera-Puerto et al. (2025)

3.2 Efluente. La Tabla 3 muestra las características globales del efluente para las 72 h monitoreadas. En cuanto al pH y los sólidos, la Tabla 3 muestra que, para el pH, existe similitud entre los caudales evaluados, con una reducción de máximo 1,0 unidad respecto al afluente. Esta reducción es esperada en HC-FV como consecuencia del proceso de nitrificación (Vera-Puerto et al., 2021). En cuanto a los SST, también los tres caudales presentan resultados similares, con valores medios bajo de 40 mg/L y eficiencias de eliminación superiores al 70%. Este resultados son acordes a lo esperado para HC-FV aplicados al tratamiento del AM (Rizzo et al., 2020).

3.2.1. Materia orgánica. Los mejores resultados de concentración efluente se obtuvieron para el Qmed, mientras que, respecto a la eficiencia de eliminación, los tres caudales presentan similitud, con valores medios oscilando entre 65 y 80% (Tabla 3). Esta eficiencias de eliminación son acordes a lo reportado para HC-FV aplicados al manejo del agua mixta (Pálffy et al., 2017; Rizzo et al., 2020).

Tabla 3. Concentración efluente y eficiencia de eliminación (números en parentésis, %) para los parametros de calidad del agua evaluados (n=12)

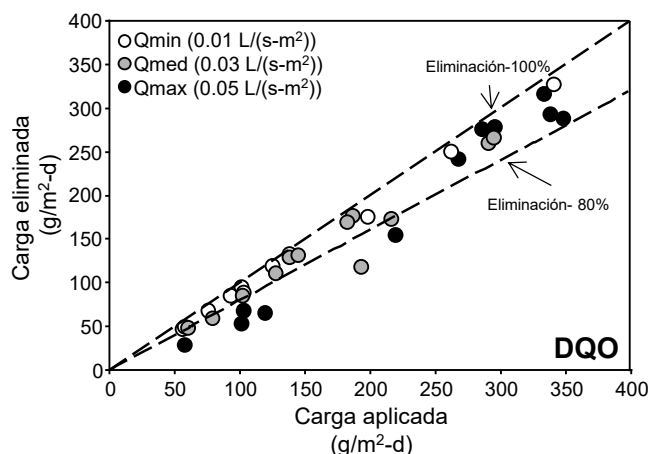
Parámetro	Unidad	Qmin	Qmed	Qmax
pH	-	6,7 ± 0.4	6,7 ± 0.5	6,7 ± 0.4
SST	mg/L	20 ± 14 (89 ± 7)	15 ± 11 (83 ± 24)	28 ± 15 (73 ± 28)
DBO ₅	mg/L	43 ± 42 (78 ± 11)	25 ± 17 (75 ± 18)	68 ± 39 (68 ± 31)
DQO	mg/L	77 ± 43 (78 ± 11)	60 ± 45 (82 ± 11)	92 ± 51 (75 ± 21)
NT	mg/L	23 ± 17 (55 ± 26)	19 ± 23 (62 ± 26)	30 ± 20 (53 ± 24)
PT	mg/L	3,0 ± 4,0 (85 ± 10)	1,5 ± 1,2 (81 ± 14)	4,6 ± 3,1 (59 ± 34)
E. Coli	Log ₁₀ NMP/100ml	5,9 ± 0,7 (0,9 ± 0,5)	5,8 ± 0,6 (0,7 ± 0,4)	6,2 ± 0,6 (0,5 ± 0,4)

Qmin= 0.01 L/(s*m²); Qmed =0.03 L/(s*m²); Qmax = 0.05; L/(s*m²). Nota: en el caso de los E. Coli, la eliminación hace referencia a unidades eliminadas, no a porcentajes Fuente: Vera-Puerto et al. (2025)

La Figura 1 muestra la relación entre la carga aplicada y la carga removida para la DQO. La Figura 1 muestra una tendencia a eliminar más materia orgánica a medida que aumenta la carga aplicada, sin un valor limite para este trabajo. Una tendencia similar con los valores de carga, ha sido reportada por Portela et al. (2024). Por tanto, los resultados de este trabajo demuestran que el sistema propuesto podría aceptar cargas de hasta 350 gDQO/(m²-d) para obtener eficiencias de eliminación por sobre el 80%, para cualquiera de los tres caudales evaluados, pero este valor, estaría limitado, por ser el valor máximo experimentado durante este primer período de operación.

3.2.2. Nutrientes. Para el NT, la Tabla 1 muestra que durante las 72 h de operación, se presenta eliminación de NT. Vera-Puerto et al. (2025) discutió que la eliminación de NT se produce en este sistema como consecuencia de la generación conjunta de condiciones aerobias (primeras 48 h) y de condiciones anóxicas (después de las 48 h), condiciones que se necesitan para el proceso de eliminación de NT. Este hecho se presentaría indiferente el caudal unitario trabajado, aunque los resultados en términos de concentración, mostrarían que el valor más bajo de NT, se asociaría al Qmed.

Figura 1. Relación entre carga aplicada y carga eliminada para la DQO. Fuente: Vera-Puerto et al. (2025)



Respecto al PT, la Tabla 1 muestra eficiencias de eliminación superiores al 80% para el Qmin y Qmed, y de 60% para Qmax. Estos valores podrían considerarse altos, dado que para HC-FV aplicados al tratamiento del agua mixta, la eliminación de PT esperable oscilaría entre 15 y 50% (Pálffy et al., 2017; Tondera et al., 2019). Vera-Puerto et al. (2025) explicó que la alta eliminación de PT se justifica por el contenido de Ca (cerca del 7%) de la arena empleada como medio principal del sistema experimental. Además, estos autores exponen, que la diferencia entre el Qmax y los otros dos caudales, se explicaría por el tiempo de retención (que se asocia al tiempo del ciclo completo, Tabla 1), indicando que un menor tiempo de retención asociado al Qmax, reduciría en un 20% en promedio la capacidad de eliminación de PT del sistema (proceso

de adsorción). Cualquiera que sea el caudal de trabajo, es importante señalar, que el mecanismo de adsorción, que se asume como el principal para este sistema, es finito, y por tanto, es de esperarse que con el tiempo las eficiencias de eliminación de PT se reduzcan.

3.2.3 Patógenos. La Tabla 1 muestra una eliminación inferior promedio a 1,0 Log-uni para los tres caudales unitarios evaluados, con valores efluentes de alrededor de 6 Log-uni. Particularmente en los HC-FV aplicados al manejo del agua mixta, se ha establecido que el mecanismo de eliminación sería la adsorción biótica y posterior degradación (Tondera et al., 2019b). Así, al no existir otros mecanismos como predación, sedimentación, muerte natural, o filtración mecánica, se explican la baja capacidad de eliminación de patógenos. Esto se condice con estudios previos (Tondera et al., 2019b), sugiriendo la necesidad de desinfección posterior al paso por el HC-FV y previo a la descarga de un cuerpo natural.

4. CONCLUSIÓN

El sistema de HC-FV propuesto en este trabajo para el tratamiento del agua mixta, operado en paralelo y alimentado de forma secuencial, fue efectivo en la eliminación de sólidos, materia orgánica y nutrientes, para los tres caudales unitarios evaluados, durante el período de operación de 72 h. En el caso de los nutrientes, la eliminación de nitrógeno y fósforo, si bien, fue efectiva, debe ser tomada con cautela, ya que se mejora luego de 48 h, por lo que para operaciones de tiempo menores, podría verse afectada la eliminación de este parámetro. De igual forma, la eliminación de PT también debe ser vista con prudencia, dado lo argumentado respecto a la influencia del medio de soporte y su capacidad máxima. Pese a esto, los resultados de esta etapa de operación inicial son prometedores, ya que muestran el potencial de aplicación de los humedales de tipo vertical para mejorar la calidad del agua mixta, y de esta forma, proteger los cuerpos hídricos naturales del sur de Chile, así como también, servir como un punto de partida de implementación en Latinoamérica.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Masi, F., Sarti, C., Cincinelli, A., Bresciani, R., Martinuzzi, N., Bernasconi, M., & Rizzo, A. (2023). Constructed wetlands for the treatment of combined sewer overflow upstream of centralized wastewater treatment plants. *Ecological Engineering*, 193. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.107008>
- Ministerio de Obras Públicas de Chile (MOP), Atlas del Agua, Santiago, Chile, 2016. (<https://dga.mop.gob.cl/dgadocumentos/atlas2016parte1-17marzo2016b.pdf>).
- Pálffy, T. G., Gerodolle, M., Gourdon, R., Meyer, D., Troesch, S., & Molle, P. (2017). Performance assessment of a vertical flow constructed wetland treating unsettled combined sewer overflow. *Water Science and Technology*, 75(11), 2586–2597. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.126>
- Portela, D., Tondera, K., Troesch, S., & Molle, P. (2024). Impact of forced aeration on vertical flow treatment wetland performances for combined sewer overflow. *Ecological Engineering*, 208, 107359. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107359>
- Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS). Compendio de instrucciones y procedimientos para plantas de tratamiento de aguas servidas. Santiago, Chile, 2021.
- Tondera, K. (2019a). Evaluating the performance of constructed wetlands for the treatment of combined sewer overflows. *Ecological Engineering*, 137, 53–59. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.10.009>
- Tondera, K., Ruppelt, J. P., Pinnekamp, J., Kistemann, T., & Schreiber, C. (2019b). Reduction of micropollutants and bacteria in a constructed wetland for combined sewer overflow treatment after 7 and 10 years of operation. *Science of The Total Environment*, 651, 917–927. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.174>
- Vera-Puerto, I., Escobar, J., Rebolledo, F., Valenzuela, V., Olave, J., Tijero-Rojas, R., Correa, C., & Arias, C. (2021). Performance comparison of vertical flow treatment wetlands planted with the ornamental

plant *zantedeschia aethiopica* operated under arid and mediterranean climate conditions. *Water*, 13(11), 1478. <https://doi.org/10.3390/w13111478>

Vera-Puerto, I., Moris, G., Valdés, H., Quiroz, M., Encina, F., Molle, P., Martín-Monerris, M., Hernández-Crespo, C., & Arias, C. A. (2025). Implementation of an experimental vertical flow treatment wetland for combined sewer overflow in the south of Chile. *Journal of Water Process Engineering*, 72, 107484. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.107484>

WSP, 2020. Obras de Seguridad Ambiental en la Infraestructura Sanitaria de ESSAL S.A. Análisis técnico-legal. Informe realizado para ESSAL (Confidencial). 56 pp.

Agradecimientos. Este proyecto fue financiado por la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo de Chile (ANID) por la subvención código ANID/ID22110085. Además, los autores agradecen a María Salinas, Pascal Elgueta y Sebastián Saavedra, tesistas del proyecto de la Universidad Austral de Chile sede Puerto Montt, quienes apoyaron el trabajo de campo. Finalmente, los autores agradecen al proyecto ADSIDEO 22 entre la Universidad Politécnica de Valencia y la Universidad Católica del Maule, por cubrir algunos gastos que no fueron posibles de cubrir con la subvención principal, y por financiar la participación en este congreso.

HUMEDALES CONSTRUIDOS ORNAMENTALES CON PARTICIPACIÓN COMUNITARIA PARA EL MANEJO DE AGUAS RESIDUALES EN COMUNIDADES CAFETALERAS

Brenda Lizeth Monzón Reyes

¹Laboratorio De Humedales y Sustentabilidad Ambiental, División de Estudios de Posgrado e Investigación, Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico Superior de Misantla, Veracruz, México. blmonzonr@gmail.com

Ismael Leonardo Vera Puerto²; Luis Carlos Sandoval Herazo^{1, 3*}

² Centro de Innovación en Ingeniería Aplicada (CIIA), Departamento de Obras Civiles, Facultad de Ciencias de la Ingeniería, Universidad Católica del Maule, Talca, Chile. ivera@ucm.cl

³ Facultad de Ingeniería, Universidad de Sucre, Sincelejo 700001, Colombia
lcsandovalh@gmail.com

*Autor por correspondencia

RESUMEN

Los humedales construidos constituyen una alternativa efectiva para el tratamiento descentralizado de aguas residuales en zonas rurales, particularmente en contextos con limitaciones técnicas y financieras. Este estudio documenta la implementación y evaluación de un humedal construido ornamental y temático a escala real, desarrollado con participación comunitaria en una comunidad cafetalera del centro-norte de Veracruz, México. El sistema trata aguas residuales, compuestas por descargas domésticas y del procesamiento artesanal del café, fuente relevante de cafeína como contaminante emergente. El diseño fue cambiando por humedales FH + FS, ambas sembradas con especies ornamentales adaptadas, e integradas al paisaje y la identidad cultural local. El monitoreo se realizó durante un año, evaluando parámetros fisicoquímicos convencionales y cafeína, esta última mediante espectrofotometría UV-Visible. Se obtuvieron eficiencias de remoción del 92.7 % para DQO, 60.2 % para NT, 68.1 % para FT y 99.7 % para cafeína. El enfoque participativo favoreció la apropiación social del sistema y su incorporación en prácticas locales de gestión del agua, evidenciando su viabilidad como estrategia replicable en regiones cafetaleras rurales.

Palabras claves: Humedales construidos, escala real, cafeína, participación comunitaria.

1. INTRODUCCIÓN

El manejo de aguas residuales en comunidades rurales representa un desafío importante por la falta de infraestructura convencional y recursos financieros (Huang et al., 2021). Estas aguas, provenientes de actividades domésticas y agroindustriales, contienen contaminantes que afectan la salud humana y los ecosistemas. En regiones cafetaleras, pueden incluir cafeína, un contaminante emergente con impactos ambientales relevantes (Rattan et al., 2015). Los humedales construidos son una alternativa eficaz, económica y sostenible para el tratamiento descentralizado de aguas residuales, especialmente en contextos rurales (Moreira & Dias, 2020). Su bajo requerimiento operativo y capacidad de adaptación los hace adecuados para comunidades con limitaciones técnicas y sociales (Wang et al., 2018). Cuando se integran procesos de participación comunitaria, estos sistemas no solo mejoran su funcionalidad, sino también su sostenibilidad en el tiempo. Este trabajo tiene como objetivo documentar la implementación de un humedal construido ornamental y temático, desarrollado a escala real con participación comunitaria, para el tratamiento de aguas residuales domésticas y del procesamiento artesanal del café en una comunidad cafetalera del centro norte de Veracruz, México.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

EL estudio se realizó en la comunidad rural Salvador Díaz Mirón, Veracruz, México (Figura 1). Se construyó un humedal ornamental a escala real de flujo subsuperficial horizontal (FH) combinado con una celda de flujo superficial (FS), como tratamiento primario se integró un tanque sedimentador. Se seleccionaron especies de plantas ornamentales: *eichhornia crassipes*, *alocasia odora*, *hedychium coronarium*, *heliconia psittacorum* y *zantedeschia aethiopica*. Se estableció un proceso comunitario estructurado en tres etapas: 1) diagnóstico, sensibilización comunitaria y planificación del diseño, 2) construcción e implementación y monitoreo, y 3)

Apropiación, valoración social y gobernanza colaborativa. Las etapas fueron desarrolladas bajo un modelo de gobernanza colaborativa entre gobierno, academia y comunidad.

Figura 1. Ubicación del sitio de estudio



El humedal trata aguas residuales domiciliarias combinadas con las generadas en el procesamiento artesanal de café. Se evaluó el sistema entre noviembre de 2023 a octubre de 2024 de forma quincenal en el influente y efluente, y se evaluó Demanda Química de Oxígeno (DQO), Nitrógeno Total (NT), Fosforo Total (FT), pH y Cafeína, mediante métodos estandarizados (AWWA-WEF, 2005) y Espectrofotometría UV-Visible.

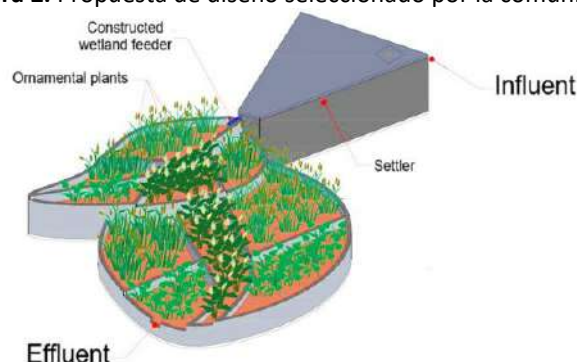
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Diagnostico, sensibilización comunitaria y planificación del diseño

En esta etapa se identificaron las problemáticas asociadas a la gestión de aguas residuales en la comunidad y del procesamiento de café. A través de reuniones comunitarias, encuestas y grupos focales se construyó un diagnostico sobre los impactos de los vestidos no tratados y la necesidad de la disposición de la comunidad para involucrarse en la gestión del sistema. Se integraron elementos funcionales, estéticos y simbólicos para la elección del diseño. Se definió

junto con el equipo técnico los elementos relacionados al café como simbolo de identidad local. Se diseño un humedal en forma de gráno de café como se muestra en la Figura 2.

Figura 2. Propuesta de diseño seleccionado por la comunidad



3.2 Construcción, implementación y monitoreo

Se integró la colaboración de gobierno, academia y comunidad. La academia brindó la asesoria tecnica e impartición de talleres. El gobierno facilitó la disposición de recursos económicos y la zona de construcción, por su parte la comunidad colaboró en mano de obra, disminuyendo los costos de implementación y operación. Se desarrolló un esquema de monitoreo de parámetros basicos de calidad del agua apegados al cumplimiento de normativa de descarga de agua residual en México (SEMARNAT, 2022). En la Tabla 1 se presentan los resultados del monitoreo de la calidad del agua en el primer año de evaluación.

Tabla 1. Resultados de parámetros evaluados bajo la Normativa Oficial Mexicana. NOM-001-SEMARNAT-2021. Promedio± Error. $n = 24$.

Parámetro	Unidad	Influyente	Efluyente	Valor promedio	Cumplimiento
pH	-	6.35	7.15	6-9	Cumple
DQO	mg/L	375.24± 11.14	27.052±5.22	150	Cumple
NT	mg/L	38.50±5.78	15.4±2.45	25	Cumple
FT	mg/L	18.55±1.47	5.92±2.60	15	Cumple
Cafeína	mg/L	38.85±8.14	0.008±0.001	NA	NA

Se encontraron eficiencias de 92.7 % para DQO, 60.2% para NT, 68.1% para FT y de 99.9% para Cafeína, estos resultados son contrastantes con Elfanssi et al. (2018). Los valores encontrados de cafeína en el influente fueron considerablemente mayores a los reportados por Li et al. (2013) y Herrera-Melián et al. (2023). Sin embargo las reportadas no integran las aguas del proceso de café, el proceso de fermentación puede alcanzar 388.6 ± 85.9 mg/L (Figueroa Campos et al., 2020).

3.3 Apropiación, valoración social y gobernanza colaborativa

Los resultados han sido documentados por la academia, el gobierno ha promovido el humedal como un modelo replicable para otras comunidades rurales. La comunidad por su parte ha impulsado actividades de sensibilización ambiental en escuelas, visitas guiadas destacando como un espacio educativo y recreativo.

4. CONCLUSIÓN

La remoción eficiente de contaminantes convencionales y cafeína en aguas residuales del procesamiento de café evidencia el potencial de los humedales construidos a escala real en contextos rurales. La participación comunitaria, aún poco explorada en este tipo de sistemas, resulta clave para optimizar su diseño, operación y apropiación, favoreciendo su sostenibilidad a largo plazo.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AWWA-WEF. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*.

Elfanssi, S., Ouazzani, N., Latrach, L., Hejjaj, A., & Mandi, L. (2018). Phytoremediation of domestic wastewater using a hybrid constructed wetland in mountainous rural area. *International Journal of Phytoremediation*, 20(1), 75–87. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1337067>

Figueroa Campos, G. A., Sagu, S. T., Saravia Celis, P., & Rawel, H. M. (2020). Comparison of Batch and

Continuous Wet-Processing of Coffee: Changes in the Main Compounds in Beans, By-Products and Wastewater. *Foods*, 9(8), 1135. <https://doi.org/10.3390/foods9081135>

Herrera-Melián, J. A., Guedes-Alonso, R., Tite-Lescano, J. C., Sosa-Ferrera, Z., & Santana-Rodríguez, J. J. (2023). Enhancing pharmaceutical removal in a full-scale constructed wetland with effluent recirculation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(6), 111167. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111167>

Huang, Y., Li, P., Li, H., Zhang, B., & He, Y. (2021). To centralize or to decentralize? A systematic framework for optimizing rural wastewater treatment planning. *Journal of Environmental Management*, 300, 113673. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113673>

Li, X., Zheng, W., & Kelly, W. R. (2013). Occurrence and removal of pharmaceutical and hormone contaminants in rural wastewater treatment lagoons. *Science of The Total Environment*, 445–446, 22–28. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.035>

Moreira, F. D., & Dias, E. H. O. (2020). Constructed wetlands applied in rural sanitation: A review. *Environmental Research*, 190, 110016. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110016>

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). NORMA Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, Establishing the Permissible Pollutant Limits for Wastewater Discharges into National Water Bodies. Diario Oficial de la Federación. 2022. Available online: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gsc.tab=0 (accessed on 13 March 2024).

Rattan, S., Parande, A. K., Nagaraju, V. D., & Ghiwari, G. K. (2015). A comprehensive review on utilization of wastewater from coffee processing. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(9), 6461–6472. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4079-5>

Wang, M., Zhang, D., Dong, J., & Tan, S. K. (2018). Application of constructed wetlands for treating agricultural runoff and agro-industrial wastewater: a review. *Hydrobiologia*, 805(1), 1–31.



<https://doi.org/10.1007/s10750-017-3315-z>

EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO DE HUMEDALES DE TRATAMIENTO PARA LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES UTILIZANDO TRES DIFERENTES ESPECIES DE MACRÓFITAS

Celeste Céspedes

Grupo de Investigación en Ciencia y Tecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Agrarias,
Universidad Nacional de Asunción, San Lorenzo, Paraguay

Osvaldo D. Frutos*

Grupo de Investigación en Ciencia y Tecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Agrarias,
Universidad Nacional de Asunción, San Lorenzo, Paraguay

*osvaldo.frutos@agr.una.py

Claudia Gómez

Grupo de Investigación en Ciencia y Tecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Agrarias,
Universidad Nacional de Asunción, San Lorenzo, Paraguay

Claudia.gomez@agr.una.py

RESUMEN

En este trabajo se determinó las eficiencias de operación de tres humedales de tratamiento de flujo horizontal subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales con tres especies de macrófitas: *Schoenoplectus californicus* (H1), *Typha domingensis* (totora) (H2) y *Cyperus giganteus* (piri) (H3). Se utilizó un preparado de agua residual sintética de condiciones similares al agua residual urbana. El agua residual sintética fue suministrada de forma continua de modo a mantener un tiempo de retención hidráulico teórico de 7 días. Para evaluar el desempeño de cada sistema, se analizó la demanda química de oxígeno (DQO), sólidos en suspensión totales (SST), nitrógeno amoniacal (NH_4^+), y ortofosfato (PO_4^{3-}) del afluente y efluente de cada uno de ellos. En general se encontró que la eficiencia de remoción de DQO para los humedales H1, H2 y H3 fue de 64; 65 y 79% respectivamente. La remoción de NH_4^+ fueron de 86, 86 y 93 % y en la remoción de PO_4^{3-} se obtuvieron los siguientes datos promedio 71, 75 y 89%. Los resultados reportados en este estudio sugieren que los humedales construidos de flujo subsuperficial

plantados con cualquiera de las plantas pueden remover efectivamente materia orgánica y nutrientes de las aguas residuales.

Palabras claves: Humedal de tratamiento, *Schoenoplectus californicus*, *Typha domingensis*, *Cyperus giganteus*.

1. INTRODUCCIÓN

La deficiencia en el tratamiento de las aguas residuales urbanas es la principal razón del deterioro de los cauces hídricos en el Paraguay. Como ejemplo se puede mencionar el caso del Lago Ypacaraí que por décadas ha recibido contaminantes orgánicos y nutrientes a través de sus principales afluentes. Esto ha resultado en episodios periódicos de afloramiento de microalgas y cianobacterias (López Moreira et al., 2018). En la actualidad, menos del 15 % de las aguas residuales urbanas colectadas por sistemas de alcantarillado sanitario son tratadas por algún tipo de sistemas de tratamiento (MOPC, 2023). Esto demuestra las limitaciones de infraestructura con la que cuenta el país respecto al saneamiento urbano, principalmente por los altos costos de instalación y operación de los sistemas de tratamiento de aguas residuales.

En este contexto, los sistemas de tratamiento basados en la naturaleza como los humedales artificiales o construidos son considerados una alternativa de bajo costo para el tratamiento de aguas residuales (Vymazal, 2011). Estos son sistemas que combinan la capacidad de las plantas para la asimilación de nutrientes y la actividad microbiana, presente en el material de soporte, para la oxidación de la materia orgánica presente en las aguas residuales. Son sistemas que operados adecuadamente pueden resultar en muy buenos resultados de eficiencia en la eliminación de contaminantes.

En este sentido, en este estudio se propone la evaluación del desempeño de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal en la eliminación de materia orgánica y nutrientes de aguas residuales utilizando tres especies de macrófitas nativas del Paraguay.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Tres contenedores de fibra de vidrio de 1,2 m de largo y 0,7 m de ancho y 0,55 m de profundidad fueron construidos para los humedales de tratamiento de flujo subsuperficial horizontal (CWHF), en ellos se introdujeron grava de tipo cuarta (1/4 pulgadas) como material de soporte para las macrófitas hasta una altura de 30 cm. Cada uno de estos humedales estuvieron cultivados con las especies de *Schoenoplectus californicus* (H1), *Typha domingensis* (totora) (H2) y *Cyperus giganteus* (piri) (H3). Todos los humedales fueron operados a un caudal continuo de aproximadamente 36 L/d de agua residual que resultó en un tiempo de retención hidráulico teórico de 7 días.

Se evaluó el desempeño de los humedales por un periodo aproximado de 170 días mediante la determinación de la eficiencia de eliminación de la materia orgánica y nutrientes, en términos de demanda química de oxígeno, nitrógeno amoniacal (NH_4^+) y ortofosfato (PO_4^{3-}).

Para la evaluación de los sistemas se utilizó agua residual sintética con características similares a la urbana cuyo ingrediente se puede encontrar en el estudio hecho por Chuang y colaboradores (1998). Por otro lado, los parámetros fisicoquímicos evaluados fueron determinados siguiendo las indicaciones de los métodos estandarizados de la APHA (2005). Se realizaron test de t de Student para la comparación de los valores de concentración de entrada y salida de los humedales para evaluar el nivel de significancia de los tratamientos.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Todos los humedales registraron buenos desempeños en la eliminación de materia orgánica durante el periodo de evaluación. El análisis estadístico de los datos demuestran que

existe diferencia significativa entre los valores de concentración de entrada y salida, lo que confirma el efecto de los humedales sobre los parámetros evaluados. Se puede observar que el humedal H1 presenta un 64 ± 14 % de eficiencia de eliminación, mientras que el humedal H2 registró eficiencias de eliminación del 65 ± 18 %, resultando el H3 con *Cyperus giganteus* (piri) el sistema con mejor desempeño (79 ± 16 %) (Tabla 1). Los humedales H1, H2, y H3 fueron operados a cargas de $6,84 \pm 2,3$; $6,12 \pm 2,1$; y $6,12 \pm 2,1$ kgDQO/d respectivamente. De manera similar, un estudio realizado por Vega De Lille et al (2021) utilizando *Typha domingensis* en un CWHF operado con 4 d de contacto obtuvo un rendimiento aproximado de 68 %. Por otra parte, Rojas y colaboradores (2012) en un estudio con un CWHF piloto con *Schoenoplectus californicus* han obtenido eficiencias de eliminación materia orgánica (DQO) de 18 al 50% con TRH mayores a 5 días.

Tabla 1. Resumen de concentración de parámetros evaluados y eficiencia de eliminación de los humedales artificiales.

DQO			
Humedales	Concentración influente (mg/L)	Concentración efluente (mg/L)	Eficiencia de eliminación (%)
H1	190 ± 65	70 ± 36	65 ± 14
H2	170 ± 59	57 ± 32	65 ± 18
H3	170 ± 59	38 ± 31	79 ± 16
Nitrogeno Amonical			
H1	41 ± 11	6 ± 5	86 ± 9
H2	42 ± 13	6 ± 5	86 ± 10
H3	42 ± 13	3 ± 3	83 ± 7
Ortofosfato			
H1	4 ± 1	$1 \pm 0,6$	71 ± 12
H2	3 ± 2	$0,8 \pm 0,7$	75 ± 15
H3	3 ± 2	$0,4 \pm 0,5$	89 ± 8

Por otro lado, se puede observar el alto nivel de eficiencia en la eliminación del nitrógeno amoniacal con valores por encima del 83 % en cada uno de los sistemas. Esto sugiere una alta actividad de las bacterias nitrificantes presentes en el sustrato de los humedales. Así también, se asume que parte del amonio presente en el agua residual fue asimilado por las macrófitas ya que se pudo corroborar el crecimiento exuberante de las mismas en los 170 días de operación, sin embargo, no se pudo realizar una determinación cuantitativa del cambio fenológico en las plantas. Finalmente, también se puede observar buena eficiencia en la eliminación de fósforo como ortofosfato, manteniendo un nivel superior al 70 % en todos los sistemas evaluados. En líneas generales se puede afirmar todas la especies de macrófitas han logrado conseguir eliminar los principales contaminantes estudiados bajo las condiciones de operación evaluadas.

4. CONCLUSIÓN

Al evaluar el desempeño de los humedales artificiales se puede concluir que los sistemas presentaron buenos resultados de eficiencia de eliminación de materia orgánica y nutrientes bajo las condiciones de operación a los que fueron sometidos. En específico, se observó que el humedal de tratamiento con *Cyperus giganteus* fue el que presentó mejores resultados en la eliminación de DQO, mientras que los nutrientes fueron eliminados en un nivel similar en todos los sistemas a excepción del ortofosfato que fue consumido a un mayor porcentaje en sistema con *Cyperus giganteus*.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA. (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. In American Water Works Association/American Public Works Association/Water Environment Federation (21st ed.). American Public Health Association.
- Chuang, S. H., Ouyang, C. F., Yuang, H. C., & You, S. J. (1998). Evaluation of phosphorus removal in anaerobic-anoxic-aerobic system - via polyhydroxyalkanoates measurements. Water Science and Technology, 38(1), 107–114. <https://doi.org/10.2166/wst.1998.0027>

- Karen Rojas, Ismael Vera, & Gladys Vidal. (2013). Influencia de la estación y de las especies *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus* en la eliminación de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas durante la operación de puesta en marcha de humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial. *Revista de La Facultad de Ingeniería de La Universidad de Antioquia*, 69, 289–299.
<https://doaj.org/article/d8b87911d68242b3b45b69385fb86ef1>
- López Moreira, M. G. A., Hinegk, L., Salvatore, 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). <https://doi.org/10.3390/su10072426>
- Ministerio de Obras Públicas y Comunicaciones (MOPC). (2023). 3. Plan Nacional de Agua Potable y Saneamiento.
<https://siaparaguay.ine.gov.py/data/archivos/3.%20Plan%20Nacional%20de%20Agua%20Potable%20y%20Saneamiento.pdf>
- Vymazal, J. (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: A review. *Hydrobiologia*, 674(1), 133–156. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0738->
- Vega De Lille MI, Hernández Cardona MA, Tzakum Xicum YA, Giácoman-Vallejos G, Quintal-Franco CA. Hybrid constructed wetlands system for domestic wastewater treatment under tropical climate: Effect of recirculation strategies on nitrogen removal. *Ecol Eng.* 2021 Aug 1;166.

CO-PRODUCCION DE HUMEDALES MODULARES URBANOS: UNA TECNOLOGÍA HÍBRIDA PARA LA MITIGACIÓN DE CONTAMINANTES EN CONTEXTOS DE VULNERABILIDAD SOCIAL

Bárbara Marion Gomez*

Subgerencia Laboratorio Calidad de Aguas, Instituto Nacional del Agua, Ezeiza, Buenos Aires, Argentina

barbaramarion@gmail.com

Camila Saveika

Subgerencia Laboratorio Calidad de Aguas, Instituto Nacional del Agua, Ezeiza, Buenos Aires, Argentina.

Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos Aires (IEGEBA-UBA/CONICET), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Ciudad de Buenos Aires, Argentina.

saveikacamila@gmail.com

Rodrigo Sinistro

Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos Aires (IEGEBA-UBA/CONICET), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Ciudad de Buenos Aires, Argentina.

rsinistro@gmail.com

Martín Graziano

Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos Aires (IEGEBA-UBA/CONICET), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Ciudad de Buenos Aires, Argentina.

marting@ege.fcen.uba.ar

RESUMEN

En barrios urbanos sin red cloacal ni agua potable, los desagües pluviales transportan aguas grises hacia cuerpos receptores. Para mitigar este impacto, se desarrollaron los Humedales Modulares Urbanos (HMU), una tecnología híbrida basada en biofiltros y humedales de flujo vertical, implementada junto a organizaciones sociales. Entre 2019 y 2021, se instalaron 15 HMU en el arroyo San Francisco (Buenos Aires, Argentina), cuya supervivencia se evaluó mediante análisis de Kaplan-Meier y su efectividad con el método EPM. Nueve dispositivos continuaron operativos entre 150 y 720 días, con remociones destacadas de



amiento y aumento de nitrato en primavera, indicando nitrificación activa. Los HMU mostraron potencial como solución de bajo costo en contextos de vulnerabilidad, reforzando la relevancia de la coproducción y el monitoreo comunitario.

Palabras claves: Humedales modulares urbanos, Aguas grises, Soluciones basadas en la naturaleza, Monitoreo comunitario

1. INTRODUCCIÓN

América Latina concentra el 33% de los recursos hídricos globales, pero enfrenta graves problemas de acceso al agua e infraestructura sanitaria, especialmente en áreas urbanas en rápido crecimiento. En Argentina, esta situación es crítica en el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA), donde vive el 66% de la población nacional. Frente a este panorama, las Soluciones basadas en la Naturaleza (SbN) han cobrado relevancia en el diseño urbano sostenible por su capacidad para mejorar el bienestar humano y la calidad ambiental.

Entre estas, los biofiltros destacan por su eficacia en la remoción de nutrientes y metales, aunque su desempeño puede verse afectado por la escasez hídrica estacional (Barron et al., 2020). Para superar esta limitación, se desarrollaron biofiltros duales, capaces de operar con múltiples fuentes de agua (Zhang et al., 2021), mostrando buenos resultados en entornos urbanos. Sin embargo, su implementación en contextos vulnerables aún presenta desafíos en términos de durabilidad, eficiencia y mantenimiento (Prodanovic et al., 2022). En este contexto, este estudio presenta los Humedales Modulares Urbanos (HMU), una tecnología híbrida que combina elementos característicos de los humedales de flujo vertical—como el ingreso superficial por pulso, la estratificación del sustrato según granulometría y la presencia de aireadores para favorecer condiciones aerobias— con principios de los biofiltros de modo dual—específicamente su adaptación y escalamiento al entorno urbano y su capacidad para tratar tanto aguas grises como pluviales. Los HMU están concebidos para operar con flujos

intermitentes y se instalan a la salida de los desagües pluviales que descargan directamente sobre cuerpos de agua receptores. Su diseño y construcción se llevaron a cabo mediante un proceso de coproducción con organizaciones sociales, con el fin de favorecer su apropiación local. El objetivo de este trabajo es evaluar su durabilidad en campo y su capacidad de remoción de contaminantes bajo condiciones reales de operación.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

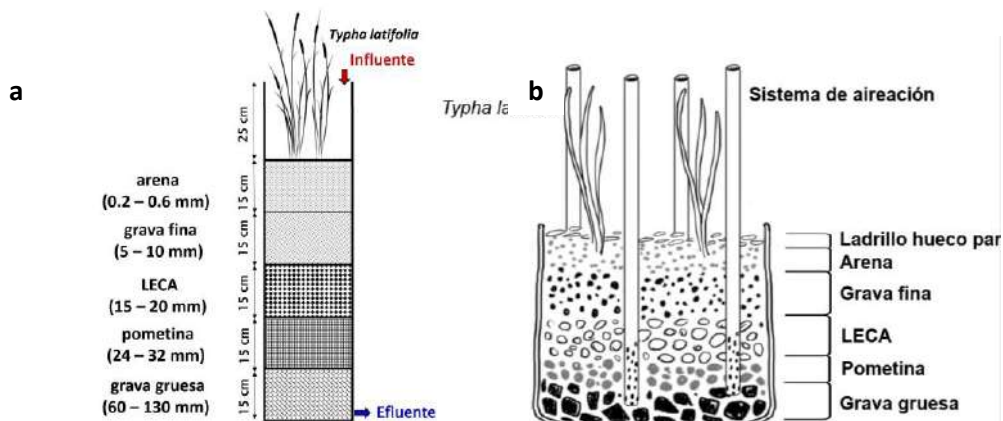
El arroyo San Francisco pertenece a la cuenca Sarandí-Santo Domingo, San Francisco - Las Piedras, ubicada al sur de la ciudad de Buenos Aires (Figura 2.A). La localidad de Claypole enfrenta problemáticas sociodemográficas preocupantes, debido a la falta de cobertura cloacal y de provisión de agua potable. Ante la ausencia de infraestructura sanitaria, los efluentes domésticos son descargados a través de la red de drenaje pluvial (Figura 2.B), conformada por zanjias abiertas que recorren el barrio y desembocan en el arroyo aproximadamente cada 100 metros. Estos efluentes son predominantemente aguas grises con un caudal muy variable que oscila entre 0.12 y 30 Lmin⁻¹ y concentraciones de demanda química de oxígeno (DQO) entre 82-1340 mgL⁻¹ (Gómez et al., 2025). El presente estudio se realizó en un tramo de 1.25 km del arroyo San Francisco (Claypole, Buenos Aires, Argentina).

2.2 Diseño de los Humedales Urbanos Modulares

Los HMU se diseñaron para recibir el efluente de las descargas sin ningún pre-tratamiento. Estos consistieron en macetas de tela geotextil de 400 µm con 0.6 m de altura y 0.6 m de diámetro, en cuya composición se dispusieron diferentes capas de materiales, de 15 cm de cada una, en el siguiente orden (de arriba hacia abajo): arena, grava fina, LECA (arcilla expandida), pometina y grava gruesa (Figura 1a). El sistema de aireación estuvo conformado por tubos de PVC perforados de 10 mm de diámetro (Figura 1b). La macrófita utilizada fue *Typha latifolia*, una

especie comúnmente empleada en humedales construidos y ampliamente distribuida en la Provincia de Buenos Aires. Cabe mencionar que este estudio estuvo atravesado por la pandemia de COVID-19, lo que condicionó el proceso de instalación y monitoreo de los HMU en dos fases distintas. En la primera etapa, se instalaron 8 HMU en tres jornadas de trabajo (16/12/2019, 17/12/2019 y 19/12/2019). En la segunda etapa, tras el levantamiento de las restricciones sanitarias, en diciembre de 2021 se instalaron 7 nuevos HMU en conjunto con las cuadrillas de trabajo de la organización social en tres jornadas de trabajo (13/12/2021, 15/12/2021 y 27/12/2021). En ambas fases, se monitoreó el estado de los dispositivos, evaluando la necesidad de mantenimiento, la resistencia al lavado del sustrato debido al flujo de entrada y su supervivencia. El seguimiento se llevó a cabo de manera participativa mediante visitas semanales realizadas por los trabajadores de la organización social, quienes utilizaron un grupo de WhatsApp como canal de comunicación para reportar actividades de mantenimiento (remoción de residuos), efectos de inundaciones, actos de vandalismo, entre otros.

Figura 1. Humedal Modular Urbano (HMU). a) Esquema de la disposición, altura y tamaño de los sustratos. b) Corte transversal de las capas y sistema de aireación de los HUM.



Fuente: a) Autoría propia (2025) b) Proyecto Hábitat Claypole (2019)

Para evaluar la eficiencia de remoción de los HMU, se realizaron muestreos en los puntos de ingreso y egreso de cada dispositivo. En la primera etapa, se realizaron dos campañas de

muestreo (03/01/2020 y 11/02/2020), donde se determinó *in situ* pH, Conductividad Eléctrica (CE) y Oxígeno Disuelto (OD) empleando un multiparamétrico (HACH, HQ 4300). En laboratorio, se analizó: DQO, Carbono Orgánico Disuelto (COD), Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) y Fósforo Total (PT). En la segunda etapa, se llevaron a cabo muestreos estacionales por más de un año: verano (07/01/2022), otoño (09/05/2022), primavera (11/10/2022), verano (08/03/2023) y otoño (13/06/2023). En cada campaña, se recolectaron 5 L de muestra, fraccionados en sus respectivos envases. *In situ*, se determinó pH, CE, OD y turbidez utilizando el multiparamétrico (HACH, HQ 4300). En laboratorio, se analizó DQO, COD, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5), serie nitrogenada (amonio, nitratos y NTK) y serie fosforada (Fósforo Reactivo Soluble- PRS- y PT). Las determinaciones se realizaron según protocolos estandarizados (APHA, 2018).

2.3 Análisis de datos

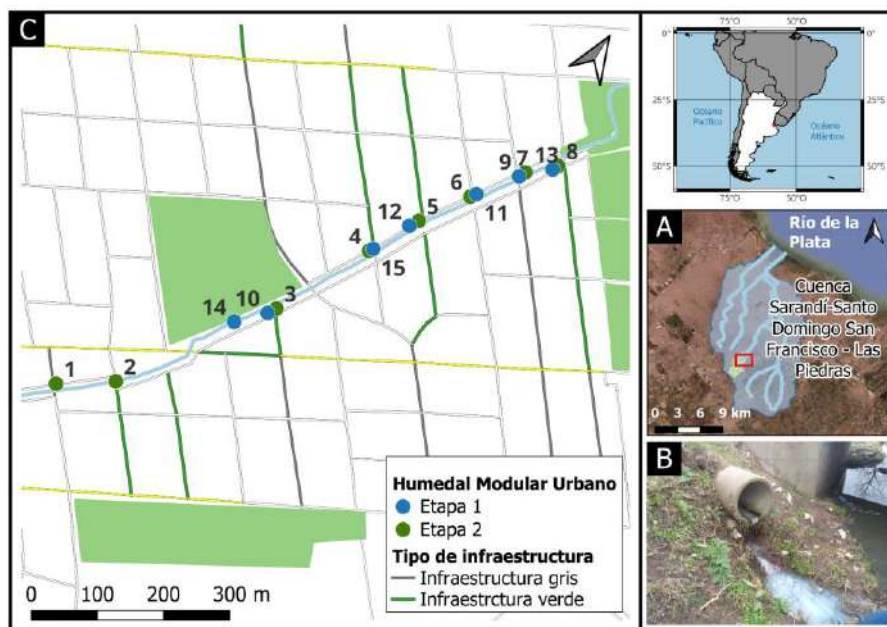
Se aplicó el Método de Probabilidad del Efluente (EPM, de sus siglas en ingles), que representa gráficamente la distribución de concentraciones del influente y efluente en función de su probabilidad de ocurrencia. La distancia entre ambas curvas indica la tasa de remoción a igual nivel de probabilidad. Las diferencias entre curvas fueron evaluadas con la prueba no paramétrica de Mann-Whitney U. Además, se determinó el porcentaje de remoción de cada parámetro por estación como la diferencia entre influente-efluente dividido por el influente por 100. Se reportaron sus valores promedio junto con el desvío estándar. La durabilidad de los HMU se analizó mediante curvas de Kaplan-Meier, considerando como evento la falla del dispositivo (colmatación, daño físico o pérdida de funcionalidad). Se utilizó el paquete survival de R (Therneau, 2024) y se incorporó la precipitación acumulada durante el período operativo de cada unidad.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Entre 2019 y 2021 se instalaron 15 Humedales Modulares Urbanos (HMU) en dos etapas, a lo largo de 1.25 km del arroyo San Francisco (Figura 2.C), mediante un proceso de coproducción

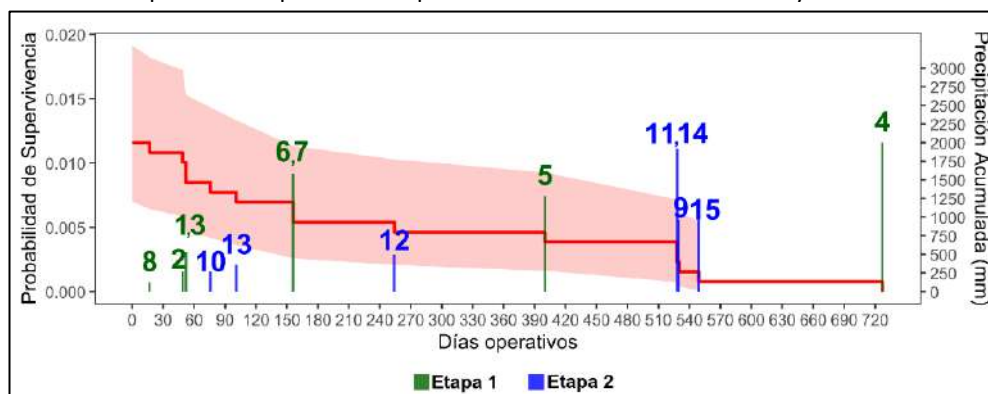
y monitoreo comunitario junto a una organización social, clave durante las restricciones por COVID-19. Durante el tiempo de operación las precipitaciones medias estacionales oscilaron en un rango entre 27 mm y 324 mm. Las curvas de Kaplan-Meier revelaron que 6 HMU dejaron de operar antes de los 90 días, principalmente por pérdida de sustratos debido a caudales elevados, inundaciones o desgaste acelerado. Los otros 9 funcionaron entre 150 y 720 días (Figura 3). Al cruzar esta información con el tipo de infraestructura, se observó menor supervivencia en dispositivos ubicados en descargas con infraestructura gris. Un caso particular (HMU ID 2) falló por el colapso físico de la descarga. Estos hallazgos coinciden con lo reportado por Gómez et al. (2025), quienes señalan que las redes de hormigón limitan la infiltración, elevando el caudal y deteriorando la calidad del agua que llega al arroyo.

Figura 2. Área de estudio. A) delimitación de la Cuenca Sarandí-Santo Domingo, San Francisco-Las Piedras (celeste) y subcuenca del arroyo San Francisco del área de estudio. B) Desagüe domestico-pluvial vertiendo al arroyo San Francisco (verde). C) Ubicación de los Humedales Modulares Urbanos con su identificación y etapa en la que fue instalado.



Fuente: Autoría propia (2025)

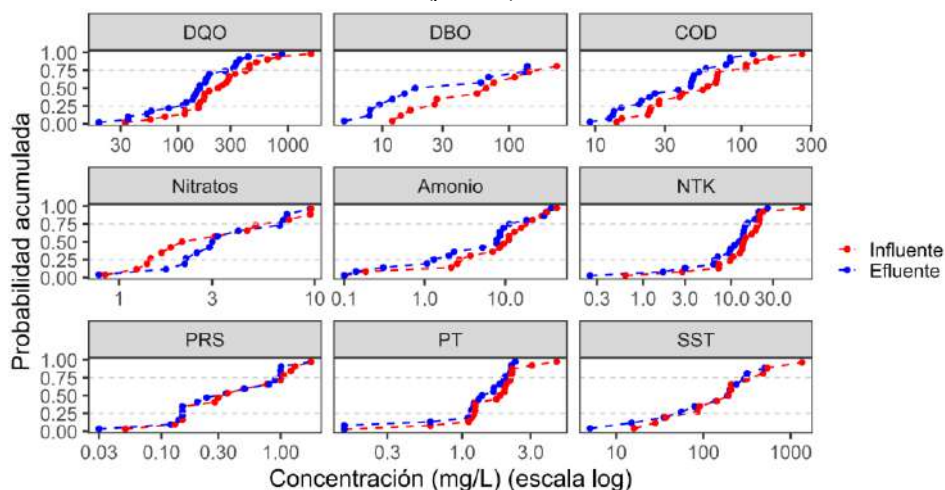
Figura 3. Curva de supervivencia de Kaplan-Meier y precipitación acumulada hasta el momento de quedar fuera de operación cada HMU. Los HMU de la etapa 1 (verde) corresponden al periodo comprendido entre diciembre 2019 y diciembre 2021 mientras que los HMU de la etapa 2 (azul) corresponden al periodo comprendido entre diciembre 2021 y abril 2023.



Fuente: Autoría propia (2025)

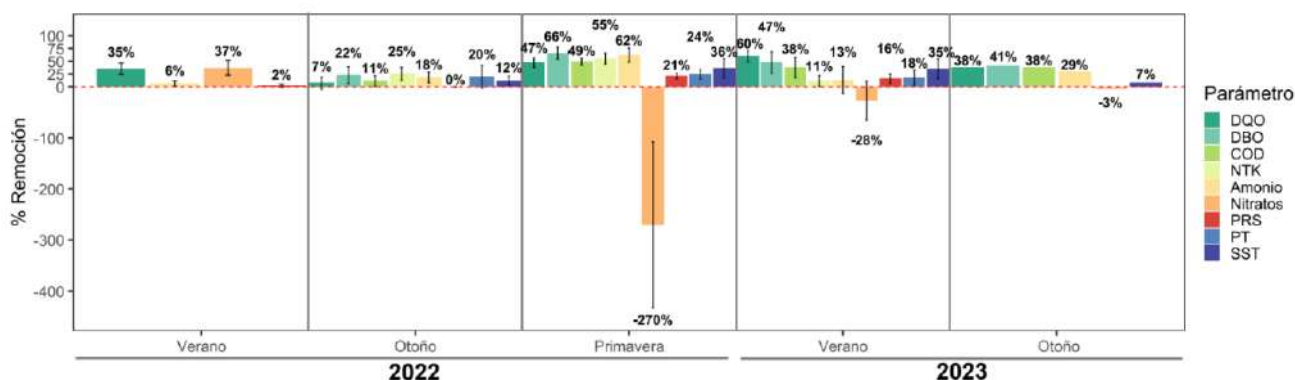
Por su parte, el análisis con el EPM mostró diferencias significativas para DQO y COD (Figura 4; $p < 0.05$). La DBO mostró remoción a bajas concentraciones, pero disminuyó a valores altos. Los nitratos aumentaron en el efluente a concentraciones bajas, sugiriendo nitrificación parcial. El resto de los parámetros no presentaron diferencias significativas. Finalmente, la remoción varió estacionalmente (Figura 5), con mejores resultados en primavera de 2022, seis meses después de la instalación. Ese período mostró alta remoción de amonio (media $\pm$ DS, 62 $\pm$ 27%) y aumento de nitratos (-270 $\pm$ 325%), indicando actividad nitrificante, probablemente estimulada por la temperatura y el establecimiento bacteriano. Este patrón ha sido reportado en sistemas similares, donde el incremento térmico y la disponibilidad de oxígeno favorecen la nitrificación tras la colonización microbiana (Adyel et al., 2016; Zhao et al., 2019).

Figura 4. Curvas de probabilidad acumulada según el EPM para el influente y efluente según cada parámetro. El eje x se encuentra en escala logarítmica. (*) indica diferencias significativas entre curvas ($p < 0.05$).



Fuente: Autoría propia (2025)

Figura 5. Porcentajes de remoción (media) para cada parámetro según estación. Las barras de error representan el desvío estándar.



Fuente: Autoría propia (2025)

4. CONCLUSIÓN

Los HMU demostraron ser una alternativa de bajo costo y apropiable localmente para reducir contaminantes en barrios sin red cloacal. Aunque su eficiencia fue moderada, su combinación con otras SbN, como zanjas vegetadas, puede potenciar la mejora de la calidad del agua. El análisis de supervivencia evidenció que el tipo de infraestructura de drenaje influye en la durabilidad de los dispositivos, reforzando el rol de las zanjas vegetadas como estrategia complementaria para reducir caudales, promover infiltración y facilitar procesos biológicos. Finalmente, la participación comunitaria fue clave para su implementación y sostenibilidad. Esta experiencia destaca el valor de enfoques colaborativos frente a los desafíos del cambio climático y la necesidad de construir ciudades más resilientes y justas.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adyel, T. M., Oldham, C. E., & Hipsey, M. R. (2016). Stormwater nutrient attenuation in a constructed wetland with alternating surface and subsurface flow pathways: Event to annual dynamics. *Water Research*, 106, 99–112.
- APHA, A. (2018). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington DC (23rd ed.)
- Barron, N. J., Hatt, B., Jung, J., Chen, Y., & Deletic, A. (2020). Seasonal operation of dual-mode biofilters: the influence of plant species on stormwater and greywater treatment. *Science of the Total Environment*, 715, 136680.
- Gomez, B. M., Diaz, N. S., Saraceno, M., Sinistro, R., & Graziano, M. (2025). Quantifying the benefits of nature-based solutions in urban drainage on headwater stream water quality. *Journal of Environmental Management*, en prensa.
- Prodanovic, V., Hatt, B., Fowdar, H., Al-Ameri, M., & Deletic, A. (2022). Zero additional maintenance stormwater biofilters: from laboratory testing to field implementation. *Blue-Green Systems*, 4(2), 291-309.

-
- Therneau T (2024). _A Package for Survival Analysis in R_. R package version 3.7-0, <<https://CRAN.R-project.org/package=survival>>. Terry M. Therneau, Patricia M. Grambsch (2000). _Modeling Survival Data: Extending the Cox Model_. Springer, New York. ISBN 0-387-98784-3.
- Zhang, K., Barron, N. J., Zinger, Y., Hatt, B., Prodanovic, V., & Deletic, A. (2021). Pollutant removal performance of field scale dual-mode biofilters for stormwater, greywater, and groundwater treatment. *Ecological Engineering*, 163, 106192.
- Zhao, C., Liu, S., Jiang, Z., Wu, Y., Cui, L., Huang, X., & Macreadie, P. I. 2019. Nitrogen purification potential limited by nitrite reduction process in coastal eutrophic wetlands. *Science of the total environment*, 694, 133702.

PROPUESTA PARA LA APLICACIÓN DE SOLUCIONES BASADAS EN LA NATURALEZA TIPO HUMEDAL CONSTRUIDO EN COMUNIDADES RURALES DE LA REGIÓN DEL MAULE, CHILE

Ismael L. Vera-Puerto*

Universidad Católica del Maule, Talca – Región del Maule, Chile

ivera@ucm.cl

Carmen Hernández-Crespo, Miguel Martín-Monerris, José Herrera, Bernardo Corvalán

Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València, Valencia
– Comunidad Valenciana, España

carhercr@upv.edu.es; mmartin@hma.upv.es; jhersos@posgrado.upv.es; bdiacor@upv.edu.es

RESUMEN

El objetivo de este trabajo es presentar dos propuestas fundamentadas en soluciones basadas en la naturaleza (SBN) del tipo humedal construido, como un nuevo enfoque para el tratamiento de aguas residuales en comunas rurales de Chile. Para esto, fueron monitoreadas por 6 meses dos plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en la Región del Maule, tomando en cuenta que su mejoramiento involucra: a) RAU, manejo del agua mixta (agua residual doméstica y agua de lluvia) y b) La Chiripa, el manejo del agua residual doméstica y lodos sépticos. Los resultados del monitoreo evidencian que las dos plantas presentan afluentes con calidad similar a otros reportes en Chile. Por su parte, el agua mixta muestra el efecto dilutivo de la lluvia y un incremento en la concentración de sólidos producido por el lavado derivado de la escorrentía. De otro lado, el lodo séptico presenta características diluidas en comparación con reportes internacionales. Así, para la PTAR de RAU, la propuesta de mejoramiento sería un humedal construido de flujo superficial reutilizando lagunas adyacentes a la PTAR. De otro lado, para la PTAR de La Chiripa, el diseño propone la construcción de un humedal específico para el tratamiento de lodos sépticos dentro de una de las lagunas existentes, y la reconversión de la laguna final empleando humedales flotantes. Así, los resultados de este trabajo muestran que un nuevo enfoque en el manejo de las aguas residuales en comunidades rurales sería posible, y que este nuevo enfoque, aportaría a la sostenibilidad futura de las PTAR dado su fundamento en humedales construidos.

Palabras claves: aguas mixtas, Chile, lodos sépticos, humedal superficial, humedal de lodos, Región del Maule.

1. INTRODUCCIÓN

Chile ha sido destacado como líder latinoamericano en manejo de aguas residuales municipales. En el sector urbano para el 2020, se estimó que cerca del 100% del agua colectada en los alcantarillados recibe algún grado tratamiento. Pese a este gran avance, para los sectores rurales se estima una cobertura de alcantarillado máxima del 25%, y una escasa cobertura de tratamiento que no excede el 10% (Vera-Puerto et al., 2022). En el 2012, la subsecretaría de desarrollo rural identificó que existen más de 550 plantas de tratamiento de aguas servidas (como se conoce a las aguas residuales municipales en Chile) (PTAR) descentralizadas (incluye áreas rurales). Si bien es un número alto de PTAR, por los datos de cobertura, queda claro que aún se debe seguir trabajando para cerrar la brecha de saneamiento entre el mundo urbano y rural. Esto es importante, ya que el país posee más de dos millones de habitantes viviendo en zonas rurales (INE, 2018), siendo la Región del Maule, una de las regiones con mayor proporción de habitantes viviendo en la ruralidad, situándose en el 27%. Esta situación de alta proporción de ruralidad en comparación con la media nacional (12%) (Vera-Puerto et al., et al., 2021), hace también que sea la cuarta región entre diecisiete con mayor tasa de pobreza (12,3%), y también, se caracterice por ser la Región con mayor cantidad de sistemas de agua potable rural (APR) (organizaciones comunitarias encargadas de la producción, abastecimiento, recolección y tratamiento del agua).

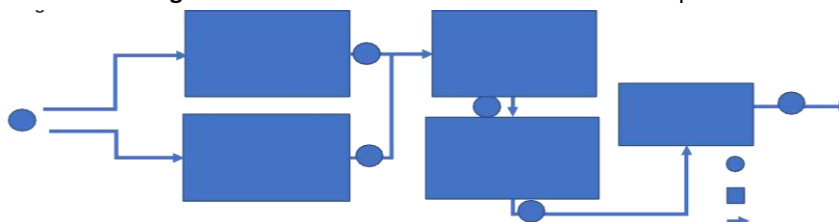
Sumado a la baja cobertura de tratamiento en la ruralidad, existe también una brecha importante en el conocimiento del funcionamiento de los sistemas de tratamiento existentes, así como también, su uso en actividades diferentes a las de diseño. Por tanto, este trabajo se centró en evaluar el funcionamiento de dos PTAR rurales de la Región del Maule que presentan problemas comunes a otras PTAR de la región, con el fin de establecer un punto base y evaluar alternativas de mejora a proponer y que se fundamenten en el uso de soluciones basadas en la naturaleza.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Caracterización de las PTAR. Se monitorearon durante 6 meses dos PTAR rurales pertenecientes a las cooperativas “RAU” y “La Chiripa”, localizadas en Colbún, Región del Maule, Chile. En la PTAR de la Cooperativa RAU, el problema a abordar fueron las aguas mixtas (agua residual+lluvia). Actualmente, con eventos de precipitación mayores a 20 mm/d, el vertedero de excesos comienza a descargar a un cuerpo hídrico, sin recibir tratamiento (dato suministrado por Cooperativa operadora de la PTAR). Los monitoreos se realizaron en el afluente de la PTAR cuando hubo pronósticos de precipitación por sobre los 20 mm/d, y las muestras fueron tomadas de forma puntual, generalmente cuando habían transcurrido máximo un par de horas de iniciada la lluvia. También, se monitoreo de forma regular la PTAR (afluente y efluente) cada 3 semanas.

Por otra parte, la PTAR de la Cooperativa “La Chiripa” presentaría un problema de sobrecarga orgánica explicada por dos factores: a) exceso de población respecto al diseño, debido al crecimiento de la zona y a la antigüedad de la PTAR (más de 20 años) y b) descargas de camiones con lodo fecal (procedente de fosas sépticas de la comuna). El lodo fecal se recibe en esta PTAR como una forma de generar ingresos para su funcionamiento. Dado que esta PTAR se basa en un sistema lagunar, se monitoreó toda su línea de tratamiento (Figura 1), para establecer su funcionamiento. Estos monitoreos se realizaron cada tres semanas, en diferentes días de la semana. Paralelamente, se tomaron tres muestras de lodo fecal (en el tiempo total de monitoreo).

Figura 1. Puntos de muestreo de la PTAR La Chiripa.



Fuente: elaboración propia

Para todos los puntos monitoreados se siguieron los parámetros: pH, Temperatura (T), conductividad eléctrica (CE), sólidos suspendidos totales (SST), demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total (NT), fosfato y *Escherichia coli* (*E. Coli*). Las medidas de pH, T y CE fueron realizadas con equipo multiparamétrico marca Hanna Modelo HI-98194. De otro lado, la DQO, NT y fosfato, fueron medidos con kits analíticos de la marca Hanna y leídos en equipo fotómetro multiparamétrico de la misma marca modelo HI83399. La DBO_5 y los SST, fueron medidos tomando en cuenta la metodología establecida en APHA-AWWA-WEF (2018). La *Escherichia coli* fue analizada mediante los test Colilert (IDEXX), siguiendo las instrucciones del fabricante.

2.2 Diseño de alternativas tecnológicas del tipo SBN. Una vez ejecutadas las actividades de monitoreo, y tomando en cuenta sus resultados, se procedió a un prediseño de alternativas tecnológicas del tipo SBN para cada PTAR. Las metodologías de diseño de los sistemas SBN siguieron las recomendaciones y guías de diseño de Dotro et al. (2017) y Cross et al. (2021), tomando en cuenta modelos cinéticos de primer orden, y recomendaciones para humedales para lodos. En el caso de la PTAR RAU, el prediseño consideró que los efluentes deben cumplir el decreto supremo 90 (BCN, 2000), que regula descarga a los cuerpos hídricos superficiales en Chile. Por su parte, para la cooperativa RAU, el diseño consideró que los efluentes deben ser aptos para riego enmarcados en una de las categorías de reutilización de la Norma Chilena 3456 Parte 2.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Caracterización de las PTAR. Las Tablas 1, 2 y 3, resumen los resultados obtenidos para las PTAR evaluadas. Los valores de *E. Coli* no se muestran en la Tablas 1 y 2, ya que sus resultados para los efluentes se interpretan de forma estadística a la luz de la normativa así: a) PTAR RAU, 67% de las muestras presenta valores inferiores a 1000 MNP/100ml, b) PTAR La

Chiripa, 10% de las muestras presenta valores inferiores a 1000 NMP/100 ml. Para las entradas, en ambas PTAR, el 100% de los datos presentó valores por sobre los 100.000 NMP/100 ml.

Tabla 1. Resultados para la PTAR de la cooperativa RAU.

Parámetro	Entrada (regular, sin lluvia) (n=12)	Entrada (períodos con lluvia) (n=6)	Salida (regular, sin lluvia) (n=12)	Límites DS 90 (Tabla 1)
pH	7,8 ± 0,4	7,3 ± 0,5	7,4 ± 0,2	6,0 – 8,5
T (°C)	15,9 ± 3,4	-	16,7 ± 2,5	35
CE (	748 ± 118	346 ± 87	588 ± 158	-
SST (mg/L)	200 ± 64	254 ± 140	14,6 ± 7,8	80
DBO ₅ (mg/L)	196 ± 104	116 ± 80	19 ± 14	35
DQO (mg/L)	476 ± 152	297 ± 168	67 ± 34	-
NT (mg/L)	36 ± 15	14 ± 7	18 ± 14	50 (como NTK)
P-PO ₄ ⁻³ (mg/L)	3,7 ± 1,1	2,6 ± 1,4	2,7 ± 1,4	10 (como PT)

Fuente: elaboración propia

Tabla 2. Resultados PTAR Cooperativa “La Chiripa”. Puntos identificados en Figura 1 (n=12) .

Parámetro	Punto Monitoreo						DS 90 (Tabla 1)
	Afluent e (1)	2	3	4	5	Efluyente (6)	
pH	7,2 ± 0,1	8,1 ± 1,1	7,9 ± 0,7	8,3 ± 1,0	8,4 ± 1,0	8,3 ± 1,0	6,0 – 8,5
T (°C)	15,0 ± 5,5	13,5 ± 4,1	14,4 ± 3,0	14,3 ± 3,0	13,9 ± 3,0	14,7 ± 3,3	35
DBO ₅ (mg/L)	165 ± 158	36 ± 18	33 ± 16	31 ± 19	19 ± 11	15 ± 11	35
DQO (mg/L)	211 ± 97	146 ± 65	122 ± 31	108 ± 35	95 ± 35	85 ± 34	-
SST (mg/L)	90 ± 41	54 ± 18	52 ± 31	46 ± 33	34 ± 24	34 ± 28	80
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	18 ± 10	17 ± 8	17 ± 9	15 ± 8	15 ± 8	12 ± 5	50 (como NTK)
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	3,2 ± 4,8	0,9 ± 0,9	0,7 ± 0,9	0,5 ± 0,6	0,6 ± 0,6	0,8 ± 0,7	-
P-PO ₄ ⁻³ (mg/L)	1,8 ± 0,6	2,1 ± 0,9	1,9 ± 1,0	2,1 ± 0,9	2,2 ± 0,8	2,0 ± 0,5	10 (como PT)

Fuente: elaboración propia

Tabla 3. Caracterización de lodo séptico que se descarga en la PTAR “La Chiripa” (n=3)

Parámetro	Valor
pH	7,5 ± 0,1
T (°C)	11,7 ± 0,4
CE (μS/cm)	1386 ± 190
SST (mg/L)	1929 ± 1279
DQO (mg/L)	1661 ± 294
NT (mg/L)	75 ± 16
P-PO ₄ ⁻³ (mg/L)	17 ± 7,5

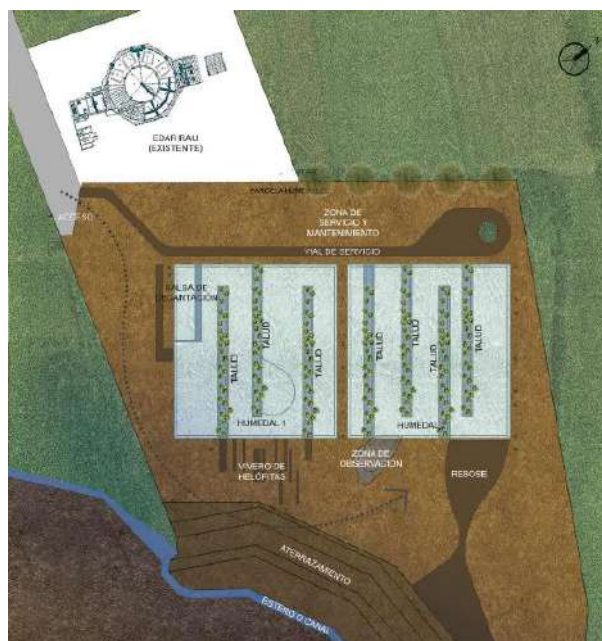
Fuente: elaboración propia

Las caracterizaciones de entrada para las dos PTAR en períodos sin lluvia, se corresponde a lo reportado en Chile (Vera-Puerto et al., 2021). De otro lado, para la PTAR RAU cuando se monitoreo en períodos con lluvia, se observa el mayor efecto en la CE, la que se reduce en un 50%, así como también, un aumento del 25% en la concentración de los SST, lo que ocurre por el arrastre de sólidos de la escorrentía superficial. Considerando la Tabla 2, y comparando los efluentes con la regulación local, los resultados muestran que la PTAR cumple lo requerido en la descarga (punto 6), excepto los *E. Coli*, y que incluso, ya en el punto 4, se lograría este cumplimiento. Además, los resultados de la Tabla 3 muestran un lodo de características diluidas en comparación con Vincent et al. (2011). Esto probablemente se explique por un mayor uso del agua en las zonas rurales en Chile respecto a las de Francia (país del reporte de Vincent et al., 2011).

3.2 Diseño de alternativas. Para la PTAR RAU, como se mencionó previamente, el objetivo es diseñar un sistema para tratar el agua mixta. Para esta PTAR, se propone reutilizar las dos lagunas de oxidación antiguas y en desuso de 12.800 m² y una profundidad de 2 m (cada laguna de 80m x 80m). Tomando en cuenta que actualmente la PTAR implementada en 2019 y

basada en lodos activados tiene la capacidad de tratar a la población de diseño y cumple la reglamentación chilena (Tabla 1), lo que se definió como estrategia de diseño fue, determinar la máxima capacidad de tratamiento que puede lograrse en términos de caudal, considerando las características de la Tabla 1. Así, la Figura 2 resume la propuesta de diseño.

Figura 2. Vista superior para propuesta de tratamiento de aguas mixtas para PTAR RAU



Fuente: Herrera (2024)

De otro lado, para la PTAR La Chiripa, dados los resultados de la Tabla 2 y Tabla 3, que indican un cumplimiento de la normativa chilena, la propuesta a continuación busca que exista un sitio de disposición adecuado y separado para los lodos sépticos. La Figura 4 resume la propuesta de mejoramiento para la PTAR. Esta propuesta se basa en un cumplimiento de la normativa en el punto 4, por lo que se puede utilizar la Laguna 2 para el humedal de lodos. Este humedal para lodos sépticos requeriría una espacio de 2.250 m^2 , dividido en 10 celdas de 225 m^2 , que con obras anexas, ocuparía 2.500 m^2 . Por tanto, la Laguna 2, se podría reducir en tamaño

a 3500 m² (Laguna 2A) como paso a la Laguna 3. Para esta última Laguna, se propone emplear humedales flotantes para mejorar la calidad del efluente final, fomentar la biodiversidad y aportar beneficios estéticos al entorno de la planta. Este rediseño no solo es funcional desde el punto de vista técnico, sino también económico, ya que aprovecha las características actuales y minimiza los costos de implementación. En este caso, los costos estimados para las propuestas ascienden a cerca de 100.000 euros, aunque este costo, podría variar significativamente, dependiendo de los costos finales para las islas flotantes.

Figura 4. Vista Superior para propuesta de mejoramiento de PTAR La Chiripa. Imagen superior: vista general de la PTAR. Imagen inferior: detalle de propuesta para la laguna 3.



Fuente: Corvalán (2025)

4. CONCLUSIÓN

Se propusieron estrategias de mejoramiento de funcionamiento para dos PTAR ubicadas en comunas rurales en Chile con un enfoque innovador para el país: el uso de soluciones basadas en la naturaleza. Para esto, fue evaluado el funcionamiento de las dos PTAR durante 6 meses. Así, los diseños propuestos cumplirían teóricamente con lo exigido por la legislación en Chile, y

al ser propuestas que utilizan elementos existentes, se lograría reducir costos de implementación. De esta forma, el nuevo enfoque propuesto busca que en las comunas rurales se amplie la aplicación de tecnologías más simples como las propuestas en trabajo, para de esta forma, contribuir a la sostenibilidad futura de las PTAR, y como un aporte a la biodiversidad local.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation (APHA-AWWA-WEF), 2018. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd edn. APHA-AWWA-WEF, USA
- Biblioteca del Congreso Nacional (BCN), 2000. Decreto Supremo 90 de 2000. Establece Norma de Emisión Para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales; Biblioteca del Congreso Nacional de Chile: Valparaíso, Chile.
- Cross, K., Tondera, K., Rizzo, A., Andrews, L., Pucher, B., Istenič, D., Karres, N., McDonald, R., 2021. Nature-Based Solutions for Wastewater Treatment. IWA Publishing.
- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., Von Sperling, M., 2017. Treatment Wetlands, Biological Wastewater Treatment Series. IWA Publishing.
- Instituto Nacional de Estadística de Chile (INE). Síntesis de resultados, Censo 2017. 2018. <https://www.censo2017.cl/descargas/home/sintesis-de-resultados-censo2017.pdf>.
- Vera-Puerto, I., Escobar, J., Rebolledo, F., Valenzuela, V., Olave, J., Tijero-Rojas, R., Correa, C., Arias, C., 2021. Performance comparison of vertical flow treatment wetlands planted with the ornamental plant *Zantedeschia aethiopica* operated under arid and mediterranean climate conditions. *Water* 13, 1478.
- Vera-Puerto, I., Valdés, H., Bueno, M., Correa, C., Olave, J., Carrasco-Benavides, M., Schiappacasse, F., Arias, C.A., 2022. Reclamation of Treated Wastewater for Irrigation in Chile: Perspectives of the Current State and Challenges. *Water* 14, 627.
- Vincent, J., Molle, P., Wisniewski, C., Liénard, A., 2011. Sludge drying reed beds for septage treatment: Towards design and operation recommendations. *Bioresour Technol* 102, 8327–8330.



Agradecimientos. Este proyecto fue financiado por la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo de Chile (ANID) por la subvención código ANID/FOVI220019 y el programa ADSIDEO-Proyectos de Investigación de Cooperación Internacional para la contribución a los Objetivos de Desarrollo Sostenible, financiado por la Universidad Politécnica de Valencia. También, José Herrera agradece a la Convocatoria de ayudas para la participación del alumnado en Proyectos de Cooperación al Desarrollo - Universidad Politécnica de Valencia, que financió su estancia en Chile.

5.EJE TEMÁTICO: GOBERNANZA AMBIENTAL Y HUMEDALES

ESTUDIO SOBRE LA PERCEPCIÓN/ACEPTACIÓN DE LA COMUNIDAD RESPECTO AL USO DE HUMEDALES CONSTRUIDOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA MIXTA

Ismael L. Vera-Puerto*

Universidad Católica del Maule, Talca – Región del Maule, Chile
ivera@ucm.cl

Mattia Bertolini¹, Julien Vanhulst¹, Mariela Valenzuela²

¹Universidad Católica del Maule, Talca – Región del Maule, Chile; ²Superintendencia del Medio Ambiente, Talca – Región del Maule, Chile.

mattia.bertolini.z@gmail.com; julien@ucm.cl; mariela.valenzuela@sma.gob.cl

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue comprender la percepción/aceptación social de la implementación de una solución basada en la naturaleza (SBN), como es un humedal construido, para enfrentar los problemas generados por la escorrentía y el agua mixta en el sur de Chile. Para ello, se realizaron 385 encuestas presenciales en la comuna de Puerto Varas (Chile). La encuesta estuvo enfocada en indagar sobre el conocimiento y las consideraciones anexas que tenía la comunidad sobre SBN en general, y particularmente de la aplicación de humedales construidos al manejo del agua mixta. Los resultados mostraron que el 85% de los participantes no saben que es una SBN. Pese a esto, la comunidad considera que los humedales construidos serían una solución para afrontar el problema de la escorrentía y el agua mixta, indicando en un 95%, que su implementación traería beneficios ecológicos, y asignando la mayor responsabilidad en la implementación y la operación al estado. Así, los resultados de este trabajo pionero en el país, sugieren que existe un desconocimiento general en la comunidad respecto a estas soluciones, pero que existe un nivel de aceptación positivo para su implementación, por lo que se hace necesaria, una mayor estrategia de difusión.

Palabras claves: Agua Mixta; Chile; Estudio cuantitativo; Humedal de flujo vertical; Puerto Varas.

1. INTRODUCCIÓN

Actualmente la tendencia mundial en manejo de agua es retomar lo que enseña la naturaleza. A partir de ahí, se presenta a la infraestructura verde, o soluciones basadas en la naturaleza (SBN), como una nueva visión que se debe tener para el manejo de la escorrentía urbana, lo que incluye el agua mixta (mezcla de agua residual urbana con agua de lluvia) (Patagua et al., 2021). Sin embargo, existe escasa información de la adaptación de infraestructura verde al mejoramiento de la calidad del agua en general, y particularmente de su aplicación al tratamiento de agua mixta en el centro-sur de Chile, por lo que se hace necesaria tanto la implementación de prototipos con potencial de transferencia tecnológica (Vera-Puerto et al., 2025), así como también, conocer la percepción/aceptación de los ciudadanos al respecto.

Una forma de conocer la percepción/aceptación de los ciudadanos es a través de un estudio descriptivo empleando encuestas. Un estudio descriptivo busca especificar las propiedades, las características y los perfiles de personas, grupos, comunidades, procesos, objetos o cualquier otro fenómeno que se someta a un análisis (Hernández et al., 2014). Así, la herramienta empleada, la encuesta, es definida como el modo de obtener información preguntando a los individuos que son objeto de la investigación, que forman parte de una muestra representativa, mediante un procedimiento estandarizado de cuestionario, con el fin de estudiar las relaciones entre variables (Corbetta, 2007). Por tanto, con los resultados de una encuesta se pueden describir las motivaciones, actitudes y expectativas, del grupo de estudio.

Así, este trabajo muestra los resultados obtenidos para comprender la percepción/aceptación social de la implementación de una SBN, como es un humedal construido, para enfrentar los problemas generados por la escorrentía, enfocado en el manejo del agua mixta, utilizando una comuna del sur de Chile como muestra.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

El presente estudio se sitúa desde una óptica cuantitativa que da cuenta de la necesidad de levantar las expectativas, preocupaciones y opiniones, respecto al levantamiento de un humedal construido para el tratamiento del agua mixta. El instrumento de evaluación (encuesta) consistió de un formulario compuesto de 44 preguntas, dividida en 3 partes, analizando en este documento solo el apartado “conocimiento y consideraciones sobre las soluciones basadas en la naturaleza”. Esta encuesta fue desarrollada por la Universidad Católica del Maule, pero su adaptación y aplicación en terreno estuvo a cargo de la consultora independiente Contact Point spa.

2.1 Diseño muestral. El estudio se centró en hombres y mujeres de la zona urbana de la comuna de Puerto Varas (sur de Chile), considerando que la comuna tiene un total de 17.643 viviendas y 44.578 habitantes (INE, 2018), con una muestra representativa distribuida aleatoriamente según la población. Se buscó reflejar la diversidad urbana de la comuna, utilizando como marco muestral el Censo 2017 (INE, 2018). En lo que concierne el tipo de selección de participantes, se aplicó un muestreo probabilístico en tres etapas: a) UPM: manzana censal, b) USM: segmento de viviendas dentro de la manzana, c) UTM: persona dentro de la vivienda. La distribución de la muestra a nivel de zona se basó en la definición del INE sobre entidades urbanas, considerando criterios de población y actividad económica. Para garantizar la representatividad urbana, la muestra se distribuyó proporcionalmente al tamaño de los estratos definidos en el Geoportal comunal de Puerto Varas, abarcando los sectores urbanos según la cantidad de residentes por unidad vecinal.

2.2 Población objetivo y unidad de análisis. La encuesta se aplicó a hombres y mujeres de 18 años o más, que residían en viviendas particulares de la zona urbana. Para garantizar una muestra sólida y obtener resultados representativos en este estudio, se estableció un tamaño muestral de 385 encuestas, siguiendo los criterios que se detallan a continuación: a) nivel de

confianza de 95%, b) error muestra del 4,97% a nivel comunal, c) tamaños poblacionales según Censo 2017.

2.3 Selección de sectores. La selección de viviendas dentro de cada manzana se realizó mediante muestreo sistemático, permitiendo la selección aleatoria de la primera vivienda y el resto mediante un intervalo fijo. Se establecieron puntos de arranque y un coeficiente de elevación para la selección de hogares. Para los reemplazos, se definieron tres manzanas aledañas por cada manzana seleccionada. Si una vivienda no respondía, se reemplazaba por la siguiente a la izquierda del encuestador. Si una persona no era encontrada tras tres intentos o rechazaba participar, se seleccionaba a otra según el criterio del penúltimo cumpleaños.

2.4 Análisis de la información. La información colectada fue almacenada en una base de datos de SPSS. Los resultados fueron analizados empleando herramientas de MS Excel. Los resultados se concentran en la parte “conocimiento y consideraciones sobre las soluciones basadas en la naturaleza”, así como también, se incluye un análisis respecto al desarrollo de instrumentos de gestión del estado chileno en la adopción de las SBN como parte de su política.

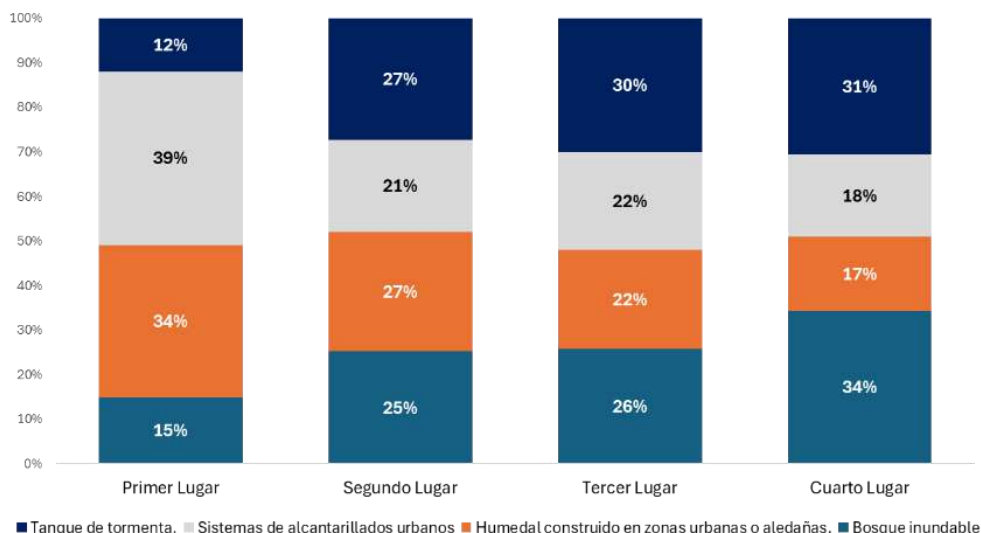
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Conocimiento y consideraciones sobre Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN). La primera pregunta que se realizó fue: “Sabe qué son las SBN”. El 85% respondió que “No”, mientras que el restante 25%, dijo que “Si”. Posteriormente se consultó a quienes respondieron “Si” a la pregunta anterior, “Conoce sistemas basados en la naturaleza que sirvan para minimizar problemas relacionados con lluvias fuertes”, a lo que un 53% respondió que “No”, mientras que el 47% restante afirmó que “Si”. Entre los encuestados que afirmaron conocer a las SBN, el 46% recibió la información de medios de comunicación o redes sociales, el 36% de sitios web, y el 21% de establecimientos educativos. Un 18% se informó por iniciativa propia, a través de organizaciones privadas o por amigos/familiares. El 11% lo hizo a través de entidades

gubernamentales, y el 7% mencionó su trabajo, programas municipales u organizaciones sociales. Estos resultados muestran el desconocimiento de la población sobre este tema y la necesidad de mayor difusión, en medios como los comentados, para aceptación futura de estas tecnologías.

También, se presentó a las personas encuestadas 4 métodos que se utilizan para reducir los impactos causados por lluvias fuertes y se les pidió que ordenaran estas opciones por el nivel de importancia que tienen según la efectividad que le asignan (opciones: sistemas de alcantarillado urbano, tanque de tormenta, humedal construido en zonas aledañas, bosque inundable). La Figura 1 resume los resultados obtenidos. Los resultados muestran que la comunidad considera a los humedales construidos como una solución frente a los impactos potenciales que se presenten con el alcantarillado durante lluvias fuertes, lo que incluye, el manejo del agua mixta. Es claro que los encuestados además consideran a los sistemas de alcantarillado como solución, lo que se reafirma con otra pregunta, donde el 78% indica que la solución debe ser mixta, es decir, mezclar medidas estructurales con SBN. También, se les pidió a las personas que, “pensando en la construcción de un humedal construido que busque minimizar los problemas del colapso del alcantarillado producto de lluvias fuertes en Puerto Varas, indiquen cuáles beneficios piensa que podría traer”, eligieran entre 3 opciones, a las cuales debía responder “Sí” o “No”. Estas opciones fueron “Beneficios ecológicos”, “Beneficios sociales” y “Beneficios paisajísticos.” Al respecto, un 95% de los encuestados considera que la construcción del humedal traería beneficios ecológicos, un 91% beneficios sociales y un 89% mejoras paisajísticas. En términos de importancia, el 77% considera que los beneficios ecológicos son "muy importantes", seguido por beneficios paisajísticos (65%) y sociales (63%). Estos resultados mostrarían la valoración de la comunidad a la implementación de un humedal construido.

Figura 1. Percepción de la comunidad respecto a soluciones para mitigar impacto de lluvias fuertes.



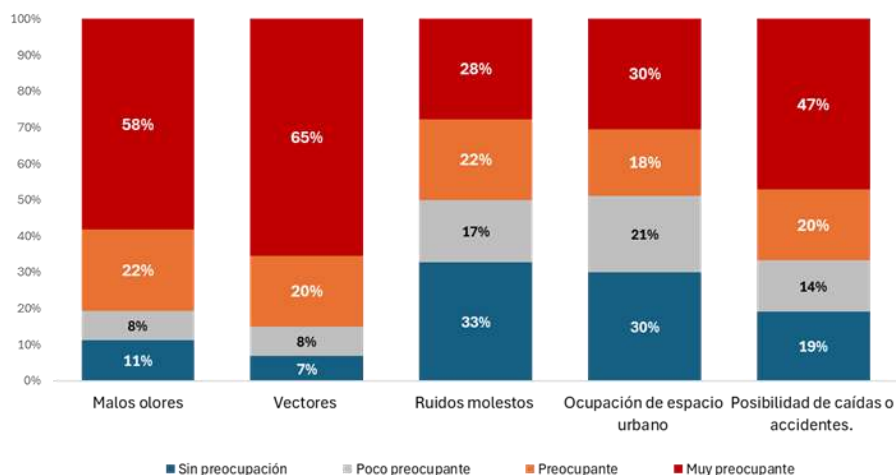
Fuente: elaboración propia.

Posteriormente, en la encuesta se preguntó “Si piensa en la implementación de un humedal construido: ¿Se le vienen a la mente algunos inconvenientes o riesgos?”, a lo que un 66% contestó “No”, mientras que el 34% restante afirmó que “Si”. De estos resultados podría inferirse que la mayor parte de los encuestados no creen que existan inconvenientes con la construcción de este proyecto o no tienen conocimiento de ello. Continuando, respecto a preocupaciones específicas, se evaluaron factores como malos olores, vectores, ruidos molestos, ocupación de espacio urbano y riesgo de accidentes en una escala del 1 al 4. La Figura 2 revela una alta preocupación por ciertos impactos negativos, aunque con opiniones divididas en otros.

Otro aspecto indagado fue sobre las responsabilidades para la implementación y gestión de humedales construidos en el manejo del agua mixta. Los resultados indican que el Estado es considerado el principal responsable de la implementación y construcción de un humedal, con un 33% de menciones como primera prioridad. En segundo lugar, las empresas privadas fueron señaladas por un 38% como la segunda prioridad más relevante, seguidas por los científicos (36%)

y la comunidad (31%). Esta tendencia se mantiene cuando se pregunta sobre la responsabilidad en la gestión del proyecto. Ahí, el Estado también lidera con un 32% como primera prioridad, seguido por las empresas privadas (37%), los científicos (36%) y la comunidad (34%). En términos de financiamiento, las empresas privadas juegan un papel importante, aunque el Estado sigue siendo visto como el actor principal en la ejecución de este tipo de iniciativas. Dado este resultado, respecto al rol preponderante que asigna la ciudadanía al estado, a continuación, se discute sobre instrumentos de gestión del estado que hablan de SBN.

Figura 2. Grado de preocupación seleccionada por la comunidad respecto a la implementación de un humedal construido como solución durante eventos de lluvia fuertes.



Fuente: elaboración propia

3.3 El estado chileno y las SBN. Respecto a la función del Estado, en el 2017 la OCDE (Estudio: “Brechas y estándares de gobernanza de la infraestructura pública en Chile”), destaca la necesidad de combinar el desarrollo de la infraestructura gris en las ciudades con medidas de infraestructura natural y promover la infraestructura verde con un enfoque territorial para la planificación y gestión del agua. En este sentido, la ley Marco de Cambio Climático (Ley 21.455 del 2022) introduce el concepto de SBN en la legislación del país, definiéndolas como: “acciones para proteger, gestionar de manera sostenible y restaurar ecosistemas naturales o modificados



que abordan desafíos de la sociedad como el cambio climático, la seguridad alimentaria e hídrica o el riesgo de desastres, de manera eficaz y adaptativa, al mismo tiempo que proporcionan beneficios para el desarrollo sustentable y la biodiversidad.” Además, establece los lineamientos para que las medidas de adaptación consideren a las SBN, con énfasis en la sostenibilidad ambiental en el uso del agua frente a amenazas y riesgos asociados a sequías, crecidas y contaminación.

Así, en los Planes Estratégicos de Recursos Hídricos en Cuencas (instrumento de gestión de nivel local), se indica que “cada cuenca del país deberá contar con un Plan Estratégico de Recursos Hídricos a actualizarse cada diez años, y deberá considerar entre otros aspectos medidas concretas contra los efectos derivados del cambio climático, tales como sequías, inundaciones y pérdida de calidad de las aguas”. En este contexto, se elaboraron los “Lineamientos para la incorporación de SBN para la Adaptación al Cambio Climático en Chile”, por parte del Ministerio del Medio Ambiente con apoyo de la FAO. Con esta Guía se espera avanzar en dar cumplimiento a lo establecido por la Ley Marco de Cambio Climático, contribuyendo a la meta sectorial para el sector de biodiversidad establecida en la Estrategia Climática de Largo Plazo. Un desarrollo importante en esta línea fue la aprobación de la Ley de Riego 21.597 en el año 2023. Esta ley busca, entre otros, promover la sostenibilidad. A diferencia de las versiones anteriores, no se bonificarán obras de drenaje que afecten humedales y turberas, y se limitará el apoyo a proyectos en zonas con pendiente. Adicionalmente indica que la Comisión Nacional de Riego bonificará proyectos con inversiones anexas que consideren objetivos ambientales, tales como el uso de aguas pluviales; la reutilización de aguas residuales (lo que incluiría al agua mixta) y aquellos proyectos de SBN y otros similares. Cabe destacar que el Banco Mundial aprobó en noviembre de 2024 un proyecto por un valor de US\$250 millones para fortalecer la gobernanza del agua. Este proyecto no solo busca garantizar el acceso al agua para las comunidades, sino también mejorar la gestión de los recursos hídricos, en un esfuerzo por



enfrentar los efectos del cambio climático, el cual será implementado por los Ministerios de Obras Públicas y del Medio Ambiente. Uno de los pilares es la integración de SBN para mitigar los efectos del cambio climático. La integración de estos enfoques en la infraestructura hídrica permitirá al país mejorar el control de inundaciones y sequías, protegiendo tanto a las personas como a los ecosistemas.

4. CONCLUSIÓN

Este estudio reveló que los residentes del sur de Chile, estudiados en la comuna de Puerto Varas, tienen una brecha importante en el conocimiento sobre las SBN en general. Pese a esto, existe una percepción positiva sobre la implementación de un humedal construido para el tratamiento del agua mixta, lo que sugiere un alto nivel de aceptación social, pero también resalta la necesidad de abordar las preocupaciones y riesgos asociados a este tipo de proyectos. Los resultados reflejan un alto nivel de valoración positiva, especialmente hacia los beneficios ecológicos. Finalmente, a partir de este estudio, se recomienda fortalecer la educación ambiental y promover la participación (activa) de la comunidad en la toma de decisiones, asegurando que las SBN y los humedales construidos, sean soluciones aceptadas por todos los actores involucrados, tomando en cuenta también, que el estado chileno ha incorporado en diferentes instrumentos de gestión, a las SBN como parte de ellas.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Corbetta, P. (2007). *Metodología y técnicas de investigación social*. McGraw-Hill.

Hernández, R., Fernández, C., y Baptista, P. (2014). *Metodología de la investigación*. McGraw-Hill.

Instituto Nacional de Estadística de Chile (INE). (2018). *Informe de síntesis de resultados, Censo 2017*. <https://www.censo2017.cl/descargas/home/sintesis-de-resultados-censo2017.pdf>

Patagua, Fundación Legado Chile, y Pontificia Universidad Católica de Chile (2021). *Ciudades sensibles al agua. Guía de drenaje Urbano Sostenible para la Macrozona Sur de Chile*. <https://ciudades-sensibles-al-agua.cl/files/VOLUMEN%20I.pdf>

Vera-Puerto, I., Moris, G., Valdés, H., Quiroz, M., Encina, F., Molle, P., Martín-Monerris, M., Hernández-Crespo, C., y Arias, C.A. (2025). Implementation of an experimental vertical flow treatment wetland for combined sewer overflow in the south of Chile. *Journal of Water Process Engineering*, 72, 107484. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.107484>.

Agradecimientos. Este proyecto fue financiado por la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo de Chile (ANID) a través de la subvención código ANID/ID22I10085.



LA GOBERNANZA Y DESARROLLO SOSTENIBLE COMO ESTRATEGIAS PARA LA GESTIÓN DEL SANEAMIENTO DEL AGUA EN ZONAS RURALES DE MÉXICO

Irma Zitácuaro-Contreras*

El Colegio de Veracruz, Xalapa – Veracruz, México
irma.zitacuaro@gmail.com

Mayanin de los Ángeles Uscanga Jauregui

El Colegio de Veracruz, Xalapa – Veracruz, México
ujaureguima.mdrs24@colver.edu.mx

Celia Gabriela Sierra Carmona

El Colegio de Veracruz, Xalapa – Veracruz, México
celia.sierra@colver.info

José Luis Marín-Muñiz

Instituto Tecnológico Superior de Misantla, Misantla – Veracruz, México
soydraw@hotmail.com

Graciela Hernández y Orduña

COVEICYDET, Xalapa – Veracruz, México
gracielahernandez.orduna@gmail.com

RESUMEN

Los humedales contruidos (HC) sembrados con plantas ornamentales con potencial ornamental y artesanal, operados con la participación social, son esquemas viables para sanear las aguas residuales de localidades rurales. El éxito depende de la gestión conjunta entre autoridades, sociedad y academia bajo un esquema de gobernanza. El estudio tuvo como objetivo establecer el modelo de gobernanza que dio origen a un sistema de saneamiento de aguas residuales en Pastorías, México. Se aplicó una investigación documental, la formación de capital social, la observación participante y la estadística descriptiva. Se demostró que el esquema de gobernanza que dio éxito al proyecto de Pastorías incluyó la participación de la academia, el gobierno del estado y la sociedad, esta última fortalecida con el capital social para la operación y mantenimiento del sistema, mediante el conocimiento de la ecotecnología. Un esquema mas completo debe incluir a las autoridades municipales, además de fortalecer los apoyos económicos mediante la gestión con organismos internacionales.



Palabras clave. Territorio, desarrollo, humedales construidos, gestión, trabajo social.

1. INTRODUCCIÓN

Los procesos sociales cada vez tienen mayor reconocimiento y constituyen una fortaleza en el desarrollo de territorio. Este argumento, además de haberse considerado en los planes de desarrollo en México, se contempla como una de las características que describe a la gobernanza, en este sentido López (2013) expone que los principios de la gobernanza permiten plantear los problemas de gobernar mediante la interacción de aspectos sociales y económicos, lo que también da aporte a dos de los pilares de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. Asimismo, en la gobernanza existe la intención de gestionar los problemas del territorio en los ámbitos político, social y económico; se asume que el gobierno no es único, es una instancia reguladora que participa en la gestión coordinada de los distintos intereses de la sociedad, argumento contenido también en el desarrollo sostenible de la Agenda 2030 (López, 2013).

A nivel nacional la Constitución de México establece que las personas tienen derecho a un medio ambiente sano para su desarrollo y bienestar y será el Estado quien garantice el otorgarlos a través de la institución normativa (CONAGUA, 2023a y 2023b).

El desarrollo sostenible muestra semejanza con la gobernanza de acuerdo con lo expuesto por Ruelas (2017) y López-Alfaro (2024) quienes consideran una participación efectiva, el actuar de asociaciones con objetivos comunes, procesos e instituciones transparentes, además, la Ley de Aguas Nacionales (2023) hace referencia al término de gobernanza y López-Alfaro, et al., (2024) afirman que el actuar del ente normativo no debe ser exclusivo. Es notable que el saneamiento en zonas rurales es posible debido a que existe una política pública de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), sin embargo, las más de 185 mil localidades rurales (97.7%) que existen en México y albergan a una población de 26.9 millones (Gobierno de México, 2022) carecen del servicio, con impacto en mas de 128 millones de personas. El desarrollo en

México ha originado una dicotomía entre lo rural y urbano (Herrera, 2013), acentuándose en una falta del desarrollo en zonas rurales

El estudio se aplicó en la localidad rural de Pastorías en México, donde el actuar fue convergente entre gobierno, participación social con perspectiva de género y academia. El objetivo del estudio fue establecer el modelo de gobernanza que permitió obtener un sistema de saneamiento de aguas residuales en Pastorías, mediante el uso de un humedal construido, ecotecnología amigable con el medio ambiente, y la formación de capital social entendido como la capacidad colectiva de tomar decisiones y actuar conjuntamente para perseguir objetivos de beneficio común, además se dió una transferencia del conocimiento a la población a partir del trabajo social (Bourdieu, 1986; Flores y Rello, 2002; Lugo-Morin, 2013).

2. MATERIALES Y MÉTODOS

La región de estudio fue la localidad rural de Pastorías, Actopan, Veracruz, México, ubicada a una altitud de 251 m de altura. Cuenta con una población de 552 personas a 2020, donde el 48% son mujeres. La población disminuyó un 6.7% en los últimos 15 años, sin embargo, de 2005 a 2010 hubo un incremento del 4.7%. Los servicios de educación son limitados a preescolar y primaria, la población analfabeta es del 16.3%, el grado de escolaridad es de 5.5. Los servicios dentro de la vivienda tienen altas coberturas (Pueblos de América, 2024).

El estudio es de origen mixto, con aplicación de la investigación documental para identificar los estudios donde se analizan procesos de gobernanza relacionados con la atención de la contaminación mediante el saneamiento de aguas residuales. La investigación documental dio claridad a la problemática que implica el proceso de gobernanza para la solución de problemáticas. La observación participante, como un elemento del método etnográfico, permitió describir cualitativamente el proceso de formación de capital social y de la intervención

institucional, social y académica, así como los niveles de participación (Restrepo, 2018; Gómez et al., 2005).

Las fuentes de información fueron los actores clave de las instituciones gubernamentales, de los centros educativos e integrantes de la comunidad. Se recurrió a la entrevista semiestructurada para obtener la información de percepción sobre la formación de capital social. Un análisis del estado del arte, dio como resultado la publicación de 14 artículos, sin embargo, ninguno muestra la relación de gobernanza y saneamiento.

El HC en su primera etapa se construyó como un proyecto académico, en una segunda etapa se realizó una ampliación del sistema de HC financiada por la Secretaría de Medio Ambiente (SEDEMA) del Gobierno del Estado de Veracruz bajo el Proyecto de Fomento Ambiental 2023. Como resultado el sistema trata el 100% de las descargas de aguas residuales entubadas de la localidad de Pastorías. Se contempló, adicionalmente, actividades de educación ambiental con la población estudiantil de educación básica.

El potencial ornamental y artesanal se determinó con base en la vegetación cultivada, consistente en plantas macrófitas con características para la fitorremediación, algunas de estas especies son: heliconias (*Heliconia psittacorum*), anturios (*Anturium sp.*), alcatraces (*Zantedeschia aethiopica*), maracas (*Zingiver spectabile*), banderas (*Canna hybrids*), papiro (*Cyperus papyrus*), tule (*Typha sp.*) (Zitácuaro-Contreras et al., 2021), Figura 1.

Figura 1. HC de la localidad de Pastorías, Actopan, Veracruz, México.



Fuente: Elaboración propia, 2024

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El modelo de gobernanza que se identifica en la localidad de Pastorías, mismo que se ha dado en el proceso de investigación académica, tiene inicios en 2016, para la sensibilización se han realizado ferias de ciencia y eventos educativos con escuelas de educación básica de la localidad en estudio y otras aledañas (Marín-Muñiz, 2017; Zitácuaro-Contreras y Marín-Muñiz, 2018).

El gobierno se incorpora en 2020, como un esquema de recursos económicos que contribuyen al fomento ambiental por medio de la SEDEMA. Una contribución a la sociedad importante es la formación de capital social mediante la conformación del Colectivo Unión de Mujeres por el Humedal Artificial de Pastorías (UMHUAP), el cual inicia operaciones en 2019, suspende por casi dos años las actividades por motivos de la pandemia por COVID-19 y retoma su funcionamiento en 2022. Este evento fue una de las primeras interacciones formales entre academia y sociedad (Tabla 1).

Tabla 1. Participación gubernamental y social en el proyecto de saneamiento de Pastorías, Actopan.

Proyecto	Periodo	Beneficio
Jóvenes construyendo el futuro (Secretaría del Bienestar)	2018-2023	Habitantes de Pastorías jóvenes aprendiendo y colaborando sobre la ecotecnología
Mujeres empresarias (Secretaría del Bienestar)	2021	Mujeres de Pastorías (Grupo vulnerable), interactuando con el sistema y aprovechando la vegetación para uso artesanal
Proyectos para el Fomento Ambiental, 300 mil pesos mexicanos (SEDEMA)	2022	Academia en proyectos de investigación, jóvenes y mujeres con la aplicación de programas, habitantes aguas abajo del río Topiltepec (ampliación del sistema para tratar el 100% de las aguas residuales)
Proyectos derivados de la transferencia de tecnología y financiados por el Proyecto de Fomento Ambiental por un total de casi un millón de pesos mexicanos (SEDEMA)	2023-2024	Habitantes de la localidad de Palmas de Abajo con impacto regional hacia la Laguna de la Mancha. Localidad de El Aguaje con impacto hacia el río La Antigua. (ambos casos en Veracruz, México atendiendo problemas reales de contaminación y activos a la fecha gracias a la participación social)
Colectivo UMHUAP	2019-2024	Población de Pastorías que fomenta el funcionamiento del sistema a largo plazo

Fuente: Elaboración propia, 2024

Una conjunción de las participaciones involucradas en el proyecto que garantizaron su éxito, fue la participación comprometida de la SEDEMA con el financiamiento de proyectos, la academia a través de investigaciones para temas de tesis y estudios de posgrado con aportación de recursos propios, además de la participación de los habitantes a través de trabajo comunitario y aportación de especies vegetales (Figura 2), asimismo la sociedad organizada contribuye con la diseminación de los proyectos dando viabilidad a la réplica de los sistemas de saneamiento en las localidades de El Aguaje, Emiliano Zapata y Palmas de Abajo, Actopan, en México.

Si bien el proyecto a seis años de iniciada la operación y a dos de haberse realizado una ampliación funciona al total de su capacidad, no es indicativo de que la gobernanza es idónea, deben incorporarse otros actores como el municipio, que constitucionalmente tiene la atribución de brindar el saneamiento. Por lo que un esquema de gobernanza más certero deberá contener la participación de los tres órdenes de gobierno, la academia, la sociedad organizada y organismos internacionales.

Figura 2. Esquema de participación del proyecto de saneamiento con base en HC en Pastorías.



Fuente: Elaboración propia, 2024

Los organismos internacionales son una estrategia globalizada que busca fuentes de financiamiento aplicables a sectores que promueven el desarrollo local, por lo que debe ser una fortaleza de los esquemas de gestión y aplicación de proyectos de beneficio común.

Operativamente, la participación social se potencia vía el aprovechamiento artesanal y ornamental de la vegetación cultivada en los HC, lo que da un beneficio económico a los operadores del sistema, factor que contribuye a garantizar la continuidad del trabajo social.

Rivas (2021) argumenta también que un aspecto de alta relevancia en la implementación de HC es buscar siempre la participación ciudadana activa y eficiente para lograr el buen

desarrollo de los proyectos, desde su aceptación, operación y mantenimiento de las ecotecnologías. Se requiere no solo la aceptación, sino la adopción y apropiación.

4. CONCLUSIÓN

El estudio consistió en hacer una recapitulación de los actores principales del proyecto, sus roles y el compromiso de cada uno, con el objeto de diseñar un esquema de participación con base en las teorías de la gobernanza. Se demostró que el proyecto funciona con la participación de cinco actores que dan la seguridad en la permanencia del proyecto, sin embargo, existen áreas de oportunidad, como es la falta de incentivos económicos para la sociedad organizada que participa en la operación (pago por servicios ambientales) y el mantenimiento del sistema de HC. Se requiere fortalecer las relaciones interinstitucionales, académicas y sociales para que el seguimiento de las actividades sea del dominio de los participantes y se tengan las capacidades para que el sistema funcione en ausencia de algunos de los actores, esto es, el esquema de gobernanza aplica en las etapas de construcción y los primeros años de operación y mantenimiento, se esperaría que una vez estabilizado el proceso físico y social el sistema funcione idealmente con solo la participación social. El estudio demostró que fue posible mantener operando un sistema de saneamiento de aguas residuales, sin hacer gastos de partidas gubernamentales, solo se requiere continuidad en el asesoramiento con los ciudadanos.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bourdieu, P. (1986). The Forms of Capital. In: From J. E. Richardson (Ed.), Hand boobof

Theory of Research for the Sociology of Education. Greenword Press, 241-258.

Comisión Nacional del Agua. (2023a). Numeragua. Gobierno de la República de México.

Comisión Nacional del Agua. (2023b). Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación, Diciembre 2023. Gobierno de la República de México.



Flores, M., y Rello, F. (2002). Capital Social Rural Experiencias de México y Centroamérica. CEPAL.

Gobierno de México. (2022). ¿Qué nos dice el Censo de Población sobre la juventud rural de nuestro país?. <https://www.gob.mx/siap/articulos/que-nos-dice-el-censo-de-poblacion-sobre-la-juventud-rural-de-nuestro-pais?idiom=es#:~:text=M%C3%A9xico%20cuenta%20con%20189%2C432%20localidades,de%201as%20localidades%20del%20pa%C3%ADs.>

Gómez, S. I. C., Rodríguez, G. L., y Alarcón, L. (2005). Método etnográfico y trabajo social: Algunos aportes para las áreas de investigación e intervención social, *Fermentum*, 44, 353-366.

Herrera, T. F. (2013). Enfoques y políticas de desarrollo rural en México: Una revisión de su construcción institucional. *Gestión y política pública*, 22(1), 131-159.

Ley 016 de 2023. Ley de Aguas Nacionales. 6 de enero de 2020. DOF

López Leyva, M. A. (2013). Gobernabilidad y gobernanza en los albores del siglo XXI y reflexiones sobre el México contemporáneo. *Revista mexicana de sociología*, 75(2), 321-325.

López-Alfaro, N., Gutiérrez-Hernández, A., & Drevins-Sandi, A. (2024). Gobernanza ambiental, agua, saneamiento y residuos sólidos: ¿qué piensa al respecto la población costarricense?. *Uniciencia*, 38(1), 567-586.

Lugo-Morin, D. R. (2013). El capital social en los sistemas territoriales rurales: avance para su identificación y medición. *Estudios Sociológicos*. XXXI (91), 167-202.

Marín-Muñiz, J. L. (2017). Humedales contruidos en México para el tratamiento de aguas residuales, producción de plantas ornamentales y reúso del agua. *Agroproductividad*, 10 (5), 90-95.

Pueblos de América. (s/f). Pastorías (Pastorías San José) (Veracruz de Ignacio de la Llave). <https://mexico.pueblosamerica.com/i/pastorias-pastorias-san-jose/>

Restrepo, E. (2018). Etnografía: alcances, técnicas y éticas. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Ruelas, M. L. (2017). Gobernanza para el Manejo Integral de Cuencas. México. D.R. Juan Pablos Editor.

Zitácuaro-Contreras, I., y Marín-Muñiz, J. L. (2018). Educación sobre el Cuidado del Agua con Ecotecnologías: Pastorías, Veracruz. En C. N. Hernández, M. L. C. Ruelas, y M. E. Nava-Tablada. *Sustentabilidad del Desarrollo Desafíos y Propuestas*. SEV.



Zitácuaro-Contreras, I., Vidal-Álvarez, M., Hernández y Orduña, M. G., Zamora-Castro, S. A., Betanzo-Torres, E. A., Marín-Muñiz, J. L., y Sandoval-Herazo, L. C. (2021). Environmental, Economic, and Social Potentialities of Ornamental Vegetation Cultivated in Constructed Wetlands of Mexico. *Sustainability*, 13 (11), 6267.

6.EJE TEMÁTICO: TRATAMIENTO DE FANGOS DE TANQUES SÉPTICOS Y DE TRATAMIENTOS SECUNDARIO

AVALIAÇÃO DA FASE INICIAL DE PARTIDA OPERACIONAL EM UMA UNIDADE DE GERENCIAMENTO DE LODO DE TANQUE SÉPTICO EMPREGANDO WETLANDS VERTICAIS

Thaís Ribeiro

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina, Brasil
engthaisribeiro@gmail.com

Fabício Natan Fischer

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina, Brasil
fabricionatanfischer@gmail.com

Gabriela Gervasio

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina, Brasil
gabiigervasio@hotmail.com

Maria Elisa Magri

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina, Brasil
maria.magri@ufsc.br

Pablo Heleno Sezerino

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina, Brasil
pablo.sezerino@ufsc.br

RESUMO

Evidencia-se neste estudo as fases iniciais da partida operacional de uma unidade de gerenciamento de lodo de tanque séptico empregando wetlands verticais (UGL Wetlands) localizada em Florianópolis, Brasil. Avaliou-se a caracterização do lodo séptico afluente aos módulos wetlands e a caracterização hidráulica do sistema, bem como, as primeiras ações de *startup* dos wetlands verticais. Quanto aos testes hidráulicos, observou-se que o tempo necessário para abastecer o volume de projeto (7.000 L) resultou em médias de 47 min (Módulo 1) e 48 min (Módulo 2). Valores de proporção entre SVT/ST no lodo de TS evidenciaram um nível favorável para a estabilização e desaguamento em módulos wetlands. Durante a aplicação de lodo séptico, os resultados físico-químicos mostraram um aumento gradual na carga orgânica e mineral, fortalecendo a necessidade de definição de estratégias operacionais para o carregamento gradual dos módulos wetlands, a fim de permitir uma adaptação das macrófitas e da permeabilidade do maciço filtrante.

Palavras chave: Wetlands construídos, Startup, Testes hidráulicos, Tratamiento descentralizado, Gerenciamento de lodo séptico.

1. INTRODUÇÃO

A Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2014) define lodo de tanque séptico como um subproduto resultante dos processos de sedimentação e digestão anaeróbia do esgoto doméstico ocorrido no interior de tanques sépticos. Sua composição varia com o tempo de retenção no tanque, sendo comumente caracterizada por elevada carga orgânica, nutricional e patogênica, podendo ser de 10 a 100 vezes superior à encontrada em esgotos domésticos. Além disso, o lodo apresenta alta umidade, com mais de 95% de água. Por ser considerado um resíduo potencialmente poluente, sua gestão adequada é fundamental para minimizar riscos ambientais e à saúde pública, além de garantir o correto funcionamento dos tanques sépticos, que requerem remoção periódica do lodo (Kengne et al., 2009; Magri et al, 2016).

Nesse contexto, estudos indicam que wetlands verticais (WV) adaptados para receber e tratar lodo séptico podem representar uma alternativa promissora (Magri et al, 2016). Esses sistemas garantem uma disposição segura do resíduo e promovem estabilização da carga orgânica e patogênica, viabilizando seu reaproveitamento na agricultura, alinhando-se a estratégias de economia circular e gestão sustentável de resíduos (Cofie et al., 2006).

Nas unidades de gerenciamento de lodo (UGL), a caracterização do lodo recebido e o monitoramento hidráulico nos primeiros estágios são fatores críticos para garantir a eficiência do sistema, permitindo ajustes operacionais quando necessário. Estudos demonstram que a variabilidade da carga hidráulica e orgânica pode impactar significativamente o desempenho inicial dessas unidades, tornando essencial a adoção de estratégias de controle desde o início da operação (Von Sperling, 2017).

O monitoramento do regime hidráulico é estudado em diferentes configurações de sistemas de tratamento de esgoto, como wetlands construídos (Sezerino et al., 2018), porém em UGL ainda é pouco documentado, especialmente na fase inicial de operação.

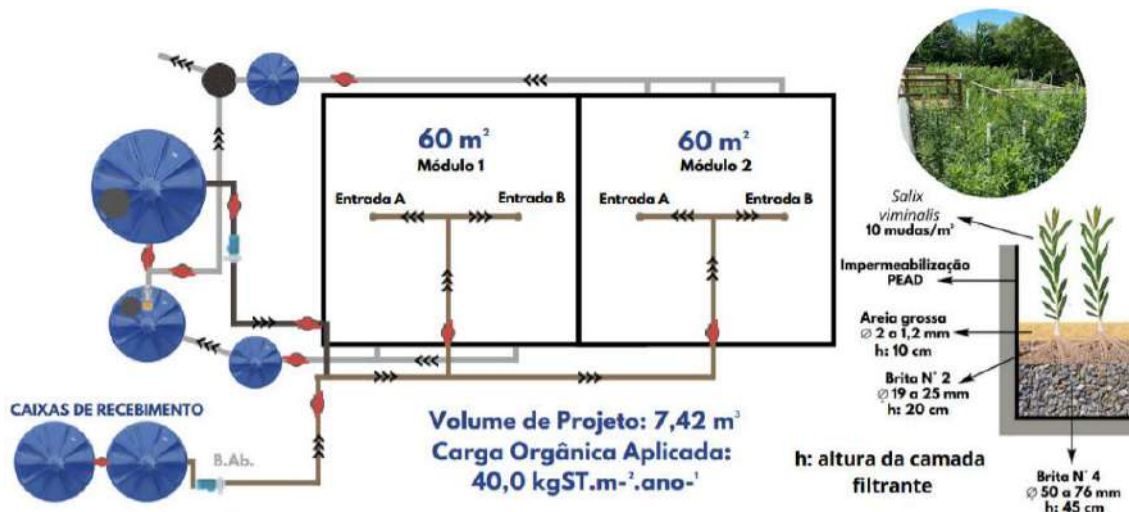
Diante desse cenário, o estudo objetivou realizar a caracterização do lodo séptico recebido em uma UGL recém-implantada e descrever os primeiros momentos de sua operação auxiliando o entendimento da fase inicial de funcionamento dessas estruturas.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Local de estudo

O estudo foi realizado na UGL Wetlands dimensionada para receber lodo de tanque séptico (Figura 1), localizada em Florianópolis, Sul do Brasil. Este projeto caracteriza-se como uma ação de transferência de tecnologia por meio da parceria entre a Companhia Catarinaense de Águas e Saneamento (CASAN) e a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), representada pelos Grupo de Estudo em Saneamento Descentralizado (GESAD) e o Grupo de Pesquisa em Recuperação de Recurso em Sistemas de Saneamento (RReSSa).

Figura 1. Desenho esquemático da unidade e dos módulos da UGL Wetlands.



Fonte: Autoria própria (2025)

2.2 Caracterização do lodo séptico

Foi realizada uma campanha de alta frequência por cinco semanas, com a coleta de 24 amostras de caminhões limpa-fossa. Foram analisados pH e Sólidos Sedimentáveis (SSed) *in loco*. As amostras foram enviadas ao GESAD e ao Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), ambos da UFSC, onde analisou-se Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Voláteis (STV), Sólidos Totais Fixos (STF), Demanda Química de Oxigênio (DQO). Após a UGL Wetlands entrar em operação, avaliou-se também nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) e fósforo ortofosfato (P-PO_4^{3-}) (Vogel, 1989; APHA, 2005).

2.3 Testes hidráulicos

Para avaliar o desempenho hidráulico da UGL e identificar possíveis falhas operacionais, testes com esgoto tratado foram realizados por 43 dias, antes do plantio das macrófitas e do abastecimento com lodo séptico. Com nível adequado nas Caixas de Recebimento (Figura 1), a

bomba direccionou fluxo contínuo ao Módulo 1 por 30 minutos. Após 10 minutos de estabilização, mediu-se, em triplicata, a vazão do sistema em cada entrada (A e B), totalizando seis medições por ciclo de 30 minutos. O módulo 2 seguiu o mesmo procedimento. Também, foram testados o sistema de recirculação e os tempos de infiltração do esgoto, verificando possíveis fluxos preferenciais.

2.4 Início da operação da UGL Wetlands

Foi iniciada com a introdução gradual de lodo séptico diluído em esgoto tratado, permitindo adaptação progressiva das macrófitas (*Salix viminalis*) e da microbiota, evitando sobrecarga. Para a alimentação dos módulos wetlands alternou-se ciclos de lodo e esgoto tratado, aumentando gradualmente a carga orgânica e nutricional. Inicialmente, a mistura foi direcionada ao Módulo 1, enquanto as caixas de recebimento eram reabastecidas para posterior distribuição ao Módulo 2. As vazões foram novamente medidas.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização do lodo séptico

Os resultados médios obtidos com a caracterização do material referente as 24 amostras, assim como o desvio padrão estão dispostos na Tabela 1.

De acordo com valores apresentados na Tabela 1, o valor médio de pH obtido foi semelhante ao apresentado por Magri et al. (2016), que analisaram 16 amostras e o valor médio foi de 7,1. Quanto a DQO a concentração média foi de 8.956 mg/L, enquanto os mesmos autores obtiveram valores de 21.953 mg/L e Suntti et al. (2011) obtiveram 14.666 mg/L, demonstrando variabilidade nos dados do parâmetro.

Tabela 1. Valores médios e desvios padrão dos parâmetros analisados na caracterização de lodo de tanque séptico, onde o número de amostras (n)=24.

Parâmetro	pH	SSed (mL/L)	ST (mg/L)	STV (mg/L)	DQO (mg/L)
Valor médio	6,8	209	10815	5744	8956
Desvio Padrão	0,6	273	22750	9323	10498

Fonte: Autoria própria (2025)

As concentrações de sólidos foram elevadas. O valor médio para ST foi 10.815 mg/L, próximo ao obtido por Magri et al. (2016) que obtiveram média de 11.595 mg/L. Já a concentração média de STV foi de 5.744 mg/L, enquanto os mesmos autores reportaram valor médio de 5.128 mg/L, demonstrando regularidade nas médias obtidas.

Uma relação fundamental para avaliar o grau de mineralização e a estabilização de lodos em sistemas de tratamento de resíduos é a proporção de SVT/ST (Suntti et al., 2011). No presente estudo, a relação corresponde a 0,58. De acordo com Andreoli, Von Sperling e Fernandes (2001), lodos não digeridos tem valores entre 0,75 e 0,80, enquanto valores menores indicam maior degradação da matéria orgânica. Cofie et al (2006) indicam que lodos com baixo grau de digestão apresentam dificuldades no desaguamento e em uma relação de 0,43 obtida por Suntti (2011) o índice ainda foi considerado benéfico.

Dessa forma a caracterização do lodo séptico recebido nesta UGL corresponde a valores já descritos na literatura, convertendo maior segurança aos parâmetros do projeto.

3.2 Testes hidráulicos

Os testes hidráulicos foram realizados para avaliar o desempenho da UGL Wetlands antes da operação com lodo séptico. Durante essa fase, foram registradas as vazões de entrada do efluente tratado nos módulos, permitindo a definição de parâmetros operacionais. O tempo de enchimento do recipiente de 20 L no Módulo 1 aumentou de 10 s para 19 s, resultando em uma média de 16 s. No Módulo 2, os valores variaram de 9 s para 20 s ao final, retornando também

uma média de 16 s. Esses resultados indicam uma redução progressiva na vazão da bomba ao longo dos testes. Os testes do sistema de recirculação do efluente tratado mostraram estabilidade na distribuição hidráulica, com tempo médio de enchimento registrado em 18 s.

A partir dos dados coletados, foi estimado o tempo necessário para abastecer o volume de projeto (7.000 L), resultando em médias de 47 min (Módulo 1) e 48 min (Módulo 2). As variações observadas sugerem a necessidade de ajustes operacionais para garantir maior regularidade no abastecimento. Oscilações na vazão da bomba, flutuações elétricas e as características do efluente tratado podem ter influenciado esses resultados.

Os testes de infiltração do efluente junto aos módulos wetlands indicaram tempos médios de 10 min15s (Módulo 1) e 11 min13s (Módulo 2), sugerindo pouca diferença na permeabilidade entre módulos. A variação pode estar relacionada à compactação do meio filtrante e à distribuição do fluxo.

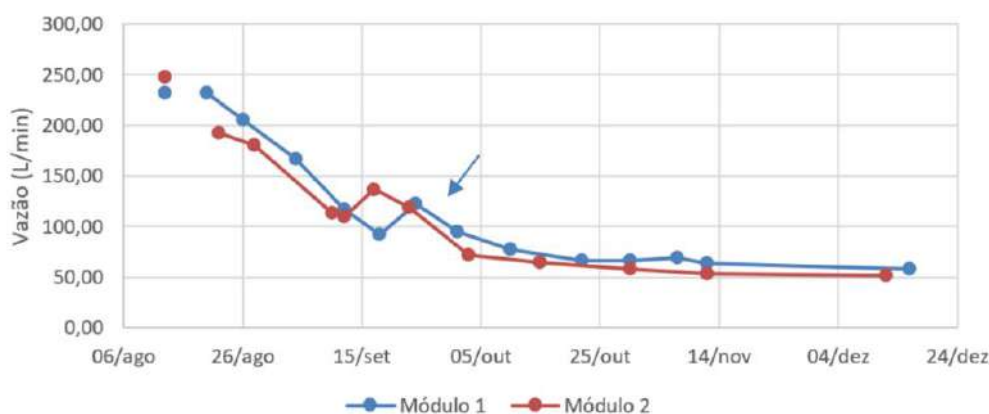
3.3 *Startup* da UGL Wetlands

Durante o *startup* da UGL Wetlands, a alimentação com lodo séptico diluído em esgoto tratado foi realizado de forma gradual, aumentando progressivamente a carga orgânica e nutricional nos módulos. O monitoramento da vazão indicou um aumento no tempo de abastecimento do volume de projeto (7.000 L), com médias de 100,86 min (Módulo 1) e 118,38 min (Módulo 2), refletindo uma redução na vazão ao longo do período, conforme pode ser observado na Figura 2.

Essa queda aproximada de 80% (passando de 250 para 50 L/min), coincidiu com a introdução do lodo diluído, cuja maior viscosidade e concentração de sólidos alteram o desempenho hidráulico. Esses dados são essenciais para o ajuste operacional do sistema.

Os resultados laboratoriais indicaram um aumento gradual da carga orgânica e mineral durante o abastecimento com lodo diluído. O pH apresentou redução de 7,3 para 6,6 no Módulo 1 e de 6,9 para 6,2 no Módulo 2. A DQO aumentou expressivamente, de 7,86 mg/L para 1141,88 mg/L no Módulo 1 e de 436,3 mg/L para 1408,51 mg/L no Módulo 2, refletindo maior disponibilidade de matéria biodegradável.

Figura 2. Vazão de abastecimento durante o período de análise.



Fonte: Autoria própria (2024).

O fósforo ortofosfato atingiu picos de 106 mg/L (Módulo 1) e 107 mg/L (Módulo 2). Os sólidos totais aumentaram para 818 mg/L e 718 mg/L nos Módulos 1 e 2, respectivamente, evidenciando maior carga particulada. O nitrogênio amoniacal aumentou de 35 mg/L para 110 mg/L no Módulo 1 e de 85 mg/L para 114 mg/L no Módulo 2, destacando seu impacto no perfil nitrogenado do sistema. Esses resultados mostram que a introdução progressiva do lodo permitiu a adaptação controlada da microbiota, influenciada pela variabilidade das cargas de lodo coletadas.

4. CONCLUSÃO

A caracterização do lodo séptico apresentou valores compatíveis com a literatura, destacando-se a variabilidade na concentração de DQO. Valores de proporção entre SVT/ST no

lodo de TS evidenciaron un nivel favorable para la estabilización y desaguamiento en módulos wetlands.

Los tests hidráulicos revelaron una reducción progresiva en la vazão de alimentación a partir de los tests con agua y en la secuencia con la mezcla agua y efluente, permitiendo así establecer los tiempos de accionamiento de la bomba para la alimentación con el lodo de TS. Durante la aplicación de lodo séptico, los resultados físico-químicos mostraron un aumento gradual en la carga orgánica y mineral, fortaleciendo la necesidad de definición de estrategias operacionales para el cargamento gradual de los módulos wetlands, a fin de permitir una adaptación de las macrófitas y de la permeabilidad del macizo filtrante.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andreoli, C. V., Von Sperling, M., & Fernandes, F. (2001). Principios del tratamiento biológico de aguas residuales. En Lodo de efluentes: tratamiento y disposición final. Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental; UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná.

American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), & Water Environment Federation (WEF). (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater (21st ed.).

Brasil, Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). (2014). Operação e manutenção de tanques sépticos – Lodo: manual de buenas prácticas y disposición del lodo acumulado en filtros plantados con macrófitas y desinfección por proceso térmico.

Cofie, O. O., Agbottah, S., Strauss, M., Esseku, H., Montangero, A., Awuah, E., & Kone, D. (2006). Solid-liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture. *Water Research*, 40(1), 75-82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.11.002>

- Kengne, I. M., Dodane, P. H., Akoa, A., & Koné, D. (2009). Vertical-flow constructed wetlands as a sustainable sanitation approach for faecal sludge dewatering in developing countries. *Desalination*, 248(1-3), 291-297. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.07.048>
- Magri, M. E., Francisco, J. G. Z., Sezerino, P. H., & Phillipi, L. S. (2016). Constructed wetlands for sludge dewatering with high solids loading rate and effluent recirculation: Characteristics of effluent produced and accumulated sludge. *Ecological Engineering*, 95, 316-323. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.025>
- Sezerino, P. H., et al. (2018). Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: Recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção (1ª ed.). Copiart.
- Suntti, C., Magri, M. E., & Philippi, L. S. (2010). Treatment and dewatering of septic tank sludge by constructed wetlands in Southern Brazil. In *International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control* (pp. 1-8). Venice.
- Uggetti, E., Ferrer, I., Llorens, E., & García, J. (2010). Sludge treatment wetlands: A review on the state of the art. *Bioresource Technology*, 101(8), 2905-2912. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.12.067>
- Uggetti, E., Ferrer, I., Molist, J., & García, J. (2011). Technical, economic, and environmental assessment of sludge treatment wetlands. *Water Research*, 45(2), 573-582. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.10.021>
- Vogel, A. L. (1981). *Análise inorgânica qualitativa* (4ª ed.). Editora Guanabara.
- von Sperling, M. (2017). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos* (4ª ed.). Editora UFMG.



PUESTA EN MARCHA DE UN HUMEDAL DE TRATAMIENTO PARA LA ESTABILIZACIÓN DE LODO RESIDUAL INDUSTRIAL

Giselle Mariza Duré *

Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Núcleo de Investigación en Biotecnología Ambiental (GIBTA), San Lorenzo , Paraguay
giselledure@facen.una.py

Leonida Medina García

Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Núcleo de Investigación en Biotecnología Ambiental (GIBTA), San Lorenzo , Paraguay
leonidamedina@facenuna.edu.py

Tomás López Arias

Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Núcleo de Investigación en Biotecnología Ambiental (GIBTA), San Lorenzo , Paraguay
tlopez@facen.una.py

Guido Troche Arias

Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Núcleo de Investigación en Biotecnología Ambiental (GIBTA), San Lorenzo , Paraguay
guidoandres.troche@gmail.com

Shaun McGahan Silva

Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Núcleo de Investigación en Biotecnología Ambiental (GIBTA), San Lorenzo , Paraguay
smcgahan@facen.una.py

Pablo Sezerino Sezerino

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis – SC, Brasil
pablo.sezerino@ufsc.br

Hajime Guillermo Kurita

Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Biología, San Lorenzo, Paraguay
guillermo.kurita@facenuna.edu.py

Rubén Marín Rodas

Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Química, San Lorenzo, Paraguay
rubenmarin251@gmail.com

Oscar Mongelos Mutti

Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Biología, San Lorenzo, Paraguay
ojmm93@gmail.com

RESUMEN

La generación de lodos residuales industriales representa un desafío ambiental relevante, especialmente en contextos donde las opciones de tratamiento y disposición segura son limitadas. En este estudio se evaluó el desempeño durante la puesta en marcha de un humedal de tratamiento de flujo vertical, diseñado para la estabilización de lodo residual industrial proveniente del tratamiento biológico de una industria del cuero en Asunción, Paraguay. Se realizaron tres campañas de muestreo (junio–agosto 2024) para caracterizar el lodo, con análisis de sólidos totales (13.523 mg/L), sólidos volátiles (3.266 mg/L), pH (8,35–8,85), parámetros microbiológicos y el análisis de elementos traza mediante espectrometría TXRF, permitió detectar la presencia de Cr, Zn, Cu y Ni. El sistema fue alimentado semanalmente con 60 litros de lodo residual. Durante los tres primeros meses de operación, el humedal mostró buen funcionamiento y adaptación favorable de *Typha domingensis*, sin observación de fitotoxicidad. Los resultados preliminares sugieren que este tipo de humedal constituye una solución viable y sostenible para el tratamiento de lodos industriales en contextos descentralizados.

Palabras claves: Humedal de tratamiento; lodo residual; estabilización; tratamiento descentralizado

1. INTRODUCCIÓN

En los procesos de tratamiento de aguas residuales se genera diversos subproductos, siendo los lodos uno de los más relevantes. Los lodos pueden contener patógenos, sustancias potencialmente tóxicas como metales pesados y contaminantes orgánicos, como consecuencia puede causar graves problemas ambientales. (Dong, B et al 2013; Jain et al., 2022). El creciente volumen de lodos generados, tanto en sistemas convencionales como en tratamientos

descentralizados, ha planteado ha planteado desafíos significativos a nivel a nivel global, según la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2024), aproximadamente el 80 % de las aguas residuales se descargan sin tratamiento adecuado y la infraestructura para su disposición segura son limitados. En particular, los lodos industriales suelen presentar una mayor variabilidad en su composición y una mayor concentración de sustancias tóxicas, lo que incrementa los riesgos ambientales asociados (Ortiz Garay, 2014).

En este contexto, los humedales construidos se consolidan como una alternativa prometedora para el tratamiento descentralizado de lodos residuales. Estos sistemas aprovechan la interacción entre el sustrato, la vegetación y la actividad microbiana para facilitar procesos clave como la deshidratación y la estabilización. La acción de las raíces de las macrófitas, al crecer a través del lecho, crea espacios porosos en la capa de lodo, lo que incrementa la aireación, mejora las tasas de drenaje y favorece la transformación y reducción de contaminantes presentes (Yang et al., 2015; Hu & Chen, 2018; Jain et al., 2022).

Además requieren bajo requerimiento energético, menor costo operativo, mantenimiento y pueden adaptarse a contextos rurales o industriales con espacio disponible (Magri et al., 2016; Vymazal, 2020). En el presente trabajo se propone evaluar el desempeño durante la puesta en marcha de un humedal de tratamiento para la estabilización de lodo residual industrial.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Muestero y caracterización del lodo residual industrial

Para la investigación se seleccionó lodo residual industrial proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales perteneciente a una industria dedicada al procesamiento de cuero, ubicada en la ciudad de Asunción, Departamento Central, Paraguay. Para su caracterización inicial, se realizaron tres campañas de muestreo mensual entre los meses de junio

y agosto de 2024. El lodo fue recolectado desde el tanque sedimentador del tratamiento biológico. Las muestras fueron trasladadas al Laboratorio de Biotecnología Ambiental de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (FACEN-UNA), donde se realizaron los ensayos mediante análisis de sólidos totales (ST), sólidos totales volátiles (STV), pH, entre otros y microbiológicos como coliformes y recuento de aerobios mesófilos, según APHA (2012). Se realizó análisis de identificación cualitativa de elementos trazas mediante espectrometría de fluorescencia de rayos X por reflexión total (TXRF).

Diseño e implementación del humedal de tratamiento de lodos

Se diseñó un humedal de flujo vertical subsuperficial, a escala piloto, instalado en una unidad experimental del Grupo de Investigación en Biotecnología Ambiental (GIBTA-FACEN). El diseño estructural fue desarrollado siguiendo las recomendaciones propuestas por Sezerino, P (2024). Las dimensiones del sistema es de 90 cm × 110 cm × 95 cm (área superficial: 0,99 m²) y fue acondicionado con tres capas de arena y grava constituido por capa superficial de arena gruesa (10 cm de espesor; diámetro 2 a 1,2 mm), capa intermedia de grava (20 cm de espesor; Ø 19 a 25 mm), capa inferior de grava (45 cm de espesor; Ø 50 a 76 mm), el sistema tiene incorporado tubos de ventilación y tubería perforada de drenaje. Se sembraron 20 plantines de *Typha domingensis*, provenientes de un vivero libre de contaminantes, con un periodo de adaptación de macrofitas de alimentación con mezcla de agua residual y el lodo. Figura 1.

Figura 1. (A) Acondicionamiento con gravas capa inferior e intermedia, (B) Capa superficial arena gruesa (C) siembra de macrófitas en el humedal (D) plantines sembrados.



Fuente: Autoría propia (2025)

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 1 muestra se muestran los resultados de la caracterización del lodo residual industrial, se observó una concentración elevada de sólidos totales (ST) con valor promedio de 13.523 mg/L y de sólidos totales volátiles (STV) de 3.266 mg/L, el pH se mantuvo en rangos relativamente alcalinos entre 8,35 y 8,85. De acuerdo a lo indicado por Dong et al. (2013), los lodos industriales que no han sido completamente tratados suelen presentar condiciones químicas inestables, como pH alcalino y cargas orgánicas intermedia, sin embargo resultan adecuados para ser sometidos a procesos de deshidratación y estabilización en tecnologías de tratamiento de como los humedales construidos.

El análisis cualitativo por espectrometría de fluorescencia de rayos X por reflexión total (TXRF) permitió detectar la presencia de elementos traza potencialmente tóxicos asociados al proceso de curtido incluyendo cromo (Cr), zinc (Zn), cobre (Cu) y níquel (Ni).

Durante los primeros tres meses de operación, el humedal fue alimentado semanalmente con 60 litros de lodo residual industrial. La primera carga se realizó de forma gradual para favorecer mejor adaptación del lecho filtrante y las macrófitas. En esta etapa se monitorearon parámetros relevantes para la estabilización, como sólidos totales y otras variables

fisicoquímicas. Se observó el crecimiento de las macrófitas y aparición de nuevos brotes, sin evidencias de fitotoxicidad.

La capacidad de *Typha domingensis* para tolerar concentraciones moderadas de contaminantes la posiciona como especie adecuada para este tipo de sistemas. (Magri et al., 2016; Hu & Chen, 2018), que reportan estabilidad en humedales de flujo vertical operando con lodos de alta carga orgánica. (Figura 2).

Tabla 1. Resultados de caracterización.

Parámetros	Unidad de medida	Métodos	Muestreo 1	Muestreo 2	Muestreo 3	Promedio
			valores	valores	valores	
Solidos sedimentables(SS)	ml/L	Cono Imhoff	0	0	0	0
Solidos totales (ST)	mg/L	Gravimétrico	13278	13167	14125	13523
Solidos susp. totales (SST)	mg/L	Gravimétrico	4500	4000	3853	4118
Solidos disueltos totales (SDT)	mg/L	Gravimétrico	10333	10153	10287	10258
Solidos Fijos totales (SFT)	mg/L	Gravimétrico	8711,67	10070	10788	9856
Solidos volátiles totales (SVT)	mg/L	Gravimétrico	3073	3350	3373	3266
Potencial de hidrógeno (pH)	mg/L	Electrométrico	8,78	8,35	8,85	9
Conductividad eléctrica	mS/cm2	Electrométrico	12,1	12,1	12,06	12
Demanda química de oxígeno	mg/L	Volumétrico	4040	3640	4040	3907
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	Electrométrico		260	269	264
Coliformes totales	UFC		2,7x10 ⁴			2,7x10 ⁴
Recuento de aerobios mesófilos	UFC		3,6x10 ⁴	3,4 x10 ⁴		3,5 x10 ⁴

Figura 2. (A) Vista general del sistema alimentado semanalmente (B) Adaptación y crecimiento de macrófitas, sin signos de fitotoxicidad en tres meses de operación del sistema.



Fuente: Autoría propia (2025)

4. CONCLUSIÓN

Los resultados de los parámetros evaluados indican que el humedal de tratamiento implementado presenta condiciones adecuadas estabilizar este tipo de lodo residual. Se logró la provisión de la muestra del lodo residual proveniente del tanque sedimentador del tratamiento biológico.

El humedal de tratamiento se encuentra funcionando desde hace tres meses mostrando desempeño estable, con buena adaptación de las macrófitas y sin observación signos de fitotoxicidad. Los resultados preliminares sugieren que este tipo de humedal constituye una solución viable, de bajo costo y adaptable para la estabilización de lodos industriales en contextos descentralizados.

5. AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el Financiamiento del Proyecto PINV01-276: *“Potencial de un humedal construido para la biodegradación y estabilización de lodos provenientes de un sistema de tratamiento convencional de aguas residuales”*.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA. (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association.
- Dong, B., Liu, X., Dai, L., & Dai, X. (2013). Changes of heavy metal speciation during high-solid anaerobic digestion of sewage sludge. *Bioresource Technology*, 131, 152–158.
- Jain, M., Upadhyay, M., Gupta, A. K., & Ghosal, P. S. (2022). A review on the treatment of septage and faecal sludge management: emphasis on constructed wetlands. *Journal of Environmental Management*, 315, 115143.
- Hu, S., & Chen, Z. (2018). Earthworm effects on biosolids characteristics in sludge treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 118, 12–18.
- Magri, M. E., Francisco, J. G. Z., Sezerino, P. H., & Philippi, L. S. (2016). Constructed wetlands for sludge dewatering with high solids loading rate and effluent recirculation. *Ecological Engineering*, 95, 316–323.
- Ortiz Garay, L. R. C. (2014). Depuración biológica con lodo activo para tratamiento de efluentes con materia orgánica. *Revista Sobre Estudios e Investigaciones Del Saber Académico*, (8), 19–23.
- Vymazal, J. (2020). Removal of nutrients in constructed wetlands for wastewater treatment through plant harvesting. *Ecological Engineering*, 155, 105962.
- World Health Organization. (2024). Progress on the proportion of domestic and industrial wastewater flows safely treated – Mid-term status of SDG Indicator 6.3.1 and acceleration needs, with a special focus on climate change, wastewater reuse and health. OMS.
- Yang, G., Zhang, G., & Wang, H. (2015). Current state of sludge production, management, treatment and disposal in China. *Water Research*, 78, 60–73.

POTENCIAL DE LOS HUMEDALES DE FLUJO VERTICAL EN LA REMOCIÓN DE MICROORGANISMOS DE MEZCLAS DE LODOS INDUSTRIALES Y AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

Guido Troche Arias*, **Giselle Duré Quiñonez****, **Shaun MacGahan Silva****, **Leonida Media García****, **Irlanda Aquino Casco****, **Luz Samaniego Turró****, **Óscar Mongelos Mutti*****

*Universidad Nacional de Asunción. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Departamento de Biotecnología. Laboratorio de Biotecnología Ambiental. Autor de correspondencia: guidoandres.troche@com

**Universidad Nacional de Asunción. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Departamento de Biotecnología. Laboratorio de Biotecnología Ambiental. giselledure@facen.com.py; smcgahan@facen.una.py; irlandaaquino02@gmail.com; luzbelturro@gmail.com; leonidamedina@gmail.com

***Universidad Nacional de Asunción. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Departamento de Biología. Laboratorio de Microbiología. ojmm93@gmail.com

RESUMEN

El presente trabajo se enfoca en el procesamiento de una mezcla de lodo industrial y agua residual doméstica en un humedal subsuperficial de flujo vertical sembrado con *Typha dominguensis*, y determinar su potencial para la remoción de microorganismos. Se alcanzaron eficiencias de remoción del 95% para aerobios mesófilos (RAM) y del 99,8% para coliformes totales (CT), con base a los análisis microbiológicos realizados en el afluente y el lixiviado. El sistema fue operado con un caudal de 60L por aplicación, con un tiempo de retención de 7 días, demostrando resultados preliminares prometedores en cuanto a la disminución de la carga microbiana. Además, se realizó un monitoreo del pH y la conductividad eléctrica, registrándose leves disminuciones para ambos parámetros en el lixiviado, en comparación con los valores del influente. Los resultados obtenidos en este trabajo demuestran que el empleo de estas tecnologías no convencionales pueden aplicarse como alternativas sostenibles y eficientes para el tratamiento de residuos líquidos de diferente origen.

Palabras claves: Humedal construido, *Typha dominguensis*, lodo industrial, agua residual domoméstica.

1. INTRODUCCIÓN

Actualmente, el debate sobre la estabilización y conservación de los recursos hídricos, como también su impacto en la salud y en el ambiente, ha tomado relevancia en diversos ámbitos. El interés acerca de la calidad del agua ha impulsado al sector académico a desarrollar investigaciones orientadas en la búsqueda de mecanismos alternativos que puedan implementarse para el tratamiento de aguas residuales. El vertido inadecuado de aguas residuales en los cauces hídricos representa una de las principales causas de la contaminación de las aguas (Magri et al., 2016).

Las tecnologías basadas en la naturaleza, que aprovechan la energía solar y los procesos biológicos naturales, han despertado el interés en la comunidad académica científica. Entre ellas, los humedales construidos (HC) destacan por su eficiencia comprobada en el tratamiento de aguas residuales de diferentes orígenes, y por su bajo costo operativo. Su elevada eficiencia fue reportada en una variedad de condiciones climáticas, tanto en países industrializados como en vías de desarrollo (Sundaravadivel & Vigneswaran, 2001).

El objetivo del trabajo fue evaluar el potencial de remoción microbiana de un humedal subsuperficial de flujo vertical en el tratamiento de mezclas de lodos industriales y agua residual doméstica.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Puesta en marcha del humedal

Se instaló un humedal subsuperficial de flujo vertical, sembrado con 20 plantines de *Typha dominguensis* como componente vegetal (Figura 1). Durante un mes, el lecho fue alimentado únicamente con agua residual doméstica para permitir la adecuada aclimatación de la macrófita a las condiciones del sistema. Culminado ese período, se procedió a alimentar el humedal con una mezcla compuesta de 15 litros de lodo industrial y 45 litros de agua residual

doméstica. Las dimensiones del humedal construido fueron de 1,1 metro de largo por 0,9 metro de ancho, con un área de 1 m^2 y un volumen de $0,74\text{ m}^3$. El sustrato filtrante estuvo conformado por tres capas: una capa inferior de 45 cm de brita lavada con un tamaño de partícula entre 50 y 60 mm; una capa intermedia de 20 cm de brita lavada con partículas de 19 a 25 mm; y una capa superficial de 10 cm de arena lavada, con partículas entre 1,2 y 2 mm. El caudal (Q) considerado fue de 60L/aplicación.

Figura. 1. Humedal subsuperficial de flujo vertical montado.



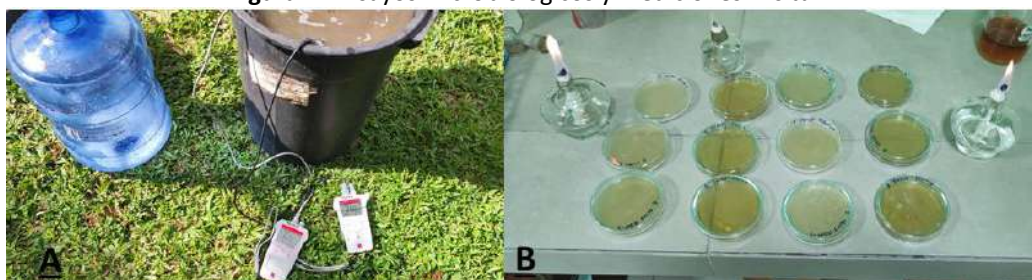
Nota: Elaboración propia (2025).

2.2. Ensayos microbiológicos y parámetros de control

Posterior al período de aclimatación de las macrófitas, se procedió a evaluar la carga microbiana del afluente y del lixiviado en el sistema durante un tiempo estacionado de 7 días, con una duración de 3 semanas seguidas. Se determinaron las concentraciones promedio de microorganismos aerobios mesófilos (RAM) y coliformes totales (CT) en ambos puntos, y se

calculó el porcentaje de remoción microbiana (Figura 2). Además, se midieron los valores de pH y conductividad eléctrica en el afluente y el efluente como parámetro de control, siguiendo los métodos estandarizados por APHA (2012).

Figura 2. Ensayos microbiológicos y mediciones *in situ*.

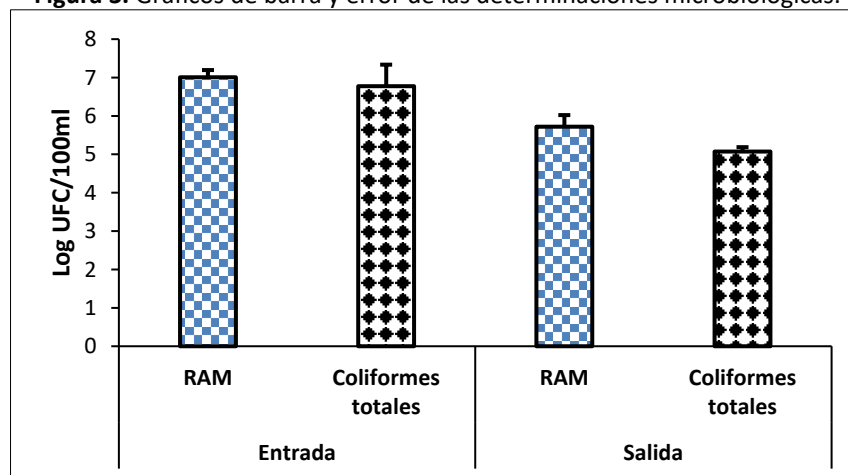


Nota: A) Mediciones de pH y conductividad eléctrica; B) Ensayos microbiológicos. Elaboración propia (2025).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 3, se muestra la reducción de la carga microbiana en ambas determinaciones microbiológicas, comprobando los valores de la mezcla antes del vertido con los del efluente tratado por e humedal.

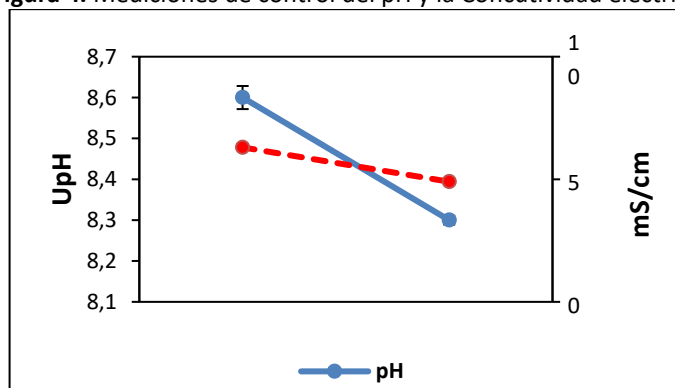
Figura 3. Gráficos de barra y error de las determinaciones microbiológicas.



Nota: Elaboración propia (2025).

Se alcanzaron remociones del 95% y 99,8% en el recuento de arobios mesófilos (RAM) y coliformes totales (CT) respectivamente. En el afluente, las concentraciones promedio fueron de 1×10^7 UFC/100 ml para RAM y 6×10^6 UFC/100 ml para CT, mientras que en el efluente, las concentraciones disminuyeron en 5×10^5 UFC/100 ml (RAM) y 1×10^5 UFC/100 ml (CT). Las eficiencias de remoción obtenidas en este estudio fueron superiores a las reportadas por Troche et al. (2021), quienes registraron una eficiencia del 88% en la reducción de coliformes del tratamiento de aguas residuales domésticas en un humedal subsuperficial de flujo vertical con *T. domingensis*.

Figura 4. Mediciones de control del pH y la Conductividad eléctrica.



Nota: Elaboración propia (2025).

En cuanto a los parámetros de control, el pH se mantuvo relativamente constante, de $8,6 \pm 0,1$ UpH en el afluente a $8,3 \pm 0,1$ UpH en el efluente, mientras que para la conductividad eléctrica se presentó una leve disminución, de $6,3 \pm 0,06$ mS/cm a $4,9 \pm 0,02$ mS/cm para el afluente y el efluente respectivamente. Los valores de pH registrados en la mezcla de entrada y en el lixiviado fueron superiores al mencionado por López et al. (2021), quienes trataron agua residual doméstica en dos humedal construidos y sembrados con *Cyperus giganteus* y *T. domingensis*, obteniendo valores de $6,7 \pm 0,3$ UpH y $6,6 \pm 0,4$ UpH. Esta diferencia se debe a la presencia de lodo residual en el sistema de tratamiento. El valor promedio de la conductividad eléctrica registrado

de la mezcla para este trabajo resulta mayor a lo expuesto por Charris (2016), quienes trataron un efluente con la conductividad eléctrica promedio de 0,9 mS/cm. Esta variación de la conductividad se presenta debido al aporte del lodo industrial con el agua residual doméstica.

4. CONCLUSIÓN

Se consiguió determinar una remoción del 95% para el recuento de aerobios mesófilos y del 99,8% para coliformes totales, de la mezcla tratada en el humedal construido, lo que expone unos resultados preliminares prometedores en cuanto al funcionamiento del sistema, considerando los parámetros de operación propuestos. Se espera que la eficiencia de remoción microbiológica se mantenga con respecto al tiempo de funcionamiento del humedal, como también la acumulación de biosólidos en la superficie del lecho, para la evaluación de otros parámetros fisicoquímicos.

5. AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo financiero brindado al proyecto PINV01-276, así como a los Departamentos de Biología y Biotecnología por facilitar el acceso a sus laboratorios.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc., NY, 1360 p.
- Charris, J. & Caselles, A. (2016). Eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual doméstica con humedales construidos experimentales plantados con *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) y *Echinochloa colonum* (Poaceae). *Tecnología y ciencias del agua*, 7(6), 93-103. Recuperado en 24 de junio de 2025, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-24222016000600093&lng=es&tlng=es.
- Magri, M., Francisco, J., Sezerino, P. y Philippi, L. (2016). Humedales artificiales para la deshidratación de lodos con alta carga de sólidos y recirculación de efluentes: Características del efluente producido y lodos acumulados. *Ingeniería Ecológica*, 95, 316-323. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2016.06.085>.

- López, T. R., Duré, G. M., Doldán, M., Galeano, E., & Marín, D. (2021). Desempeño de humedales contruidos a escala piloto para el tratamiento de agua residual urbana utilizando *Cyperus giganteus* Vahl y *Typha domingensis* Pers. *Steviana*, 11(1), 3–14.
https://doi.org/10.56152/StevianaFacenV11N1A1_2019.
- Sundaravadivel, M., y Vigneswaran, S. (2001). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31, 351-409. <https://doi.org/10.1080/20016491089253>.

7.EJE TEMÁTICO: CONTAMINANTES INORGÁNICOS



SISTEMA DE HUMEDALES FLOTANTES VEGETADOS CON *Typha dominguensis* PARA EL TRATAMIENTO FINAL DE EFLUENTES METALÚRGICOS

Gisela Alfonsina Di Luca*

Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Santiago del Estero 2829, 3000 Santa Fe, Argentina.

gi_cdl@hotmail.com

María de las Mercedes Mufarрге

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL). Santa Fe, Argentina.

mercedesmufarрге@gmail.com

María Belén Molina

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL). Santa Fe, Argentina.

mariabelen.molina@hotmail.com

Marcelo Abel Campagnoli

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL). Santa Fe, Argentina.

marcegam86@gmail.com

Gabriela Cristina Sánchez

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL). Santa Fe, Argentina.

gsanchez@fiq.unl.edu.ar

Sandra Ester Caffaratti

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL). Santa Fe, Argentina.

sancaffaratti@gmail.com

María Alejandra Mainе

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL). Santa Fe, Argentina. amaine@fiq.unl.edu.ar

Hernán Ricardo Hadad

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL). Santa Fe, Argentina.

hadadhernan@gmail.com

RESUMEN

En el presente trabajo se muestran los resultados del estudio de un Sistema de Humedal Flotante (SHF), vegetado con *Typha domingensis*, para el tratamiento final del efluente de una industria metalúrgica. Tres dispositivos contruidos *ad hoc* (SHF) se colocaron en una pileta de hormigón que recibe los efluentes industriales y cloacales de la empresa ya tratados por un Humedal de Flujo Libre (HFL), constituyendo un Humedal Híbrido. Se monitoreó la eficiencia del SHF durante dos años (diciembre 2022 – diciembre 2024), mediante el muestreo de agua antes y después de atravesarlo y de tejidos vegetales (raíces, rizomas, parte aérea y parte sumergida de las hojas). Se obtuvieron remociones de Cr, Zn, PT y especies nitrogenadas acordes a las reportadas en bibliografía para sistemas a escala de campo. Las plantas acumularon Cr, Zn, P y NTK, demostrando que el sistema es eficiente en la remoción de los contaminantes estudiados. Se continuará el monitoreo del humedal y se optimizarán las variables de acuerdo a los resultados obtenidos para lograr un aumento en las eficiencias de remoción.

Palabras claves: Sistema de Humedal Flotante; remoción, acumulación; *Typha domingensis*.

1. INTRODUCCIÓN

La industria metalúrgica produce efluentes con elevadas concentraciones de metales. Estos contaminantes exceden usualmente los límites de descarga establecidos por la legislación y pueden ser tóxicos para la biota. Además de las prácticas tradicionales para el tratamiento primario de estos efluentes, una tecnología empleada para el tratamiento secundario y terciario de los mismos es la de Humedales Construidos (HCs). Los HCs constituyen sistemas complejos donde procesos químicos, físicos y biológicos se interrelacionan para producir la remoción de diferentes contaminantes del agua (Kadlec and Wallace, 2009). Una variante de los Humedales Construidos (HCs) son los Sistemas de Humedales Flotantes (SHFs). Estos sistemas son una

ecotecnología prometedora y rentable para restaurar cuerpos de agua (Chen et al., 2016). Los SHFs emplean macrófitas emergentes que crecen en una estructura flotante sobre la superficie del agua en lugar de arraigarse en el sedimento. En estos sistemas, las raíces de las plantas cuelgan debajo del material flotante proporcionando una superficie extensa para el crecimiento del biofilm y la fijación de partículas finas suspendidas. De esta manera, las plantas toman los contaminantes directamente de la columna de agua acumulándolos en sus tejidos.

La mayor parte de los estudios referidos a la remoción de diferentes contaminantes, fundamentalmente N, P y metales provenientes de aguas residuales por SHF se han realizado a escala mesocosmos, demostrando una alta eficiencia de estos sistemas (Di Luca et al., 2024; Abed et al., 2017; Ijaz et al., 2016). El número de estudios a campo realizados sobre SHFs es limitado, en particular su aplicación al tratamiento de efluentes industriales (Afzal et al., 2019; Park et al., 2019; Schwammberger et al 2023).

En el presente trabajo se evaluó la eficiencia de un SHF vegetado con *Typha domingensis* como etapa final para el mejoramiento del tratamiento de un efluente de industria metalúrgica, luego de ser tratado por un Humedal de Flujo Libre (HFL). Para ello se determinó la eficiencia de remoción de Cr, Zn, P y especies nitrogenadas y la acumulación de estos contaminantes en los diferentes tejidos vegetales.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

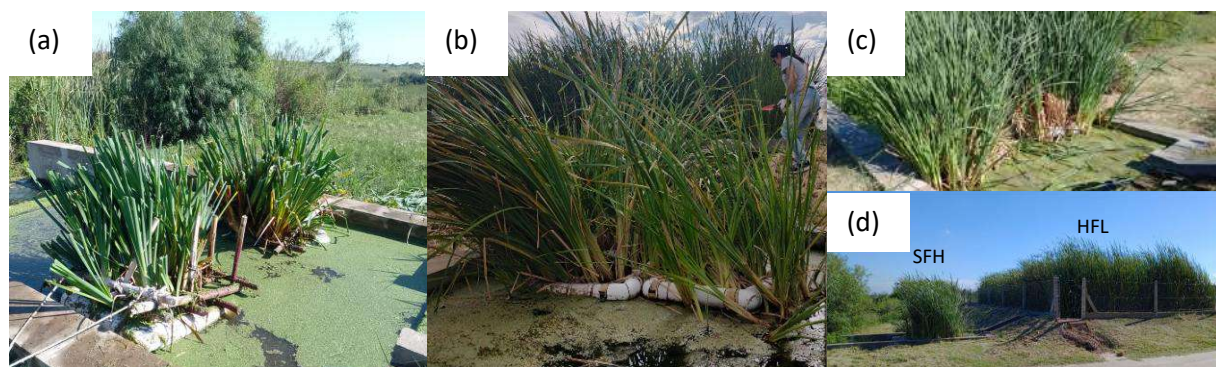
En el predio de una industria metalúrgica localizada en la ciudad de Santo Tomé (Santa Fe, Argentina), se colocó un SHF en una pileta de hormigón de 4m x 2m con una profundidad de 0,40m que recibe los efluentes industriales y cloacales de la empresa ya tratados por un Humedal de Flujo Libre (HFL), que funciona desde el año 2009 (Maine et al., 2017), constituyendo un Humedal Híbrido (Figura 1). Se utilizaron diferentes materiales para la construcción del SHF hasta encontrar los más adecuados. Finalmente se construyeron 3 dispositivos de 1m² con caños de

PVC de 110mm y malla de nylon donde se dispusieron 9 plantas de *T. domingensis* en cada uno. Las plantas fueron recolectadas del mismo predio de la industria. El estudio comenzó en diciembre de 2022. Bimensualmente se tomaron muestras de agua antes y después de atravesar el SHF y muestras de plantas que fueron divididas en parte aérea, parte sumergida, raíz y rizoma. pH, conductividad, Oxígeno disuelto (OD), Cr, Zn, PRS, PT, N-NTK, N-NH_4^+ y N-NO_3^- en agua se determinaron según APHA (2012). En tejidos vegetales se midieron Cr, Zn, PT y NTK (APHA, 2012). El tratamiento estadístico de todos los datos se realizó mediante análisis de la varianza (ANOVA). Un nivel de $p < 0,05$ se utilizó en todas las comparaciones.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 1 muestra los valores mínimos, máximos y medios de los parámetros medidos en el agua antes y después de que el efluente atravesase el SHF durante el periodo estudiado (diciembre 2022 - diciembre 2024). Las concentraciones de los parámetros medidos mostraron gran variabilidad durante el periodo estudiado, probablemente asociados a variaciones en la operación de la industria y a eventos climáticos.

Figura 1. (a) SHF luego de dos meses de instalado (febrero 2023), (b) SHF diciembre 2023, (c) SFH diciembre 2024, (d) Vista del sistema HH.



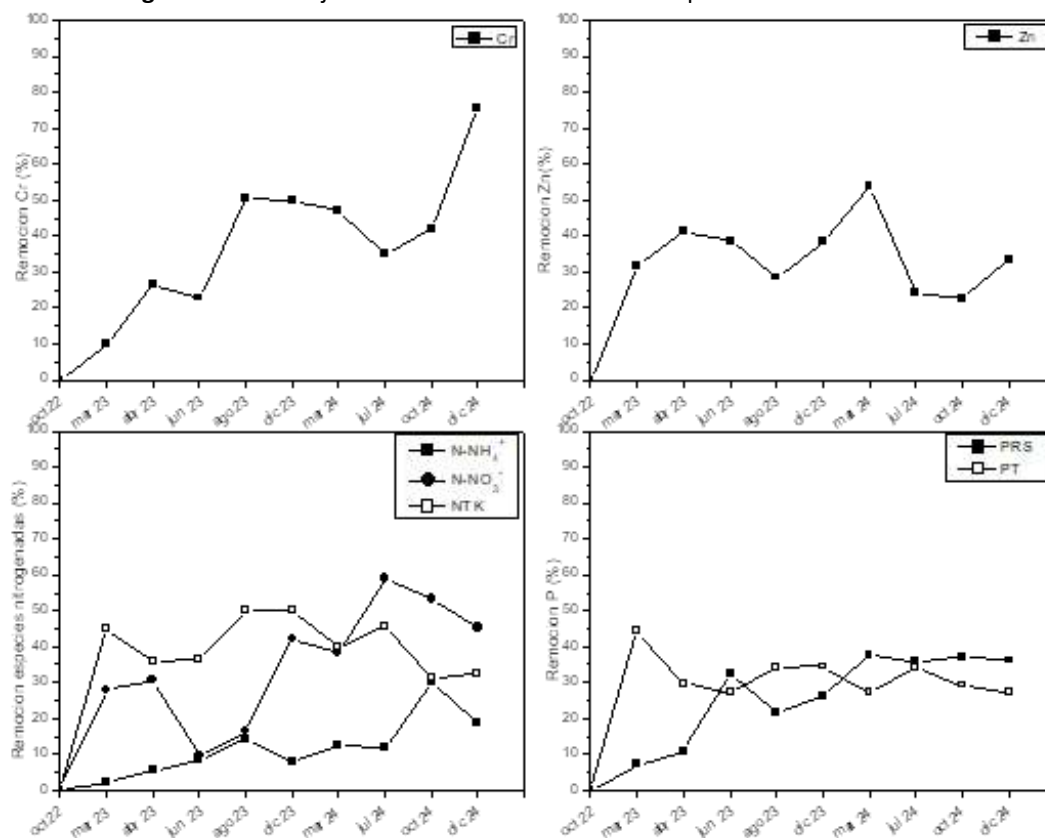
Fuente: Autoría propia (2024)

Tabla 1. Valores medios, mínimos y máximos de los parámetros medidos en el efluente antes y después de atravesar el SHF, durante el estudio.

	Antes del SHF			Después del SHF		
	min	máx	media	min	máx	media
T (°C)	8,3	26,4	17,9	8,4	26,2	17,9
pH	7,24	8,47	7,76	7,23	8,6	7,69
Conductividad (µmho cm ⁻¹)	1108	2914	1597	1061	2324	1442
OD (mg L ⁻¹)	0,52	6,97	3,28	0,89	6,97	4,20
Cr (mg L ⁻¹)	0,016	1,328	0,245	0,008	1,025	0,168
Zn (mg L ⁻¹)	0,051	0,090	0,065	0,024	0,065	0,045
PRS (mg L ⁻¹)	0,170	1,267	0,708	0,109	0,910	0,541
PT (mg L ⁻¹)	0,278	1,880	1,004	0,203	1,095	0,704
NTK (mg L ⁻¹)	1,98	18,439	5,566	0,990	10,031	3,416
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,566	1,897	1,281	0,327	1,690	0,852
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	1,431	6,410	3,444	1,225	6,055	3,039

La remoción de Cr, Zn, PRS, PT, N-NTK, N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻ en agua se muestran en la Figura 2. La remoción media de Cr fue de 40%, Zn de 32%, PRS de 24%, PT 29%, N-NTK 37%, N-NH₄⁺ 11% y N-NO₃⁻ 32%. A diferencia de los estudios realizados a menor escala y en condiciones controladas, donde las eficiencias de remoción de los contaminantes son elevadas (superando en la mayoría de los casos el 80%), los estudios a campo sobre SFHs muestran variadas eficiencias de remoción de nutrientes y metales. En algunos casos las remociones obtenidas en el presente estudio están por debajo de las reportadas en literatura (Afzal et al., 2019; Park et al., 2019; Schwammberger et al 2023; Ijaz et al., 2016) y en otros son superiores (Barco y Borin, 2017; Abi Hanna et al., 2023).

Figura 2. Porcentajes de remoción de los diferentes parámetros estudiados.



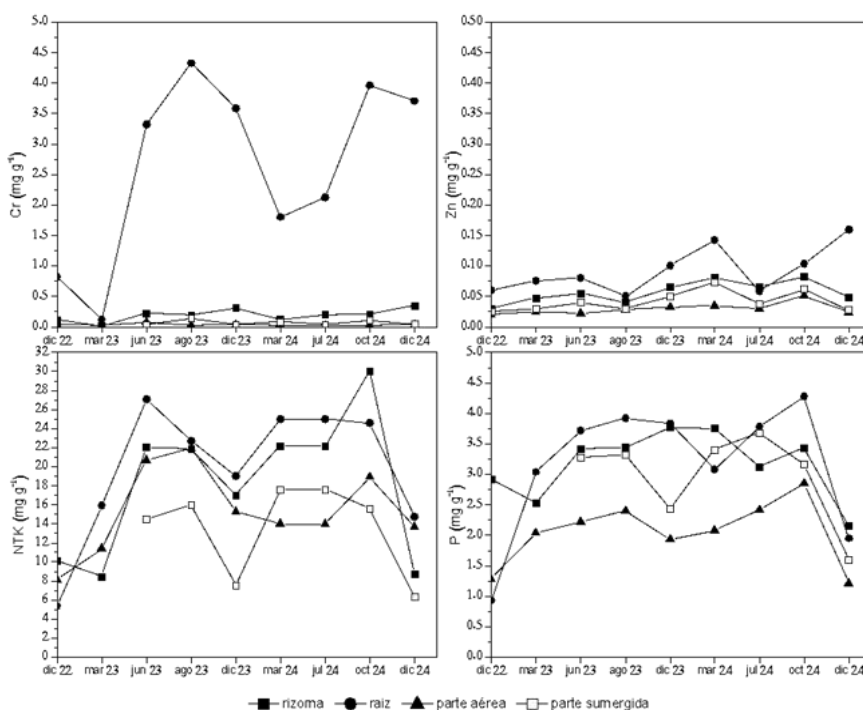
Fuente: Autoría propia (2024)

Las plantas de *T. domingensis* mostraron un crecimiento sostenido en el tiempo, incluso en invierno. Se determinó un aumento de las concentraciones de PT y NTK en todos los órganos de *T. domingensis* estudiados (raíces, rizomas, parte aérea y sumergida de las hojas) (Figura 3). Es conocido que el P y el N se acumulan fundamentalmente en la parte aérea de las hojas (Marschner, 2011). Sin embargo, en este estudio el mayor aumento se produjo en las raíces y rizomas. Esto puede deberse a que en los SHFs las macrófitas crecen teniendo sus raíces y rizomas en contacto directo con la columna de agua, por lo que los mecanismos de toma y acumulación

de nutrientes puede variar con los que ocurren cuando las plantas crecen arraigadas a los sedimentos de fondo (Di Luca et al., 2019).

Las concentraciones de Cr y Zn sólo aumentaron en las raíces (Figura 3). Es ampliamente reportado que las macrófitas limitan el transporte de los metales hacia las partes aéreas como un mecanismo para aumentar su tolerancia a los mismos (Mufarrege et al., 2021).

Figura 3. Concentración de (a) Cr, (b) Zn, (c) NTK y (d) P (mg g^{-1}) en los diferentes tejidos de *T. domingensis* (raíces, rizomas, parte aérea y parte sumergida de las hojas).



Fuente: Autoría propia (2024)

4. CONCLUSIÓN

A fin de optimizar el tratamiento de los efluentes de una industria metalúrgica, se diseñó un humedal híbrido, anexando a un HFL, que se encuentra operando desde hace 16 años, un SHF

vegetado con *T. domingensis*. La eficiencia del SHF se monitoreó durante 2 años. Los resultados obtenidos muestran remociones de Cr, Zn, PT y N-NTK, N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻ acordes a las reportadas en bibliografía para sistemas a escala de campo: 40%, 32%, 29%, 37%, 11% y 32%, respectivamente. Las plantas acumularon Cr, Zn, P y NTK, demostrando que el sistema es eficiente en la remoción de los contaminantes estudiados. Se continuará el monitoreo del humedal y se optimizarán las variables de acuerdo a los resultados obtenidos para lograr un aumento en las eficiencias de remoción.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abed, S. N., Almuktar, S. A., & Scholz, M. (2017). Remediation of synthetic greywater in mesocosm—Scale floating treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 102, 303-319.
- Abi Hanna, R., Borne, K., Gerente, C., & Andres, Y. (2023). Recycled cellular concrete to improve phosphorous removal by floating treatment wetlands: A pilot experiment for meat-processing factory's wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 53, 103766.
- Afzal, M., Rehman, K., Shabir, G., Tahseen, R., Ijaz, A., Hashmat, A. J., & Brix, H. (2019). Large-scale remediation of oil-contaminated water using floating treatment wetlands. *NPJ Clean Water*, 2(1), 3.
- APHA, AWWA, WEF. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22nd edition, American Public Health Association, Washington D.C.
- Barco, A., & Borin, M. (2020). Treatment performances of floating wetlands: A decade of studies in North Italy. *Ecological Engineering*, 158, 106016.
- Chen, Z., Cuervo, D. P., Müller, J. A., Wiessner, A., Köser, H., Vymazal, J., Kästner, M., & Kuschik, P. (2016). Hydroponic root mats for wastewater treatment—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 15911-15928.



- Di Luca, G. A., Mufarrege, M. M., Hadad, H. R., & 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.
- Di Luca, G. A., de las Mercedes Mufarrege, M., Hadad, H. R., Maine, M. A., Nocetti, E., & Campagnoli, M. A. (2024). Floating treatment wetlands with *Canna indica* for the removal of Cr (III) and Cr (VI) from water: A comprehensive study. *Science of The Total Environment*, 940, 173642.
- Ijaz, A., Iqbal, Z., & Afzal, M. (2016). Remediation of sewage and industrial effluent using bacterially assisted floating treatment wetlands vegetated with *Typha domingensis*. *Water Science and Technology*, 74(9), 2192-2201.
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands*. CRC press.
- Maine, M. A., Hadad, H. R., Sanchez, G. C., Di Luca, G. A., Mufarrege, M. M., Caffaratti, S. E., & Pedro, M. D. C. (2017). Long-term performance of two free-water surface wetlands for metallurgical effluent treatment. *Ecological Engineering*, 98, 372-377.
- Marschner, H. (2011). *Marschner's mineral nutrition of higher plants*. Academic press.
- Mufarrege, M. D. L. M., Di Luca, G. A., Hadad, H. R., & 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.
- Park, J. B., Sukias, J. P., & Tanner, C. C. (2019). Floating treatment wetlands supplemented with aeration and biofilm attachment surfaces for efficient domestic wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 139, 105582.
- Schwammberger, P. F., Tondera, K., Headley, T. R., Borne, K. E., Yule, C. M., & Tindale, N. W. (2023). Performance monitoring of constructed floating wetlands: Treating stormwater runoff during the



construction phase of an urban residential development. Science of The Total Environment, 865, 161107.

HUMEDAL CONSTRUIDO A ESCALA PILOTO PARA EL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DE RELLENO SANITARIO

Marisa Edith Iturria*

Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE) – Complejo Ambiental Villa Domínico– Provincia de Buenos Aires, Argentina

marisaiturria@gmail.com

Hernán Ricardo Hadad

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)-Facultad de Ingeniería Química- Universidad Nacional del Litoral

David Gabriel Allende

Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE) – Complejo Ambiental Villa Domínico– Provincia de Buenos Aires, Argentina

RESUMEN

En este estudio se evaluó la atenuación de contaminantes presentes en líquidos lixiviados de un relleno sanitario y la respuesta de la macrófita *Canna glauca* en 4 unidades en escala piloto de humedales construidos de flujo subsuperficial vertical (HCFV). Las unidades operaron en el relleno sanitario (RS) en etapa postcierre localizado en el predio de Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE) – de Villa Domínico (Buenos Aires, Argentina), Los humedales tuvieron una alimentación por bombeo de lixiviado diluido 25%v/v a dos sistemas en paralelo, conformado por dos reactores de 1 m³ trabajando en serie. Se utilizó pometina como sustrato y dos individuos de *C. glauca* en cada reactor, con una duración total de cada experimento de 3 semanas, realizado por sextuplicado entre octubre de 2024 y marzo de 2025. Se encontró que la tasa de remoción de SDT, DQO y boro fue de 7%, 39% y 64%, respectivamente. No se encontró influencia significativa del tratamiento para un período mayor a 72 horas.

Palabras claves: líquidos lixiviados, escala piloto, Boro, DBO, *Canna glauca*

1. INTRODUCCIÓN

La disposición en rellenos sanitarios es la principal alternativa de eliminación de los rechazos de los sistemas de gestión de residuos sólidos urbanos. Sin embargo, los rellenos sanitarios generan grandes cantidades de lixiviados con alta carga contaminante que deben ser recolectados y tratados. Típicamente, luego del tratamiento, el lixiviado transformado en efluente tratado, se descarga en un cuerpo de agua superficial, por lo que deben necesariamente eliminarse grandes concentraciones de contaminantes, tales como materia orgánica refractaria, macrocomponentes inorgánicos y trazas de metales pesados (Maldonado et al., 2017).

Los humedales construidos (HC) han sido empleados desde hace varios años para el tratamiento de diversos tipos de efluentes líquidos, incluyendo también lixiviados de RS (Kadlec, 2003), los cuales tienen una alta variabilidad de concentraciones de contaminantes, haciendo más dificultosa la tarea de proporcionar un efluente con una calidad estable para descarga directa o eventualmente reúso. En tal sentido, el diseño de un sistema de HC a escala piloto permite encontrar los parámetros de funcionamiento más apropiados para proporcionar un efluente líquido de mejor calidad (Wojciechowska et al, 2003)

El objetivo de este trabajo fue evaluar la respuesta comparativa de un sistema a escala piloto de HCFV, en la atenuación de los contaminantes característicos de un líquido lixiviado de un RS en etapa postcierre, para las condiciones climáticas locales.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio se condujo utilizando un diseño propio consistente en 4 humedales construidos del tipo de flujo subsuperficial vertical (HCFV) denominados Reactores A, B, C y D, en escala piloto en el predio de un RS cerrado en Villa Domínico, Provincia de Buenos Aires. El estudio se condujo entre el 10 de octubre de 2024 y el 31 de marzo de 2025, bajo condiciones

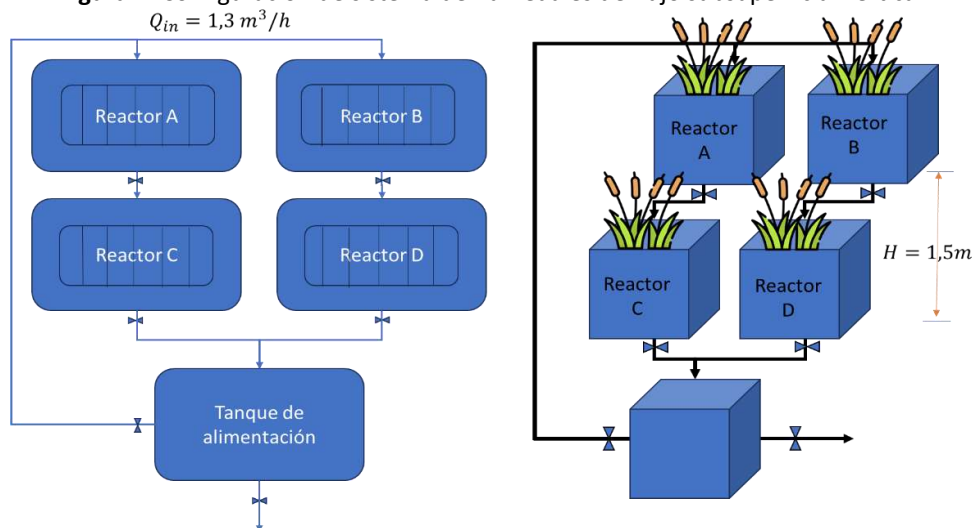
climáticas reales, con precipitaciones de hasta 35 mm diarios y temperaturas que oscilaron entre 9°C y 36,3°C.

La configuración de los HCFV consistió en una alimentación por bombeo a dos sistemas en paralelo, conformado por dos reactores en serie cada uno, como se indica en la Figura 1. Se trabajó en condiciones de escala piloto con un sistema que consistió en 4 reactores de 1 m³ dispuestos de la siguiente manera: 2 trenes en serie (Tren 1: A y C, Tren 2: B y D), siendo los reactores A y B (según esquema Figura 1) alimentados por bombeo desde el tanque de alimentación, luego los reactores de C y D fueron alimentados por gravedad desde A y B. La diferencia entre cada base fue de 1,5 m de altura y ambos trenes fueron alimentados en forma paralela con el mismo caudal de ingreso. Se colocaron 2 individuos de *Canna glauca* en cada reactor. Se utilizó esta especie por cuestiones operativas y por resultados obtenidos en estudios previos. Los especímenes se obtuvieron de las experiencias anteriores (Iturria et al., 2021).

La duración de cada experimento fue de 3 semanas. La concentración del líquido utilizado fue una dilución de 25%v/v de líquido lixiviado (Iturria et al., 2023). Se tomó una muestra previa al tratamiento del líquido crudo, del agua utilizada para dilución y de la dilución al 25 %v/v en sí misma, luego se tomaron muestras a las 24 hs, y posteriormente 72 hs, 1, 2 y 3 semanas, desde el inicio.

Se trabajó con un caudal de líquido diluido al 25 %v/v de 1,3 m³/h, recirculado durante 8hs. El resto del tiempo, el líquido fue almacenado en el tanque de alimentación. El caudal de salida de cada orificio del sistema de riego fue de 21 L/h.

Figura 1. Configuración de sistema de humedales de flujo subsuperficial vertical.



Fuente: Elaboración propia.

Se analizaron parámetros fisicoquímicos relacionados con características propias de lixiviados de RS. En tal sentido, se evaluó la atenuación de conductividad, pH, sólidos totales disueltos (SDT), sólidos secados a 103°C (SS) y salinidad, materia orgánica refractaria representada por la DQO y boro para evaluar las trazas de metales/metaloideos.

Los equipos utilizados para la medición de parámetros fueron: Equipo de DQO Hach DR2700 y kits de determinación Hach, pHmetro y conductímetro y patrones de calibración Hach.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las concentraciones medias de los parámetros del lixiviado diluido al 25% v/v ingresado a los humedales se muestran en la Tabla 1.

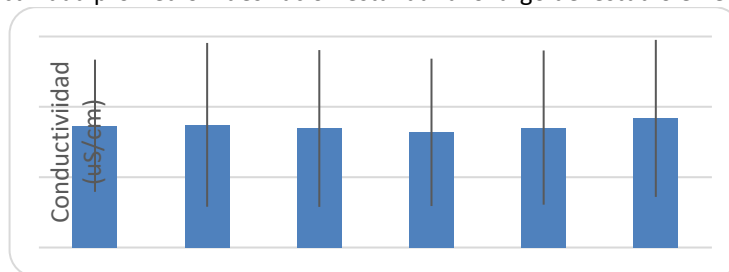
Tabla 1. Concentraciones promedio $\pm$ desviación estándar de los parámetros de entrada del sistema.

operado.

Parámetro	Unidad	Valor (dilución 25% v/v)
pH	-	7,9 $\pm$ 0,4
Conductividad	$\mu\text{S}/\text{cm}$	3231 $\pm$ 939
SDT	mg/l	1618 $\pm$ 585
Salinidad	mg/l	1648 $\pm$ 494
ST 103°C	mg/l	1947 $\pm$ 660
DQO	mg/l	384 $\pm$ 161
Boro	mg/l	1,36 $\pm$ 0,15

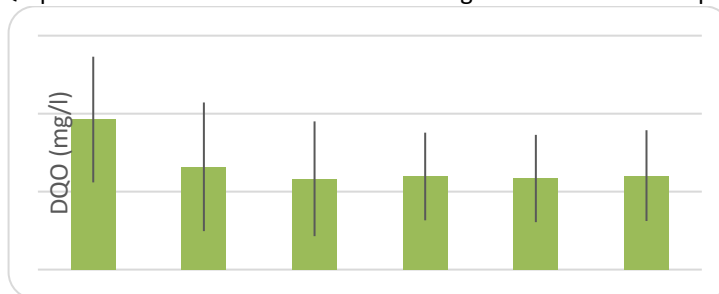
Las siguientes figuras resumen la evolución de las concentraciones medidas en el líquido de salida de todo el sistema (a diferentes períodos de tiempo: 24hs, 72hs, 1,2 y 3 semanas), a saber: conductividad, DQO y boro con una disminución notable. La dilución 25%v/v corresponde a la solución de ingreso del líquido a tratar.

Figura 2. Conductividad promedio $\pm$ desviación estándar a lo largo del estudio en el líquido de salida.



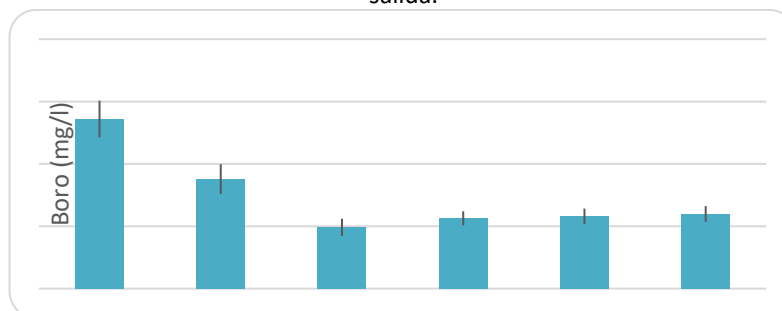
Fuente: Elaboración propia.

Figura 3. DQO promedio $\pm$ desviación estándar a lo largo del estudio en el líquido de salida.



Fuente: Elaboración propia.

Figura 4. Concentración de boro promedio $\pm$ desviación estándar a lo largo del estudio en el líquido de salida.



Fuente: Elaboración propia.

La tasa de remoción máxima de los parámetros analizados se resume en la Tabla 2.

Tabla 2. Tasa de remoción en % de los parámetros del sistema operado.

Parámetro	Momento	Tasa de remoción máxima
Conductividad	1 semana	3%
SDT	72 horas	7%
Salinidad	72 horas	7%
ST 103°C	72 horas	4%
DQO	72 horas	39%
Boro	72 horas	64%

La remoción de sólidos inorgánicos no fue eficiente ya que no se observaron remociones significativas, salvo en un muy corto periodo de tiempo. En cambio, la materia orgánica y el boro presentaron en concentraciones hasta 1,6 y 2,7 veces más bajas, respectivamente, que las promedio del líquido diluido al 25%v/v ingresado. Esto está en línea con estudios previos donde se presentaron remociones de 37,9% y 42,2% a las 24 hs y 72 hs respectivamente de DQO, en escala microcosmos (Maldonado et al., 2017). Con respecto a la concentración del líquido ingresado a los HCFV se había sugerido una concentración de 50 %v/v (Iturria et al., 2023), sin embargo, para poder adaptar el sistema se inició con un 25%v/v. Por otro lado, se determinó que, para alcanzar una estrategia de operación óptima, la mayor remoción de

contaminantes se obtiene dentro de las 72 hs de forma de recirculación del líquido durante 8 hs y descanso de 16 hs fuera de los reactores.

Las plantas de *C. glauca* se desarrollaron de forma normal, especialmente las ubicadas en los reactores superiores. Para esta evaluación se utilizaron como referencia plantas que crecieron naturalmente sobre el relleno sanitario donde se realizó la experiencia, midiendo la altura promedio y comparando el desarrollo foliar, a modo cualitativo.

Considerando los 6 experimentos realizados, los individuos que estaban en los reactores inferiores no tuvieron un desarrollo óptimo en las primeras experiencias (del 1 al 4), porque estuvieron 16hs inundados con líquido y en condiciones anaeróbicas, las restantes 8hs se recirculaba el líquido. Esto hizo que se modificara el sistema agregando el tanque externo, por lo que los experimentos 5 y 6 tuvieron un mejor desarrollo las plantas en comparación con los reactores inferiores. Esta modificación no implicó diferencias significativas en la remoción de parámetros.

4. CONCLUSIÓN

El sistema operó correctamente durante todo el estudio. Se observó que la forma óptima de operación, donde se obtiene la mayor remoción es dentro de las 72 hs de forma de recirculación del líquido durante 8 hs y descanso de 16 hs fuera de los reactores. Se observó que la DQO y Boro, tuvieron una remoción de 39% y 64% respectivamente. Las plantas se desarrollaron de manera óptima siguiendo esta propuesta.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Iturria, M. E., Allende, D., & Hadad, H. (2021). Ensayos de toxicidad en *Canna glauca* utilizando líquido lixiviado proveniente de un relleno sanitario cerrado. *Memorias de la V conferencia Panamericana de sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad de agua*, Brasil. pp. 226-230.



- Iturria, M. E., Allende, D., & Hadad, H. (2023). Evaluación del crecimiento de *Canna glauca* al ser expuesta a líquido lixiviado proveniente de un relleno sanitario cerrado en humedales a escala de microcosmos. *Memorias de la VI conferencia Panamericana de sistemas de humedales para el tratamiento y mejoramiento de la calidad de agua*, Colombia. pp. 146-149.
- Kadlec, R.H. (2003). Integrated natural systems for landfill leachate treatment. IN: *Wetlands – nutrients, metals and mass cycling*. Vymazal, J. (Ed.) Backhuys Publishers, Leiden, pp. 1-33.
- Maldonado, M., Isaac, J., Rodríguez, C., Jarson, A., & Cajiao, A. M. (2017). Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios en filtros anaerobios de flujo ascendente de dos fases (DI – FAFS). *Revista Ingeniería UC*, 24, 91-104.
- Wojciechowska, E, Gajewska, M., & Obarska-Pempkowiak, H. (2010). Treatment of landfill leachate by constructed wetlands: Three case studies. *Polish J. Environ. Stud.* 19, 643-650.

INFLUENCIA DE DOS TIPOS DE SUSTRATOS EN HUMEDALES DE FLUJO VERTICAL PARA TRATAMIENTO DE EFLUENTES

Jesús Andrés López López

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Santa Fe, Argentina.

jsus_2lopez@gmail.com

Gabriela Cristina Sánchez*

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL). Santa Fe, Argentina.

gsanchez@fiq.unl.edu.ar

Sandra Esther Caffaratti

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL). Santa Fe, Argentina.

sancaffaratti@gmail.com

Marcelo Abel Campagnoli

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL). Santa Fe, Argentina.

marcegam@gmail.com

María Alejandra Maine

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL). Santa Fe, Argentina.

amainefiq@gmail.com

RESUMEN

La selección del sustrato en Humedales de flujo vertical (HFV) representa un aspecto muy importante que determina en gran parte la eficiencia del tratamiento de las aguas residuales. El objetivo de este trabajo fue: 1) evaluar la eficiencia de HFVs con dos tipos de sustratos, para la remoción de fósforo total (PT), nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+), materia orgánica, Cr y Pb de efluentes cloacales, 2) evaluar en qué fracción quedaron retenidos P, Cr y Pb. Se realizó un experimento de invernadero utilizando HFVs con dos tipos de sustratos: uno compuesto por LECA y Arena (HFVs A), y el otro por LECA, arena y diatomita (HFVs B). Los

HFVs fueron plantados con *Typha domingensis* y se dispusieron controles de sustrato (sin macrófitas). Se utilizó un efluente sintético simulando un efluente cloacal luego del tratamiento primario. Se tomaron muestras del efluente antes y después de los tratamientos con HFVs, en las que se determinó pH, conductividad, PT, N-NH_4^+ , N-NO_3^- , oxígeno disuelto (OD), DQO, Cr y Pb. En sustratos y macrófitas se determinaron las concentraciones iniciales y finales de PT y metales. Las eficiencias de remoción de HFVs B para N-NH_4^+ y PT y resultaron mayores a las obtenidas para HFVs A, mientras que para DQO, Cr y Pb, no se encontraron diferencias significativas. Se comprobó un aumento en la concentración de P, Cr y Pb tanto en sustratos como en tejidos de macrófitas al finalizar la experiencia. Para P se encontraron mayores concentraciones tanto en la mezcla arena+diatomita (sustrato B) como en macrófitas de HFVs B, lo que coincide con la mayor remoción en el efluente con los HFVsB. En cuanto a Cr y Pb se observaron menores concentraciones en arena (sustrato A) pero mayores en de macrófitas de HFVs A, lo cual explicaría similares remociones de los metales en agua para ambos casos. En conclusión, los HFVs con ambos sustratos resultaron eficientes en la remoción PT, Cr, Pb y DQO del efluente estudiado. El agregado de diatomita en el sustrato B, mejoró la eficiencia de remoción para PT y N-NH_4^+ .

Palabras claves: Sustrato, Metales, Fósforo, Humedales de Flujo Vertical

1. INTRODUCCIÓN

Los humedales de tratamiento (HT) son parte de las llamadas tecnologías basadas en la naturaleza que imitan procesos naturales para reducir la carga de contaminantes de distintos efluentes. Los humedales de flujo vertical (HFV) son utilizados para tratamiento de efluentes cloacales, en diversos sistemas híbridos o multietapas (Dotro et al., 2021). Por su capacidad de nitrificación, son eficientes para remover carbono orgánico (DBO_5 o DQO) y amonio, debido a las condiciones oxidantes dentro del lecho. El tipo de sustrato utilizado en los HFVs, determina en gran parte la eficiencia del tratamiento de las aguas residuales (Cross, K. Et al., 2021), ya que es el generalmente donde quedan retenidos los contaminantes. Los mecanismos funcionales de los sustratos en los humedales incluyen: filtración, adsorción, intercambio de electrones para el metabolismo, transporte de microorganismos y soporte físico para las plantas. La adsorción del

sustrato incluye sorción, formación de complejos, precipitación e intercambio iónico. Estos mecanismos contribuyen principalmente a la eliminación de P, metales pesados y $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (Zehua et al., 2022) presentes en efluentes cloacales. En los HT, los metales pueden ser adsorbidos por el sustrato debido a la atracción entre las cargas positivas de los metales y las negativas del sustrato. Además pueden ser intercambiados por otros cationes del sustrato, o bien pueden precipitar como sales insolubles, carbonatos, bicarbonatos, sulfuros, hidróxidos. Los metales disueltos pueden acomplejarse con la materia orgánica, pero si ésta luego es degradada, los metales se desorben. La legislación vigente en la Provincia de Santa Fe (Argentina) para el volcado de efluentes cloacales, establece un límite máximo para Cromo y Plomo, entre otros metales.

En los humedales de flujo vertical (HFVs), el sustrato puede estar relacionado con varios inconvenientes, como funcionamiento hidráulico inadecuado, clogging y baja eficiencia en la eliminación de contaminantes (Stefanakis et al. 2014).

Los sustratos recomendados para minimizar el clogging incluyen plásticos, mezcla de tierra, residuos orgánicos, lodos de alumbre y áridos ligeros, mientras que la escoria de acero, la zeolita y el suelo pueden producir fácilmente sustancias que generan a obstrucciones. Por ejemplo, los sustratos de humedales subsuperficiales compuestos por múltiples capas de suelo minimizaron la pérdida de capacidad de drenaje, mejoraron la permeabilidad y evitaron obstrucciones al favorecer el crecimiento de bacterias heterogéneas (para la eliminación de DQO) y bacterias nitrificantes-desnitrificantes (para la eliminación de $\text{NH}_4^+\text{-N}$) (Zhong et al., 2022). Arena y Leca son dos materiales ampliamente utilizados como sustratos en HT, mientras que la diatomita es escasamente citada en la bibliografía sobre el tema. Esta roca sedimentaria silíceas formada por esqueletos fosilizados de diatomeas (algas unicelulares), es un material que retiene humedad, pero no tiende a compactarse. Además presenta gran superficie específica con cargas negativas, lo que podría favorecer la retención de metales si se utiliza como parte del sustrato en los HFVs.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la eficiencia de HFVs con dos tipos de sustratos, para la remoción de fósforo total (PT), nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+), materia orgánica (DQO), Cr y Pb de efluentes cloacales. Se evaluó además en qué fracción quedaron retenidos P, Cr y Pb.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

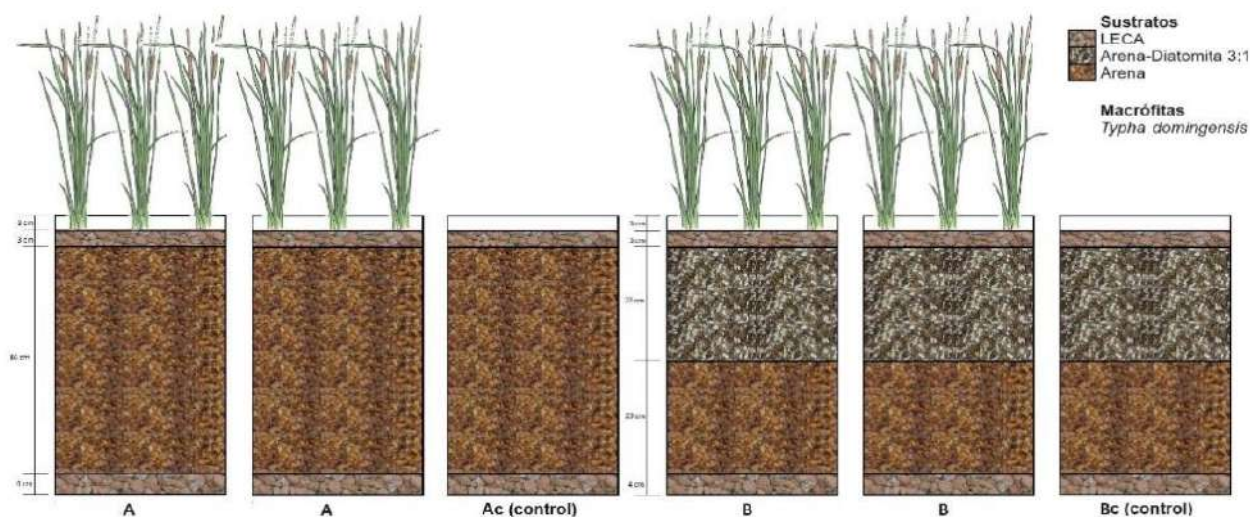
Se realizó un experimento de invernadero utilizando reactores plásticos de 60 cm de altura y 30 cm de diámetro, simulando HFVs. Los reactores se dispusieron en un invernadero con luz natural. Se estudiaron dos tipos de sustratos: uno compuesto por LECA y Arena (sustrato A), y el otro por LECA, arena y diatomita (sustrato B). El sustrato A se compuso por capas de abajo hacia arriba de: LECA (4 cm), arena (46 cm) y LECA (3 cm); y sustrato B: LECA (4 cm), arena (23 cm), mezcla arena-diatomita 3:1 (23 cm) y LECA (3 cm).

Los materiales utilizados para conformar los sustratos fueron: LECA (10-20 mm), arena (3-6 mm) y diatomita (3-10 mm). Se dispusieron HFVs plantados con *Typha domingensis* y HFVs controles de sustrato, es decir, sin macrófitas (figura 1). Se utilizó un efluente sintético formulado con las características fisicoquímicas esperadas en un efluente cloacal luego del tratamiento primario. El efluente se preparó con agua de red, glucosa, sacarosa, NH_4Cl ; concentrado de proteínas de suero; NaH_2PO_4 ; $\text{Cr}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ y $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$.

Los HFVs fueron operados con un régimen de un día saturación seguidos de dos días de aireación. Previamente, los HFVs se aclimataron con similar régimen de operación utilizando agua de red, durante 2 meses. Se realizaron 17 muestreos en forma periódica durante 3,5 meses; se determinaron las eficiencias de los tratamientos con HFVs, mediante los % de remoción de los parámetros de interés. Para ello se tomaron muestras del efluente antes y después de los tratamientos con HFVs, en las mismas se determinó pH, conductividad, PT, N-NH_4^+ , N-NO_3^- , OD, DQO, Cr y Pb. En sustratos y macrófitas se determinaron las concentraciones de PT; Cr y Pb al inicio y al final de la experiencia. Las macrófitas se dividieron en parte aérea (tallos y hojas) y

parte subterránea (raíces y rizomas). Las determinaciones se realizaron de acuerdo a APHA 2012. La determinación de P se realizó por espectrometría visible (método del azul de molibdeno); Cr y Pb se determinaron mediante espectrometría de absorción atómica por llama. Para la determinación de P, Cr y Pb en agua se realizó ataque ácido previo de acuerdo a EPA 3051A (US EPA, 2007), mientras que en macrófitas y sustratos se realizó de acuerdo a EPA 200.2 (USEPA, 1994).

Figura 1. Esquema de los Humedales de Flujo Vertical utilizados.



Fuente: Autoría propia (2024)

Para evaluar si había diferencia estadísticamente significativa entre las concentraciones de los parámetros estudiados en el efluente antes y después del tratamiento o en los porcentajes de remoción se aplicó un Análisis de la Varianza (ANOVA) con un valor de significancia (α) de 0,05. Previamente, se analizó gráficamente la normalidad, homocedasticidad e independencia de los residuos. Cuando hubo diferencias significativas entre las medias, se utilizó el procedimiento de comparación múltiple de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher. El mismo procedimiento

fue aplicado para evaluar las concentraciones iniciales y finales de los sustratos. Para realizar el análisis estadístico se utilizó el software Statgraphics Plus 5.0.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las eficiencias de remoción del tratamientos con HFVs B fueron: N-NH_4^+ (46,7%), PT (47,4%), resultando significativamente mayores a las obtenidas con HFVs A.

No se encontraron diferencias significativas entre la eficiencia de los tratamientos con distintos HFVs para DQO, Cr y Pb, siendo las remociones promedio obtenidas superiores a 79,8%, 86,9% y 88,2% respectivamente.

Tabla 1. Concentraciones de los distintos parámetros analizados en el efluente antes (inicial) y después del tratamiento con HFVs (final) (Promedio $\pm$ desviación estándar; $n=15$).

Parámetro	Inicial	Final			
		A	Ac	B	Bc
pH	6,5 $\pm$ 0,6	6,4 $\pm$ 0,4	6,4 $\pm$ 0,4	6,3 $\pm$ 0,4	6,3 $\pm$ 0,4
DQO (mg O.L ⁻¹)	257,4 $\pm$ 31,0	47,8 $\pm$ 24,8	55,0 $\pm$ 24,1	50,2 $\pm$ 21,9	46,3 $\pm$ 12,1
NH_4^+ (mg N.L ⁻¹)	74,1 $\pm$ 4,4	60,8 $\pm$ 5,3	58,9 $\pm$ 4,4	39,4 $\pm$ 4,0	40,4 $\pm$ 5,4
NO_3^- (mg N.L ⁻¹)	7,6 $\pm$ 3,0	15,1 $\pm$ 5,9	16,8 $\pm$ 6,2	18,5 $\pm$ 7,5	18,6 $\pm$ 6,4
Fósforo (mg P.L ⁻¹)	10,2 $\pm$ 0,6	6,4 $\pm$ 0,6	6,6 $\pm$ 0,7	5,4 $\pm$ 0,6	5,8 $\pm$ 1,0
Cromo (mg Cr.L ⁻¹)	0,89 $\pm$ 0,24	0,13 $\pm$ 0,12	0,13 $\pm$ 0,14	0,12 $\pm$ 0,11	0,10 $\pm$ 0,11
Pb (mg Pb.L ⁻¹)	0,87 $\pm$ 0,21	ND (LD: 0,08)	ND (LD: 0,08)	ND (LD: 0,08)	ND (LD: 0,08)
Conductividad ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	895,0 $\pm$ 42,4	1019,4 $\pm$ 39,8	1032,2 $\pm$ 37,6	1042,4 $\pm$ 49,1	1015,0 $\pm$ 41,1
OD (mg O.L ⁻¹)	9,7 $\pm$ 0,3	6,6 $\pm$ 0,8	6,7 $\pm$ 0,9	7,1 $\pm$ 1,0	7,0 $\pm$ 1,0

Fuente: Autoría propia (2024)

Se observó una disminución significativa en las concentraciones de OD en el efluente luego de los tratamientos con HFVs (tabla 1); sin embargo no se llegó a condiciones de

anaerobiosis en ningún muestreo. Probablemente esta disminución se deba a que se consume oxígeno en los procesos de degradación de la materia orgánica y la nitrificación; éste último mecanismo explicaría el aumento de nitrato. La remoción de N-NH_4^+ fue menor a la esperada en los HFVs, donde la nitrificación es uno de los mecanismos predominantes pero compite con la degradación aeróbica de la materia orgánica.

Maine et al. (2022) estudiaron HFVs para tratamientos de lixiviados de relleno sanitario con concentraciones de Cr, Ni y Zn entre 0,01- 0,22 mg.L^{-1} . Las concentraciones de metales aumentaron significativamente en macrófitas y sustratos (leca y arena), luego de 7 meses de tratamiento. En el presente trabajo, se trató efluente con concentraciones mayores de metal y se determinó un aumento significativo en la concentración de P, Cr y Pb en las muestras de sustratos analizadas, al finalizar la experiencia (tabla 2).

Tabla 2. Concentraciones de P, Cr y Pb (iniciales y finales) en los materiales utilizados como los sustratos (Promedio $\pm$ desviación estándar; $n=3$); ND: no detectado; LD: Límite de detección.

Sustrato	Concentración			
		Inicial	Bc	B
LECA superior	Cr (mg Cr. g^{-1})	$0,004 \pm 0,001$	$0,017 \pm 0,001$	$0,022 \pm 0,001$
	Pb (mg Pb. g^{-1})	ND (LD:0,0004)	$0,030 \pm 0,001$	$0,037 \pm 0,002$
	P (mg P. g^{-1})	$0,40 \pm 0,02$	$0,44 \pm 0,01$	$0,49 \pm 0,01$
Arena + Diatomita	Cr (mg Cr. g^{-1})	$0,015 \pm 0,002$	$0,028 \pm 0,002$	$0,031 \pm 0,002$
	Pb (mg Pb. g^{-1})	$0,009 \pm 0,001$	$0,054 \pm 0,001$	$0,033 \pm 0,001$
	P (mg P. g^{-1})	$1,57 \pm 0,01$	$3,03 \pm 0,05$	$4,00 \pm 0,21$
		Inicial	Ac	A
Arena	Cr (mg Cr. g^{-1})	$0,003 \pm 0,002$	$0,005 \pm 0,002$	$0,008 \pm 0,002$
	Pb (mg Pb. g^{-1})	$0,013 \pm 0,001$	$0,016 \pm 0,001$	$0,024 \pm 0,001$
	P (mg P. g^{-1})	$0,09 \pm 0,01$	$0,27 \pm 0,03$	$0,13 \pm 0,03$

Fuente: Autoría propia (2024)

Los mayores aumentos de concentración de P, se observaron en las muestras de arena+diatomita, lo que coincide con la mayor remoción en agua para los tratamientos con HFVs B. Los mayores aumentos de concentración de Cr y Pb se observaron en leca y arena+diatomita.

En cuanto a las macrófitas, se determinó un aumento en la concentración de P, Cr y Pb al finalizar la experiencia (tabla 3). En todos los casos, las concentraciones finales en parte aérea fueron menores a las halladas en parte subterráneas, coincidentemente con resultados de bibliografía. Se observaron las mayores concentraciones de Cr y Pb en macrófitas de los HFVsA; esto podría justificar que los HFV con ambos sustratos A y B resultaron igualmente eficientes para la remoción de ambos metales. En cuanto al P, se observaron los mayores aumentos de concentraciones en tejidos de *Typha domingensis* de HFVs B; probablemente la fracción de arena+diatomita del sustrato favoreció la toma de este nutriente por las macrófitas.

Tabla 3. Concentraciones de P, Cr y Pb (iniciales y finales) en tejidos de macrófitas (Promedio $\pm$ desviación estándar; n = 3)

Concentración		Tejido vegetal	
		Subterráneo	Aéreo
P (mg P. g-1)	Inicial	2,74 $\pm$ 0,40	1,07 $\pm$ 0,14
	A	2,42 $\pm$ 0,11	2,13 $\pm$ 0,08
	B	3,12 $\pm$ 0,05	2,48 $\pm$ 0,13
Cr (mg Cr. g-1)	Inicial	0,004 $\pm$ 0,001	0,004 $\pm$ 0,001
	A	0,121 $\pm$ 0,007	0,023 $\pm$ 0,004
	B	0,090 $\pm$ 0,007	0,003 $\pm$ 0,001
Pb (mg Pb. g-1)	Inicial	< 0,004	< 0,004
	A	0,120 $\pm$ 0,020	0,033 $\pm$ 0,001
	B	0,098 $\pm$ 0,020	0,016 $\pm$ 0,001

Fuente: Autoría propia (2024)

Las eficiencias de los HFVs plantados con *T. domingensis* no tuvieron diferencias significativas con las de los HFVs control, probablemente por falta de desarrollo de las macrófitas. Sin embargo, el aumento de las concentraciones de P y metales en sustratos y tejidos, muestran el importante rol de las macrófitas en estos sistemas.

4. CONCLUSIÓN

Los HFVs con ambos sustratos fueron igualmente eficientes en cuanto a la remoción de DQO, Cr y Pb del efluente cloacal estudiado. El agregado de diatomita en el sustrato B, mejoró la eficiencia de los HFVs para remoción de N-NH_4^+ y PT, en las condiciones de esta experiencia.

Se corroboró que tanto P como Cr y Pb, quedaron retenidos tanto en macrófitas como en el sustrato de los HFVs. Las mayores retenciones de Cr y Pb, se observaron en leca, arena+diatomita (sustrato B) y en las raíces de macrófitas de los HFVsA. Estos resultados contribuyen a demostrar que las macrófitas se complementan con el sustrato, logrando una remoción eficiente de los metales del efluente en los HFVs con ambos sustratos.

En futuros estudios, se debería verificar si este comportamiento se mantiene en el tiempo, así como también analizar perfiles de concentración de los contaminantes en los sustratos en los humedales.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Dotro G.; Langergraber, G.; Molle, P.; Nivala, J.; Puigagut, J.; Stein, O.; Von Sperling, M. (2017) Treatment wetlands. Biological Wastewater Treatment Series, Volume 7, IWA Publishing, London, UK.
- Cross, K.; Tondera, K.; Rizzo, A.; Andrews, L.; Pucher, B.; Istenič, D.; Karres, N.; McDonal, R.; (2021) Nature-Based Solutions for Wastewater: a series of factsheets and case studies ; IWA Publishing Republic - Export Building, London, UK, ISBN 9781789062267.

Zehua J., Wenzhong T., Yuansheng P., (2022) Constructed wetland substrates: A review on development, function mechanisms, and application in contaminants removal, *Chemosphere, The Netherlands, Elsevier, Volume 286, Part 1,, 131564, ISSN 0045-6535, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131564>*.

Stefanakis A, Akratos CS, Tsihrintzis VA. (2014). Vertical flow constructed wetlands. Eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment. The Netherlands: Elsevier.

Zhong, H., Ning H., N.; Wang, Q.; Chen, Y.; Huang, L. (2022). How to select substrate for alleviating clogging in the subsurface flow constructed wetland? *Science of the Total Environment Health Assoc., New York*.

American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation (APHA-AWWA-WEF), (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22nd edn. APHA-AWWA-WEF, USA. Washington. D.C.

U.S. EPA.(2007). Method 3015A (SW-846): Microwave Assisted Acid Digestion of Aqueous Samples and Extracts, Revision 1. Washington, DC.

USEPA. (1994). Method 200.2: Sample Preparation Procedure for Spectrochemical Determination of Total Recoverable Elements. Rev. 2.8. United States Environmental Protection Agency, Washington D.C., USA.

Maine, M.A., Hadad, H.R., Camaño Silvestrini, N.E., Nocetti, E., Sanchez, G.C., Campagnoli, M.A. (2022) "Cr, Ni, and Zn removal from landfill leachate using vertical flow wetlands planted with *Typha domingensis* and *Canna indica*". *International Journal of Phytoremediation*. 24(1): 66-75.

8.EJE TEMÁTICO: CONTAMINANTES EMERGENTES

POLICULTIVO DE *Iris sibirica* y *Canna indica* APLICADO PARA LA REMOCIÓN DE FARMACOS EN ESTUDIOS HIDROPONICOS

Allan Tejeda*

Universidad de Guadalajara, Ocotlán, Jalisco, México

allan.tejeda@academicos.udg.mx

Alejandra González; Alberto Valencia-Botín; Florentina Zurita

Universidad de Guadalajara, Ocotlán, Jalisco, México

alejandra.gonzalez1416@alumnos.udg.mx; julian.valencia@academicos.udg.mx;

florentina.zurita@academicos.udg.mx

RESUMEN

La investigación busca profundizar en el estudio de dos plantas que han mostrado resultados alentadores en la remoción de fármacos con el objetivo de incrementar la eficiencia de remoción en humedales de tratamiento y tener una base científica para su uso en la fitorremediación de ecosistemas acuáticos superficiales contaminados. Los resultados mostraron porcentajes de remoción entre 60 y 80%, lo cual podría estar relacionado con la fitodegradación de las moléculas. Por su parte, la especie *Iris sibirica* aparentemente muestra una menor tolerancia al DCF, mientras la especie *Canna indica* parece tener una mayor adaptabilidad.

Palabras claves: Fitorremediación, humedales de tratamiento, contaminantes emergentes, fuentes no puntuales, mecanismos de remoción, servicios ecosistémicos

1. INTRODUCCIÓN

El estudio de los mecanismos que intervienen en la remoción de compuestos farmacéuticos (CF) en humedales de tratamiento (HT) ha establecido que las plantas juegan un papel muy importante. Sin embargo, aún es un área del conocimiento que no ha sido explorada profundamente. Por lo tanto, el estudio detallado de las distintas especies de plantas utilizadas en HT y sus posibles asociaciones, es imperativo para lograr el mejoramiento integral de la calidad de las aguas tratadas. Aunado a lo anterior, la atención también se ha enfocado en resolver la

gran problemática de las fuentes no puntuales, ya que si bien, los HT son capaces de remover parcialmente CF provenientes de fuentes puntuales, la presencia de este tipo de contaminantes en el ambiente, proviene de fuentes que no pasan por ninguna clase de tratamiento, quedando flora y fauna expuestos a los riesgos y efectos adversos que estas sustancias pueden causar, aunado a los potenciales problemas de salud pública debido a la irrigación de cultivos con aguas contaminadas y la capacidad de translocación de las plantas (Ravikumar et al., 2022).

Por tal motivo, el objetivo de estudio fue evaluar un policultivo conformado por las especies *Iris sibirica* y *Canna indica* para conocer su potencial de fitorremediación contra dos de los CF más persistentes y con presencia multidocumentada en ecosistemas acuáticos como los son CBZ y DCF.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

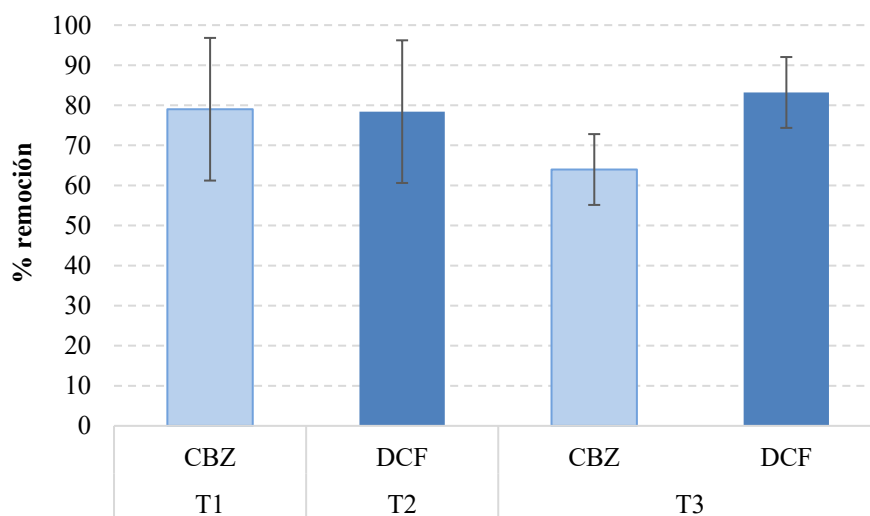
Los experimentos se realizaron en el interior de una cámara de crecimiento vegetal, utilizando un flujo de fotones fotosintéticos de $154 \mu\text{mol}/\text{m}^2$ con un fotoperiodo de 13 horas luz y 11 horas obscuridad, a $20 \pm 1^\circ\text{C}$ y $70 \pm 6\%$ de humedad relativa. Plantas de aproximadamente 30 cm de longitud se colocaron en recipientes que contenían 500 mL de solución nutritiva de Hoagland a pH 6. El tratamiento 1 (T1) se expuso únicamente a CBZ, el tratamiento 2 (T2) únicamente a DCF y el tratamiento 3 (T3) a la mezcla de CBZ y DCF, utilizando una concentración de 10 mg/L para ambos fármacos en todos los casos. Se montaron cuatro replicas por tratamiento a lo largo de un periodo de 30 días durante el cual, también se monitoreo el Contenido Relativo de Clorofila (CRC), la Tasa de Crecimiento Relativo (TCR) (Hunt, 2017) y la evapotranspiración (ET). 10 ml de solución nutritiva se tomaron para la cuantificación de los fármacos. La muestra final se obtuvo mediante una extracción en fase solida utilizando cartuchos Strata-X (200 mg/6 cc) de la marca phenomenex. La detección y cuantificación de los fármacos mediante HPLC se realizó tomando como base el método reportado por (Madikizela & Chimuka, 2017). Los datos

experimentales fueron procesados estadísticamente por un diseño en bloques completos al azar utilizando el software Statgraphics Centurion XVII.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El procesamiento de los datos experimentales mostró resultados sumamente interesantes. Con respecto a la remoción de los fármacos, la comparación de los tratamientos con los compuestos utilizados de manera individual (T1 y T2) no tuvo diferencias significativas. Sin embargo, el T3 si presentó diferencias significativas (Figura 1), lo cual es una evidencia clara del impacto de la mezcla de fármacos en el policultivo utilizado. Tal como se puede observar en la Figura 1, las eficiencias de remoción fueron cercanas al 80 %, excepto para CBZ en T3.

Figura 1. Porcentajes de remoción de CBZ y DCF por tratamiento (Promedio $\pm$ Intervalo de Confianza).



Fuente: Autoría propia. Tejeda et al. (2025)

Como consecuencia de este comportamiento, las respuestas fisiológicas mostraron alteraciones remarcables. En primera instancia, el CRC que representa el parámetro más importante para evidenciar estrés en las plantas (Agathokleous et al., 2019), en ambas especies mostró valores significativamente mayores en el T1 donde se expusieron únicamente a CBZ. Por

lo tanto, la presencia de DCF en la solución nutritiva evidentemente representa un factor de estrés para el policultivo que incluso, en el caso de la especie *Iris sibirica*, causó la muerte de una planta en el T2 expuesto únicamente a DCF y una más en el T3, expuesto a la mezcla CBZ/DCF. Con respecto a la ET, nuevamente el T1 alcanzó los valores más altos, los cuales fueron significativamente diferentes con respecto a T2 y T3. Es importante resaltar que los valores más altos de la tasa de evapotranspiración se presentarán en condiciones óptimas para el policultivo (Tejeda et al., 2023). Por lo tanto, los resultados de ET sustentan lo reportado para el CRC, siendo el tratamiento con CBZ el de menor impacto en la salud de las plantas. Finalmente, con respecto a la TCR, la especie *Canna indica* no presentó diferencias entre los tratamientos, lo cual indica un desarrollo de biomasa sin alteraciones a pesar de la exposición a los CF. Con respecto a la especie *Iris sibirica*, si hubo diferencias significativas en la TCR del T1 con respecto al resto de los tratamientos, denotando nuevamente alteraciones por su exposición al DCF.

4. CONCLUSIÓN

El policultivo demostró tener un alto potencial para la remoción de CBZ y DCF a pesar de las alteraciones que se presentaron en sus procesos fisiológicos (CRC, TCR, ET). La investigación aún se encuentra en proceso de obtener resultados de biodegradación de fármacos para cada especie, después de la captación. Con lo cual, se obtendrían perspectivas más confiables con respecto al uso del policultivo en HT y en la fitorremediación de ecosistemas acuáticos.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agathokleous, E., Belz, R. G., Calatayud, V., De Marco, A., Hoshika, Y., Kitao, M.,...Calabrese, E. J. (2019). Predicting the effect of ozone on vegetation via linear non-threshold (LNT), threshold and hormetic dose-response models. *Science of The Total Environment*, 649, 61-74.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.264>.



- Hunt, R. (2017). Growth Analysis, Individual Plants. In B. Thomas, B. G. Murray, & D. J. Murphy (Eds.), *Encyclopedia of Applied Plant Sciences (Second Edition)* (pp. 421-429). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394807-6.00226-4>.
- Madikizela, L., & Chimuka, L. (2017). Simultaneous determination of naproxen, ibuprofen and diclofenac in wastewater using solid-phase extraction with high performance liquid chromatography. *Water SA*, 43, 264. <https://doi.org/10.4314/wsa.v43i2.10>.
- Ravikumar, Y., Yun, J., Zhang, G., Zayed, H. M., & Qi, X. (2022). A review on constructed wetlands-based removal of pharmaceutical contaminants derived from non-point source pollution. *Environmental Technology & Innovation*, 26, 102504. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102504>.
- Tejeda, A., J., V.-B. A., & and Zurita, F. (2023). Resistance evaluation of *Canna indica*, *Cyperus papyrus*, *Iris sibirica*, and *Typha latifolia* to phytotoxic characteristics of diluted tequila vinasses in wetland microcosms. *International Journal of Phytoremediation*, 25(10), 1259-1268. <https://doi.org/10.1080/15226514.2022.2145266>.

PAPEL DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO SUPERFICIAL EN LA MITIGACIÓN DE ESCORRENTÍAS URBANAS Y AGRÍCOLAS EN L'ALBUFERA DE VALENCIA, ESPAÑA

Miguel Martín^{1*}

¹Universitat Politècnica de València, Valencia – España

mmartin@hma.upv.es

A. Martínez-Biosca¹, C. Hernández-Crespo¹, E. Asensi Dasí¹, D. Calzadilla-Cabrera¹

¹Universitat Politècnica de València, Valencia – España

RESUMEN

La descarga de sistemas de saneamiento unitarios es muy común en numerosos municipios de España y, en este caso de estudio, de los municipios del área metropolitana del sur de la ciudad de Valencia. Estas descargas llegan a través de una extensa red de acequias al lago de l'Albufera de Valencia, con el agravante de que se le unen las escorrentías agrícolas. Por ello, durante los eventos de precipitación. Llegan contaminantes de origen urbano, como restos de medicamentos, y de origen agrícola, como productos fitosanitarios, entre otros más comunes. El objetivo de este estudio es evaluar el desempeño del humedal artificial de flujo superficial del *Tancat de la Pipa* (HATP) en la mitigación de la concentración de estos contaminantes dado que está situado al final de la red de acequias, justo antes del lago. Durante dos años, 2023 y 2024, se han registrado un total de 10 periodos, de los cuales se muestran los resultados de medicamentos y productos fitosanitarios detectados. De ellos, el más encontrado ha sido el azoxystrobin, del cual en el humedal artificial se ha llegado a eliminar hasta el 77,5%. Por otro lado, se está elaborando un modelo matemático de calidad de aguas del humedal mediante la herramienta COMSOL Multiphysics®, que servirá para optimizar el papel los humedales en la mitigación de este tipo de contaminación.

Palabras claves: Descarga de saneamiento unitario, fitosanitarios, medicamentos, humedal artificial de flujo superficial.

1. INTRODUCCIÓN

La preocupación por el impacto ambiental de las escorrentías urbanas es relativamente reciente, conforme han ido creciendo las ciudades y la impermeabilización de sus superficies. El

lavado de las calles puede llegar a movilizar gran cantidad de contaminantes en un tiempo que depende de las características de la precipitación. Si esa escorrentía se canaliza a través de sistemas de colectores unitarios, juntándose con las aguas residuales urbanas, el impacto sobre el medio receptor es, si cabe, más importante, dado que la Estación Depuradora de Aguas residuales urbanas (EDAR) solo va a tratar una fracción del caudal afluente. Es lo que se denomina descargas de sistemas de saneamiento unitarios (DSU). Se ha demostrado que los humedales artificiales pueden ser un valioso instrumento para el control de escorrentías urbanas (Masi et al., 2017; Rizzo et al., 2020), aunque dada la singularidad de cada uno se está lejos de disponer de unas guías de diseño generales. Es por ello que una acción importante del proyecto es el desarrollo de modelos matemáticos hidrodinámicos y de calidad de aguas para humedales de flujo superficial.

El humedal del Tancat de la Pipa (Figura 1), con sus 40 ha, no se diseñó ni construyó específicamente para mitigar la contaminación procedente de escorrentías urbanas ni agrícolas, sino para mejorar la calidad de las aguas del lago de l'Albufera de Valencia (Martín et al., 2013). Por ello, el objetivo del presente estudio es averiguar en qué medida puede realizar esta función y, mediante el desarrollo de modelos matemáticos específicos, optimizar su operación.

En el estudio se seleccionaron hasta 21 contaminantes de preocupación emergente como medicamentos (Acetaminofeno, Ibuprofeno, Cafeína...), insecticidas (Imidacloprid, Clorpirifós), herbicidas (MCPA, Diuron), y fungicidas (Tebuconazol, Tiabendazol, Azoxistrobina, Difenconazol).

Figura 1. Localización de humedal del Tancat de la Pipa con referencia a los canales por donde llegan las escorrentías y los puntos de muestreo en el Tancat.



Fuente: propia

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Un total de 10 periodos de lluvias fueron monitorizados en 2023 y 2024, contando cada periodo con un número variable de eventos (Tabla 1).

Las muestras de escorrentía se recogen en las dos entradas de agua al Tancat: desde BP y PC, empleando un automuestreador HACH-LANGE® de 24 botellas de 550 ml c.u. y programado en intervalos horarios con el fin de cubrir todo el evento. Simultáneamente, se toman muestras manuales dos veces al día en cuatro puntos del interior del Tancat, LE-1, LE-2, LR-1 y LR-2 durante un tiempo variable, entre una y dos semanas, en función de las características de la precipitación.

Los productos farmaceuticos se analizaron mediante HPLC-MS, según EPA-1694, mientras que los pesticidas lo fueron mediante HPLC-MS/MS, según UNE-EN ISO 10695.

Tabla 1. Relación de periodos de precipitación. Las filas remarcadas indican los periodos en los que se analizaron medicamentos y fitosanitarios.

Periodo	Campaña muestreo	Número de eventos	Duración (d)	Total precipitación (mm)	i-max (mm h ⁻¹)
1	Febrero (2023)	2	8	48.6	20.0
2	Mayo - Junio (2023)	8	23	117.4	37.0
3	Septiembre (2023)	2	5	123.0	68.8
4	Enero (2024)	1	16	14.4	2.8
5	Marzo - Abril (2024)	1	9	14.2	6.0
6	Abril - Mayo (2024)	1	14	4.4	2.2
7	Junio (2024)	2	10	24.8	9.4
8	Septiembre (2024) ¹	1	5	18.6	4.5
9	Septiembre (2024) ²	2	11	45.0	11.8
10	Octubre (2024)	3	8	72.2	10.6

El desarrollo de los modelos matemáticos se fundamenta en la herramienta COMSOL Multiphysics®. Se está desarrollando un modelo hidodinámico 2D del sector F4 de HATP. Mediante este modelo se resuelven las ecuaciones de Navier-Stokes para flujo laminar e incompresible. Una vez calibrado a partir de información sobre la variación de la conductividad eléctrica se le incorporará un módulo de transporte y transformación de sustancias disueltas y suspendidas.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De los 21 compuestos orgánicos persistentes, tan solo 8 fueron detectados en alguna de las cuatro campañas de muestreo entre 2023 y 2024. Estas campañas fueron seleccionadas a partir de eventos de precipitación que se produjeron coincidiendo con el inicio o final del cultivo del arroz o bien durante la inundación invernal de los campos en reposo (noviembre-enero). En la Tabla 2 se muestran los resultados obtenidos.

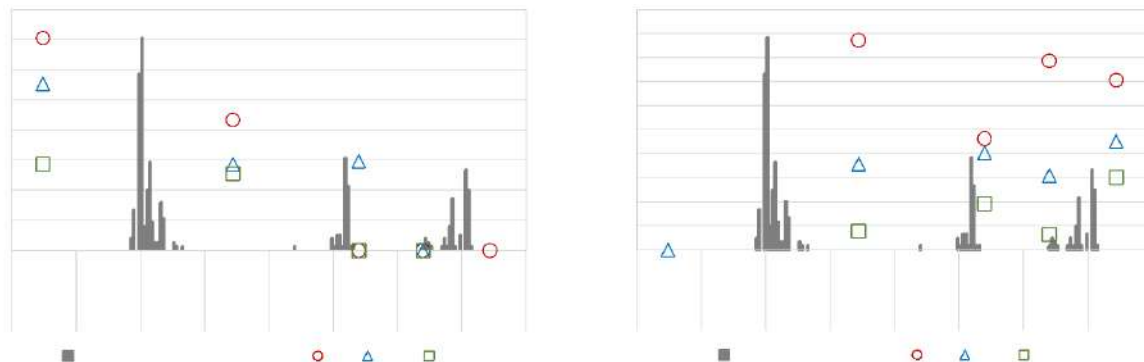
Tabla 2. Concentración media ($\mu\text{g l}^{-1}$) de entrada (PC) y salida del humedal (LE-2), Frecuencia de Detección (F.D.) y porcentajes de eliminación. n.d. = No Detectado (por debajo del límite de detección, LOD).

Compuesto	Entrada (PC) n=7	Salida (LE-2) n=4	F.D. (%) (Entrada)	F.D. (%) (Salida)	Eliminación (%)	Campaña muestreo
Acetaminofeno	3,41	0,23	14	25	93	Mayo - Junio (2023)
	0,57	0,37	40	50	35	Octubre (2024)
Ibuprofeno	0,140	n.d.	43	0	100	Junio (2024)
Imidacloprid	0,069	n.d.	14	0	100	Enero (2024)
MCPA	0,167	0,424	86	100	-155	Mayo - Junio (2023)
	0,192	0,096	100	100	50	Enero (2024)
	0,163	0,121	100	100	26	Junio (2024)
Tebuconazol	0,209	0,072	100	100	65	Mayo - Junio (2023)
	0,058	0,054	57	25	8	Enero (2024)
	0,072	0,049	86	25	31	Junio (2024)
	0,046	n.d.	20	0	100	Octubre (2024)
Thiabendazole	0,65	0,13	29	25	80	Mayo - Junio (2023)
Azoxistrobina	0,1872	0,0851	100	100	55	Mayo - Junio (2023)
	0.08	0.075	57	100	8	Enero (2024)
	0.08	0.06	71	100	34	Junio (2024)
	0,707	0,159	80	80	78	Octubre (2024)
Difenoconazole	0,044	n.d.	14	0	100	Enero (2024)

Salvo para el MCPA en mayo-junio de 2023, en todos los muestreos se observa una reducción de la concentración COPs en el humedal. Dichas reducciones están en consonancia con otros resultados obtenidos para este tipo de contaminantes en humedales para el tratamiento de aguas residuales urbanas (Vymazal, 2016). Uno de los resultados más interesantes se muestra en la Azoxistrobina, un fungicida muy empleado en el arrozal para combatir la *Pyricularia* spp. Es uno de los pocos contaminantes que se detectan en todos los muestreos, siendo que se aplica entre julio y agosto (Rico et al., 2023), y que presenta su máxima concentración en octubre de 2024, justo en las primeras lluvias después de finalizar la campaña de recogida del arroz. Al inicio

del evento de este mes la entrada al HATP pasa de 0 a $0,872 \mu\text{g L}^{-1}$, manteniéndose entre valores de $0,462$ y $0,787 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 1a). Este resultado es coherente con estudios recientes (Soriano et al., 2024) en el que los valores máximos se alcanzan en otoño con valor medio de $0,669 \mu\text{g L}^{-1}$ y máximo de $5,064 \mu\text{g L}^{-1}$. La reducción de la concentración en el primer sector del HATP es del 46,3% mientras que en el segundo es del 58,2%; globalmente 78% (Tabla 1). Con respecto a los medicamentos, procedentes de escorrentías urbanas, es de destacar el Acetaminofeno (paracetamol), que alcanza máximos de $5 \mu\text{g L}^{-1}$ al principio del evento de mayor intensidad (mayo-junio, 2023) pero cae a concentraciones no detectables al final del mismo. Esta disminución de la concentración a lo largo del evento de precipitación es común en los medicamentos, reflejando el hecho del lavado de los sistemas de colectores urbanos, mientras que en los fitosanitarios este comportamiento no es tan claro debido a los aportes de tipo más difuso del conjunto del arrozal (Fig. 2).

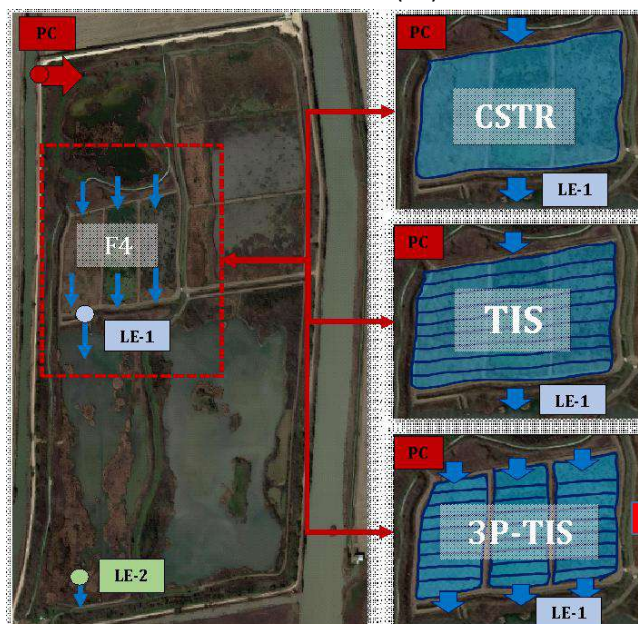
Figura 2. Concentraciones obtenidas en los tres puntos de muestreo del Tancat de la Pipa en octubre de 2024.



Fuente: propia

El modelo hidrodinámico 2D parte de un desarrollo anterior en el que se discretizó el sector F4 de HATP mediante varios esquemas (Figura 3a): un único sector de mezcla completa (CSTR), una serie de tanques conectados en serie (TIS) y lo mismo pero en los tres subsectores de F4 (3P-TIS). Mediante ellos se comprobó si la variación en la conductividad eléctrica que se produce durante el evento de lluvia en la entrada de HATP, podría emplearse como trazador para calibrar el modelo hidrodinámico. En la Figura 3b se muestra la discretización final de los tres subsectores de F4. Una vez recalibrados hidráulicamente cada uno de los subsectores de F4, el modelo se empleará para representar los ciclos de materia orgánica y nutrientes y los medicamentos y fitosanitarios descritos anteriormente.

Figura 3. Esquemas de discretización espacial para los modelos del sector F4. Esquemas previo (3a) y desarrollo actual (3b).



Fuente: propia

4. CONCLUSIÓN

Se ha comprobado que, durante eventos de precipitación llegan al lago de l'Albufera de Valencia tanto restos de medicamentos procedentes de las descargas de colectores unitarios, como fitosanitarios de escorrentías agrícolas. Se ha demostrado que la existencia de zonas húmedas artificiales como el HATP permite una significativa reducción de dichos compuestos, protegiendo la calidad ambiental de l'Albufera. La transformación de un mayor número de arrozales a humedales en el perímetro del lago, como se hizo en el HATP sería altamente deseable en este sentido. Su extrapolación a otros espacios naturales similares en todo el mundo es factible.

El desarrollo de los modelos hidrodinámicos y de calidad de aguas permitirá establecer pautas de diseño para estos humedales superficiales de grandes dimensiones.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Chen, Y., Vymazal, J., Březinová, T., Koželuh, M., Kule, L., Huang, J., & Chen, Z. (2016). Occurrence, removal and environmental risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in rural wastewater treatment wetlands. *Science of the Total Environment*, 566–567, 1660–1669. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.069>
- Martín, M., Oliver, N., Hernández-Crespo, C., Gargallo, S., & Regidor, M. C. (2013). The use of free water surface constructed wetland to treat the eutrophicated waters of lake L'Albufera de Valencia (Spain). *Ecological Engineering*, 50, 52–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.04.029>
- Masi, F., Rizzo, A., Bresciani, R., & Conte, G. (2017). Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment: Ecosystem services at Gorla Maggiore, Italy. *Ecological Engineering*, 98, 427–438. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.03.043>
- Martínez-Megías, C., Mentzel, S., Fuentes-Edfuf, Y., Moe, J., & Rico, A. (2023). Influence of climate change and pesticide use practices on the ecological risks of pesticides in a protected Mediterranean

wetland: A Bayesian network approach. *Science of the Total Environment*, 878, Article 163018.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163018>

Rizzo, A., Tondera, K., Pálffy, T. G., Dittmer, U., Meyer, D., Schreiber, C., Zacharias, N., Ruppelt, J. P., Esser, D., Molle, P., Troesch, S., & Masi, F. (2020). Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment: A state-of-the-art review. *Science of the Total Environment*, 727, Article 138618. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138618>

Soriano, Y., Doñate, E., Asins, S., Andreu, V., & Picó, Y. (2024). Fingerprinting of emerging contaminants in L'Albufera natural park (Valencia, Spain): Implications for wetland ecosystem health. *Chemosphere*, 364, Article 143199. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143199>

Agradecimientos. Los autores agradecen el apoyo al proyecto RAINWETPIPA, proyectos Next Generation EU (TED2021-130567B-I00) - (01/12/22 - 30/11/24). Investigación competitiva proyectos, Plan de recuperación, Transformación y Resiliencia, Agencia Estatal de Investigación.

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS PREENCHIDOS COM RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL NO TRATAMENTO DE EFLUENTE SINTÉTICO CONTENDO ESTRONA

Lucas de Carvalho Silva

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil
lucascarvalhosilva@alunos.utfpr.edu.br

Josy Karla Brasil Bernardelli

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil
josybrasil@hotmail.com

Cristiane Kreutz

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil
Departamento Acadêmico de Ambiental
ckreutz@utfpr.edu.br

Fernando Hermes Passig*ii

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil
Departamento Acadêmico de Química e Biologia
fhpassig@utfpr.edu.br

Karina Querne de Carvalho

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil
Departamento Acadêmico de Construção Civil
kaquerne@utfpr.edu.br

RESUMO

A pesquisa avaliou *wetlands* construídos verticais (0,2 m²) vegetados com *Eichornia crassipes* em resíduos da construção civil, e operados em ciclos de batelada de 48-48-72 h ao longo de 380 dias tratando efluente sintético. Os sistemas apresentaram altas eficiências de remoção: DQO > 77%, PT > 64% e médias entre 29–53% em NT. Para estrona (E1), as remoções médias variaram de 51% a 87%, sendo mais eficazes nos substratos alcalinos, com concreto aerado autoclavado e compósito resultante da ativação química. Os

resultados destacan o papel da composição do substrato nos processos físico-químicos e biológicos e demonstram que resíduos de construção podem ser uma alternativa de baixo custo para a remoção de poluentes.

Palavras chaves: Contaminantes Emergentes; Micropoluentes; Remoção de nutrientes.

1. INTRODUÇÃO

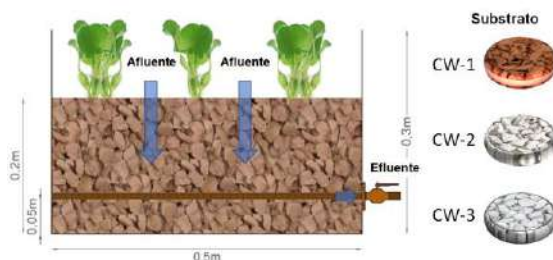
Os compostos desreguladores endócrinos (EDCs) são poluentes emergentes detectados em diversos ambientes aquáticos e representam crescente preocupação global devido aos impactos adversos causados nos ecossistemas, mesmo em concentrações traço (ng L^{-1} a $\mu\text{g L}^{-1}$) (Gao et al., 2019). As principais fontes destes compostos incluem efluentes domésticos, industriais e agrícolas, tratados ou não, evidenciando a necessidade de estratégias eficazes de mitigação.

Wetlands construídos (WCs) têm demonstrado eficiência na remoção de contaminantes, embora melhorias em *design* e operação sejam necessárias para sua otimização. Dentre essas abordagens, destaca-se o uso de resíduos de outras atividades produtivas, especialmente aqueles com alta capacidade de adsorção (Silva et al., 2024; Ilyas & van Hullebusch, 2020). Neste estudo foi avaliado o desempenho de resíduos da construção civil como substratos em *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV) para remoção de matéria orgânica, nutrientes e estrona (E1) de efluente sintético.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Os WCFV ($0,2 \text{ m}^2$ cada, mesocosmo) foram plantados com *Eichhornia crassipes* ($25 \text{ plantas m}^{-2}$) em cerâmica vermelha (WC-1), concreto aerado autoclavado (WC-2) e compósito resultante da ativação química do concreto aerado autoclavado com cimento branco (WC-3), conforme detalhado em Silva et al. (2024) (Figura 1).

Figura 2. Representação gráfica de um WCFV plantado com *Eichhornia crassipes*.



Os WCFV foram operados em batelada manual com ciclos de 48-48-72 h com efluente sintético (Silva et al., 2024). As amostras foram coletadas após 48 h da alimentação para determinação da temperatura, pH, oxigênio dissolvido (OD), potencial de oxidação-redução (ORP), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrito (N-NO_2^-), nitrato (N-NO_3^-) e fósforo total (PT) de acordo com APHA (2017). A E1 foi quantificada por extração em fase sólida (SPE) adaptada de Franzoni et al. (2022), com reconstituição do analito em $\text{H}_2\text{O}:\text{ACN}$ (60:40, 1 mL) e filtração em membrana PVDF (0,22 μm). A análise foi conduzida por cromatografia líquida de alta eficiência com detecção por arranjo de diodos (HPLC-DAD, Agilent 1260), com comprimento de onda de 280 nm, calibração externa na faixa de 100–1500 $\mu\text{g L}^{-1}$, limite de detecção (LOD) de 0,09 $\mu\text{g L}^{-1}$ e limite de quantificação (LOQ) de 0,27 $\mu\text{g L}^{-1}$. A comparação entre os WCFV foi realizada por testes paramétricos (ANOVA/Tukey) e não paramétricos (Kruskal-Wallis), com análise descritiva (BioEstat 5.0, $\alpha = 0,05$).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os sistemas apresentaram remoção de DQO > 77%, com redução de $213 \pm 24 \text{ mg L}^{-1}$ no afluente para $20 \pm 5 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-1, $39 \pm 6 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-2 e $41 \pm 7 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-3. Apesar da significativa redução da matéria orgânica nos sistemas, o WC-1 se destacou ($p < 0,05$; $n = 32$). A morfologia porosa e a área superficial dos materiais podem ter favorecido a formação de biofilme (Li et al., 2021; Stefanakis & Tsihrintzis, 2012), contribuído para o desempenho dos sistemas. O PT foi reduzido de $14,3 \pm 1,3 \text{ mg L}^{-1}$ no afluente para 3,3 a 3,8 mg L^{-1} nos WCs (> 64% de remoção;

$p > 0,05$; $n = 32$), provavelmente pela precipitação do fosfato mediada por cátions ($\text{Ca}^{2+}/\text{Fe}^{3+}/\text{Al}^{3+}$) via complexação superficial (Li et al., 2021).

As concentrações de Nitrogênio Total foram reduzidas de $27,9 \pm 3,1 \text{ mg L}^{-1}$ no afluente para $19,5 \pm 2,5 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-1 (29%), $12,9 \pm 2,8 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-2 (53%) e $14,8 \pm 1,9 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-3 (46%), sem diferença significativa entre WC-2 e WC-3 ($p = 0,465$; $n = 32$). A maior eficiência em WC-2 e WC-3 está associada ao pH elevado no efluente (8,2–8,5) atribuído à composição química (Ca^{2+} e Mg^{2+}), favorecendo a nitrificação (Zou et al., 2022). Condições anóxicas (–100 a +100 mV) (Matos et al., 2010) também favoreceram a remoção do NT (desnitrificação). WC-2 e WC-3 ($p = 0,557$; $n = 32$) apresentaram remoção média de E1 entre 85–87% (máx. >90%), enquanto WC-1 obteve 51% ($p < 0,05$; $n = 32$) para uma concentração inicial de $37,9 \pm 11,4 \mu\text{g L}^{-1}$. O pH alcalino no WC-2 e WC-3 potencializou a adsorção da E1 devido às suas propriedades físico-químicas (pK_a 10,3–10,4; $\log K_{ow} \sim 3,4$) que aumentam sua afinidade por matrizes sólidas (Gao et al., 2019).

4. CONCLUSÃO

Os sistemas alcançaram elevadas eficiências de remoção de DQO (> 77%) e PT (> 64%), e de 29% (WC-1), 53% (WC-2) e 46% (WC-3) para NT. WC-2 e WC-3 apresentaram maior remoção da E1 (85–87%) comparada a do WC-1 (51%). Esses resultados destacam o papel fundamental da composição do material filtrante como fator determinante para potencializar os processos físico-químicos e biológicos envolvidos em WCs.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Gao, P., Liang, Z., Zhao, Z., Wang, W., Yang, C., Hu, B., & Cui, F. (2019). Enhanced adsorption of steroid estrogens by one-pot synthesized phenyl-modified mesoporous silica: Dependence on phenyl-organosilane precursors and pH condition. *Chemosphere*, 234, 438–449.
- Ilyas, H., & van Hullebusch, E. D. (2020). Performance comparison of different constructed wetlands designs for the removal of personal care products. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 17(9).

- Li, H., Zhang, Y., Wu, L., Jin, Y., Gong, Y., Li, A., Li, J., & Li, F. (2021). Recycled aggregates from construction and demolition waste as wetland substrates for pollutant removal. *J. Clean. Prod.*, 311(September 2020), 127766.
- Matos, A. T. de, Freitas, W. da S., Brasil, M. da S., & Borges, A. C. (2010). Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. *Engenharia Agrícola*, 30(3), 518–526.
- Silva, L. de C., Bernardelli, J. K. B., Souza, A. de O., Lafay, C. B. B., Nagalli, A., Passig, F. H., Kreutz, C., & Carvalho, K. Q. de. (2024). Biodegradation and sorption of nutrients and endocrine disruptors in a novel concrete-based substrate in vertical-flow constructed wetlands. *Chem.*, 346(Oct. 2023).
- Stefanakis, A. I., & Tsihrintzis, V. A. (2012). Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, 181–182, 416–430.
- American Public Health Association (APHA). (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23rd ed.). Washington, DC, USA: American Public Health Association.
- Franzoni, R. M., Bernardelli, J. K. B., Silveira, D. D., Gomes, S. D., Lapolli, F. R., Carvalho, K. Q. de, & Passig, F. H. (2022). Performance of an anaerobic–oxic–anoxic (AOA) system in the simultaneous removal of nutrients and triclosan and bacterial community. *Env.Technology*, 45(3), 544–558.
- Zou, Y., Yang, Y., Wu, S., Chen, F., & Zhu, R. (2022). Effect of steel slag on ammonia removal and ammonia-oxidizing microorganisms in zeolite-based tidal flow constructed wetlands. *Chemosphere*, 309(P1), 136727.

ⁱⁱ Os autores agradecem o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) [Código Financeiro 001], Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) [processo 25100.011.282/2014-87] e Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia - Soluções Baseadas na Natureza (INCT-SbN) [58/2022].

DIFERENTES FLUXOS DE ALIMENTAÇÃO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS NA REMOÇÃO DE SURFACTANTES E NUTRIENTES DA ÁGUA CINZA DE LAVANDERIA

Caique Morelo Passoni*

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil

caiuke.morelo@ufms.br

Karen Midori Takahashi, Matheus Nogueira Barbosa, Josiane Aparecida Rodrigues Silva, Paula Loureiro Paulo

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil

karen.takahashi@ufms.br, matheus_nogueira@ufms.br, abjr1901@gmail.com,

paula.paulo@ufms.br

RESUMEN

Este estudo teve como objetivo avaliar a influência de diferentes regimes de alimentação hidráulica na remoção de poluentes selecionados presentes na água cinza de lavanderia, utilizando o sistema EvaTAC (Evapotranspiração e Tratamento de Água Cinza). O período de testes realizado no sistema foi de 359 dias em duas configurações de *wetland* construídos (CW) distintas: uma com fluxo horizontal subsuperficial (T1) e outra com fluxo vertical intermitente, formando um CW híbrido (T2). Os resultados demonstraram elevada eficiência na remoção de carga orgânica (>85%) em ambas as configurações. Destacam-se também a remoção de surfactantes não-iônicos (98%) e aniônicos (>80%) no T2, e a alta eficiência na remoção de nitrogênio total (93,4%) no T1. No entanto, a remoção de fósforo total apresentou desempenho limitado. Os achados reforçam o potencial do sistema EvaTAC como alternativa viável para o tratamento de água cinza, com destaque para a importância do regime hidráulico na otimização de seu desempenho.

Palabras claves: regime hidráulico, nitrogênio total, fósforo total, remoção de poluentes, água cinza.

1. INTRODUCCIÓN

Os *wetlands* construídos (CWs) são sistemas projetados que imitam os processos naturais de tratamento de *wetlands*, utilizando vegetação, substratos e comunidades microbianas para o tratamento de diversos tipos de águas residuais (Jena et al., 2023), apresentando uma aplicação relevante no contexto da crescente urbanização e demanda por sistemas resilientes capazes de

lidar com a poluição na fonte. A água cinza de lavanderia (AC_L), efluente gerado durante o uso de tanques e/ou máquinas de lavar, contém uma mistura complexa de compostos, incluindo surfactantes, matéria orgânica, nutrientes, sólidos e produtos químicos sintéticos (Rakesh et al., 2020). Portanto, o tratamento de AC_L é essencial não apenas para sua possível reutilização, mas também para a proteção dos ecossistemas e da saúde pública.

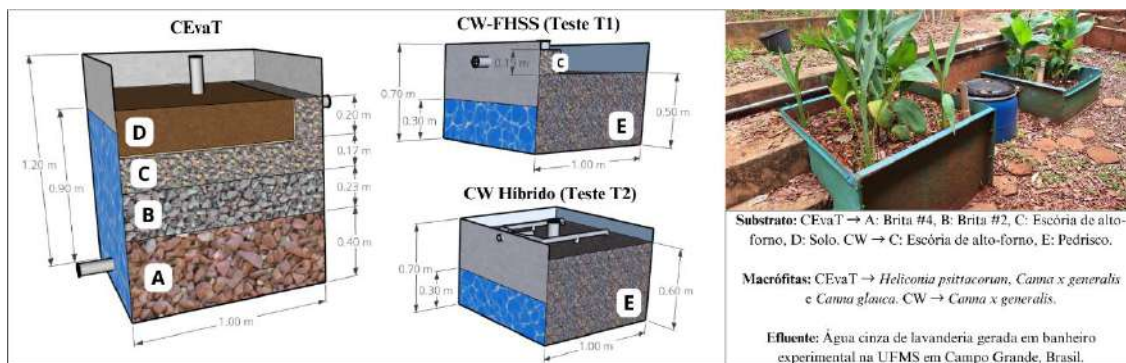
Os CWs podem apresentar vantagens como baixo consumo de energia, baixa necessidade de manutenção e alta eficiência de remoção de poluentes (Morandi et al., 2021). No entanto, eles também apresentam algumas limitações, incluindo espaço de implantação, potencial entupimento e eficiência variável dependendo do clima, projeto hidráulico e carga de poluentes (Biswal & Balasubramanian, 2022; Liu et al., 2024). A variação nas condições hidráulicas no contexto de CW, como nível de saturação ou fluxo de alimentação, demonstrou ter influências significativas na eficiência de remoção de contaminantes, permitindo uma compreensão fundamental sobre a otimização de seu desempenho (Biswal & Balasubramanian, 2022).

Este estudo teve como objetivo avaliar como os regimes de alimentação de fluxo influenciam a remoção de surfactantes e nutrientes de água cinza de lavanderia em um sistema de CWs, contribuindo para a melhoria de estratégias em SbN (Soluções baseadas na Natureza) no gerenciamento de água cinza.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

O estudo foi conduzido em um sistema piloto baseado na natureza chamado EvaTAC (Evapotranspiração e Tratamento de Água Cinza) localizado na Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS) em Campo Grande, Brasil, operado por 359 dias. Todas as unidades foram construídas em fibra de vidro e suas configurações estão descritas na Figura 1.

Figura 1. Sistema piloto EvaTAC e as variações de configuração empregadas.



O sistema consiste em um wetland construído adaptado, definido como uma Câmara de Evapotranspiração e Tratamento (CEvaT) de fluxo ascendente com uma câmara anaeróbica embutida (C_{dig}). No teste T1, a CEvaT foi conectada a um *Wetland* Construído de Fluxo Horizontal Subsuperficial (CW-FHSS). No teste T2, o CW foi modificado para um fluxo de alimentação vertical propondo um fluxo híbrido de *wetland* construído, distribuído sobre a superfície do CW com 8 pulsos diários por 6 dias na semana e 1 dia de descanso.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Na Tabela 1 são apresentados os resultados para carga orgânica aplicada ($g\ DQO\ m^{-2}.d^{-1}$), surfactantes (aniônicos e não iônicos) e nutrientes (nitrogênio e fósforo) e suas eficiências de remoção, além da carga hidráulica aplicada nos testes no EvaTAC.

Tabela 1. Taxas de carga hidráulica e orgânica e concentrações de surfactantes, nitrogênio e fósforo no sistema EvaTAC e suas eficiências de remoção (2025).

	HLR ^c L m ⁻² d ⁻¹	OLR ^d		Surfactante Aniônico		Surfactante Não-Iônico		Nitrogênio Total		Fósforo Total	
		g DQO m ⁻² d ⁻¹	Remoção	mg L ⁻¹	Remoção	mg L ⁻¹	Remoção	mg L ⁻¹	Remoção	mg L ⁻¹	Remoção
T1 ^a	AC _L	33.64 ± 23.38		30.5 ± 17.6		2.3 ± 1.8		19.7 ± 4.6		0.1 ± 0.0	
	CEvaT	85.3 ± 1.77	82.4%	6.1 ± 4.3	80.0%	0.2 ± 0.1	91.3%	3.6 ± 0.7	81.7%	0.4 ± 0.1	-300%
	CW-FHSS	4.40 ± 5.10	25.7%	2.5 ± 1.3	41.0%	0.3 ± 0.3	-50.0%	1.3 ± 0.2	63.9%	0.6 ± 0.0	-50.0%
	EvaTAC		86.9%		91.8%		87.0%		93.4%		-500%
T2 ^b	AC _L	25.82 ± 3.20		34.1 ± 7.9		4.9 ± 1.4		7.0 ± 1.7		0.4 ± 0.3	
	CEvaT	86.9 ± 2.81	63.7%	22.4 ± 3.2	34.3%	1.1 ± 0.2	77.6%	5.9 ± 0.7	15.7%	0.3 ± 0.0	25.0%
	CW híbrido	3.71 ± 1.29	60.4%	5.8 ± 0.9	74.1%	< 0.1 ± 0.1 ^e	90.9%	1.6 ± 0.8	72.9%	0.3 ± 0.1	15.2%
	EvaTAC		85.3%		83.0%		98.0%		77.1%		34.9%

^a T1: teste 1; ^b T2: teste 2; ^c HLR: carga hidráulica aplicada; ^d OLR: carga orgânica aplicada; ^e Resultados abaixo do Limite de Detecção para Surfactantes Não-Iônicos.

No Teste 1 (T1), observou-se maior carga orgânica aplicada (33.64 g COD m⁻².d⁻¹) do que no Teste 2 (T2), que apresentou 25.82 g COD m⁻².d⁻¹. Apesar da maior carga no T1, a diferença na eficiência global de remoção de DQO foi levemente superior (86.9%) em comparação com T2 (85.3%), demonstrando a robustez do sistema com CW de fluxo híbrido na remoção de carga orgânica (60.4%). Resultados semelhantes foram relatados por Herrera-Melián et al. (2020), que observaram alta eficiência na remoção de matéria orgânica nos sistemas híbridos, mesmo sob variações de carga.

A remoção de surfactantes aniônicos pelo EvaTAC foi eficaz em ambos os testes, com eficiências acima de 80%. De acordo com Jena et al. (2023), estes compostos apresentam boa biodegradabilidade por processos aeróbios. No T2, obteve-se uma remoção de superior em quase duas vezes a do T1, indicando que a configuração vertical de alimentação no sistema possa ter

proporcionado maior contato do efluente com uma zona aeróbia e uma melhor remoção pela unidade. No caso dos surfactantes não-iônicos, os resultados foram particularmente expressivos no T2, com uma taxa de remoção de 98%, mesmo com concentração inicial mais alta. Esse comportamento pode ser explicado similarmente ao observado nos surfactantes aniônicos.

O desempenho na remoção de nitrogênio total (NT) foi superior no T1 (93.4%) comparado ao T2 (77.1%), mesmo com maior carga inicial em T1 (19.7 mg.L^{-1}). A presença da câmara anaeróbia, seguida pelo SSHF-CW, pode ter favorecido a desnitrificação, conforme discutido por Fernández del Castillo et al. (2022), onde a combinação de zonas anaeróbias e aeróbias favorece a conversão dos compostos nitrogenados em gás N_2 . Destaca-se a diferença nas eficiências de remoção da CEvaT, que apresenta 81.7% para o T1 em comparação com 15.7% para o T2, indicando que o processo realizado pela CEvaT para a remoção de NT possa ser otimizado com maiores cargas aplicadas. Quanto ao fósforo total, os resultados indicaram valores negativos de eficiência no T1 (-500%) e positivos, porém modestos no T2 (34,9%). A liberação de fósforo em T1 pode estar associada à mineralização de matéria orgânica rica em P, como citado por Liu et al. (2024), que destacam que a aeração de fluxos verticais estimula a comunidade microbiana enquanto fluxos horizontais não apresentaram resultados tão satisfatórios.

4. CONCLUSIÓN

Os resultados obtidos neste estudo evidenciam o potencial dos CWs, em especial o sistema EvaTAC, como uma ecotecnologia eficiente e versátil para o tratamento de água cinza. Dessa forma, o estudo confirma que as variações empregadas desempenharam papel determinante na eficiência dos CWs e que a configuração híbrida, aliada ao monitoramento adequado, pode representar uma solução viável e sustentável para o gerenciamento descentralizado de efluentes domésticos. Pesquisas futuras devem aprofundar investigações sobre os mecanismos de remoção de compostos pouco explorados, como surfactantes não-

iônicos e agentes perfumantes, contribuindo para o avanço do conhecimento em SbNs e sua aplicação prática no saneamento ambiental.

5. AGRADECIMIENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS/MEC. Os autores gostariam de agradecer o apoio de: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES; Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq; Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Soluções baseadas na Natureza — INCT “SbN” (INCT “Nature based Solutions”); Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul - FAPERGS; e Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso do Sul – FUNDECT (Termo de outorga nº 103/2023).

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bernardes, F. S., Herrera, P. G., Chiquito, G. M., Morales, M. F., Castro, A. P., & Paulo, P. L. (2019). Relationship between microbial community and environmental conditions in a constructed wetland system treating greywater. *Ecological Engineering*, 139, 105581
- Bernardes, F. S., Souza Pereira, M. A., Hassan, I. A. I., Castro, A. P., Roche, K. F., & Paulo, P. L. (2021). Change in microbial profile and environmental conditions in a constructed wetland system treating greywater. *Envir. Sci. and Pol. Res.*, 28(26), 34539
- Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., Galvão, A., PISOIRO, J., Rizzo, A., & Masi, F. (2020). A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. *Sci. of The Tot. Envir.*, 711, 134731
- Magalhães Filho, F. J., & Paulo, P. (2022). Phytoremediation as a modular approach for greywater treatment. *Mod. Treat. Appr. for Drinking Water and Wastewater*, 107–128

- Prodanovic, V., Hatt, B., McCarthy, D., Zhang, K., & Deletic, A. (2017). Green walls for greywater reuse: Understanding the role of media on pollutant removal. *Ecol. Eng.*, 102, 625–635
- Biswal, B. K., & Balasubramanian, R. (2022). Constructed Wetlands for Reclamation and Reuse of Wastewater and Urban Stormwater: A Review. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 836289.
- Fernández del Castillo, A., Garibay, M. V., Senés-Guerrero, C., Orozco-Nunnelly, D. A., de Anda, J., & Gradilla-Hernández, M. S. (2022). A review of the sustainability of anaerobic reactors combined with constructed wetlands for decentralized wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, 371, 133428.
- Jena, G., Dutta, K., & Daverey, A. (2023). Surfactants in water and wastewater (greywater): Environmental toxicity and treatment options. *Chemosphere*, 341, 140082.
- Liu, S., Zhang, Y., Feng, X., & Pyo, S. H. (2024). Current problems and countermeasures of constructed wetland for wastewater treatment: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 57, 104569.
- Morandi, C., Schreiner, G., Moosmann, P., & Steinmetz, H. (2021). Elevated Vertical-Flow Constructed Wetlands for Light Greywater Treatment. *Water* 2021, 13(18), 2510.
- Rakesh, S. S., Ramesh, P. T., & Karthikeyan, S. (2020). Characterization and treatment of grey water: A review. *International Journal of Chemical Studies*, 8(1), 34–40.

SODIUM DICLOFENAC REMOVAL IN CONSTRUCTED WETLANDS FILLED WITH AERATED CONCRETE AND CHEMICALLY ACTIVATED AERATED CONCRETE: A KINETIC STUDY

Débora Gonçalves Bortolini

Univerdidade Tecnológica Federal do Paraná – Paraná, Brasil
debortolini@gmail.com

Emanuelle Maria Batinni de Lima

Univerdidade Tecnológica Federal do Paraná – Paraná, Brasil
emanuellemaria@alunos.utfpr.edu.br

Milton Manzoni Junior

Univerdidade Tecnológica Federal do Paraná – Paraná, Brasil
milton.2016@alunos.utfpr.edu.br

André Nagalli

Univerdidade Tecnológica Federal do Paraná – Paraná, Brasil
nagalli@utfpr.edu.br

Fernando Hermes Passig*¹

Univerdidade Tecnológica Federal do Paraná – Paraná, Brasil
fhpasig@utfpr.edu.br

Karina Querne de Carvalho

Univerdidade Tecnológica Federal do Paraná – Paraná, Brasil
kaquerne@utfpr.edu.br

ABSTRACT

Constructed wetlands (CW) are sustainable wastewater treatment systems that use natural elements to remove pollutants. We evaluated the efficiency of VFCWs filled with aerated concrete (AC) and chemically activated AC (CAC) in removing chemical oxygen demand (COD), nitrogen, phosphorus, and sodium diclofenac (SD) from synthetic wastewater for 65 d. Results showed high removal efficiencies for COD (88–90%) and TP (86–87%), while TAN removal ranged from 54–56%. CW-AC and CW-CAC achieved SD removal

¹ Os autores agradecem o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) [Código Financeiro 001], Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) [processo 25100.011.282/2014-87] e Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia - Soluções Baseadas na Natureza (INCT-SbN) [58/2022].

of 14% and 18%, respectively. Kinetic modeling indicated that SD adsorption followed a pseudo-second-order mechanism, suggesting chemisorption as the primary removal process. The higher k_2 value for CW-CAC suggests improved drug-material interactions. These findings highlight the potential of civil construction waste as alternative filtering media in CWs removing micropollutants.

Keywords: Micropollutants. Filtering material. Adsorption.

1. INTRODUCTION

Constructed wetlands are nature-based solutions characterized by robust, sustainable, low-cost, and efficient systems in removing pollutants by the interaction among filtering material, macrophytes, and microbiota. Despite gravel, sand, and steel slag are traditionally used as filtering materials, civil construction waste can also be used, contributing to urban solid waste management (De Carvalho Silva et al., 2023). Urban waters are often contaminated with wastewater, presenting levels of nutrients and emerging micropollutants. Sodium diclofenac (SD), a non-steroidal anti-inflammatory drug, can cause toxicity and extinction of non-target species (Wei et al., 2020). Therefore, we evaluated the influence of aerated concrete (AC) and chemically activated AC (CAC), in vertical-flow subsurface CWs, removing carbon, nutrients, and SD from synthetic wastewater and the kinetic behavior of the SD removal.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1 Constructed wetlands and Monitoring analysis

Vertical-flow constructed wetlands (VFCW) were installed in polyethylene reservoirs (0.4 x 0.5 x 0.2 m), 0.2 m² of surface area, 8 L of working volume), planted with Water hyacinth (*Eichornia crassipes*) (25 plants m⁻²) onto 0.2 m layer of aerated concrete (CW-AC; 9.805 kg) and chemically activated AC (CW-CAC; 11.035 kg). AC fragments were immersed in a 15 g L⁻¹ white cement solution for 72 h to obtain CAC. The systems were manually fed in 48-48-72 h cycles with synthetic wastewater fortified with SD for 65 d, resulting in 3.87 g m⁻² d⁻¹ COD, 1.52 g m⁻² d⁻¹ TN,

0.86 g m⁻² d⁻¹ TAN, 0.28 g m⁻² d⁻¹ TP, and 18.4 µg m⁻² d⁻¹ SD. Effluent samples were collected after 48 h of feeding.

Oxidation-reduction potential (ORP), pH, dissolved oxygen (DO), total alkalinity (TA), turbidity (TU), total chemical oxygen demand (COD), nitrate (NO₃⁻), nitrite (NO₂⁻); total ammonia nitrogen (TAN), and total phosphorus (TP) were determined in duplicate (APHA, 2023). SD was determined by HPLC-DAD using a Shimadzu Prominence system with a Zorbax C18 column (250 x 4.6 mm, 5 µm, 40 °C). Mobile phases were phosphate buffer (50 mM, pH 7) and methanol at 1 mL min⁻¹. The injection volume was 50 µL. SD was identified at 280 nm, and 31.21 min. Solid phase extraction (SPE) was conducted, loading samples onto pre-conditioned Chromabond C18 cartridges (500 mg; Macherey-Nagel). After drying, they were eluted by 8 mL of methanol, which was removed at 40 °C and 150 rpm and reconstituted with 2 mL of mobile phase.

2.3 Kinetic removal study and Statistical analysis

The kinetics of SD removal was evaluated with sample collections at specific time intervals (0, 7, 14, 21, 28, 35, 42, 51, and 65 d). Experimental data were fitted to the pseudo-first-order (Eq. 1) and pseudo-second-order kinetic models (Eq. 2).

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t}) \quad (1) \qquad q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + q_t k_2 t} \quad (2)$$

Where q_t = amount of SD adsorbed at time (µg g⁻¹); q_e = adsorption capacity at equilibrium (µg g⁻¹); k_1 = pseudo-first-order (d⁻¹) and k_2 = pseudo-second-order (g µg⁻¹ d⁻¹) rate constants; t = time (d). Kruskal-Wallis test was carried out using BioEstat 5.0 software (Tefé, Amapá, Brazil) ($\alpha = 0.05$). A kinetic study used nonlinear regression to obtain the kinetic parameters was performed using the Software Origin Pro 8.

3. Results and discussion

The increase in pH and TA values in the effluent probably occurred due to the release of hydroxyl radicals and carbonates from the materials. DO concentrations indicated anoxic conditions ($< 2.0 \text{ mg L}^{-1}$). No significant differences were observed between the systems that greatly removed COD (88-90%) and TP (86-87%), and less TAN (54 to 56%), NO_3^- (24-33%), NO_2^- (15-17%), and SD (14-18%) (p-value < 0.05). Reduced χ^2 below 1.0 and R^2 and Adjusted R^2 values above 0.7 indicated good fitting (Table 2). Pseudo-second-order better fitted the experimental data (Adj. $R^2 > 0.83$), especially for CW-CA (Adj. $R^2 = 0.99629$), suggesting that SD adsorption is related to covalent bonds, ion exchange, or electrostatic interactions. CW-CAC presented a higher removal rate with k_2 almost 3-fold higher than CW-CA, achieving the equilibrium faster, which can be related to better affinity between the drug and material, different interaction pathways, and other adsorption mechanisms.

Table 1. Physical-chemical monitoring of the systems (own authorship, 2025).

		pH	ORP	DO	TA	TU	COD	TAN	NO_2^-	NO_3^-	TP
Influent	Mean	-	-	1.3	66.2	-	207	46	0.00 9	0.4	14. 7
	SD	-	-	0.3	15.3	-	49	7	0.00 4	0.1	2.0
	Min	7.0	92	1.0	48.1	6.21	128	37	0.00 4	0.3	10. 1
	Max	8.4	265	1.9	98.6	11.4 8	287	63	0.01 5	0.4	17. 7
CW-AC	Mean	-	-	0.5	120.2	-	20	20	0.00 8	0.4	1.9
	SD	-	-	0.2	12.5	-	10	5	0.00 5	0.2	0.7
	Min	8.3	-216	0.3	106.1	2.36	5	10	0.00 4	0.2	0.9
	Max	9.4	251	1.0	141.1	9.6	33	27	0.02 1	0.7	2.7
CW-CAC	Mean	-	-180.3	0.3	124.6	-	23	21	0.00 8	0.3	1.9

SD	-	241	0.1	27.4	-	9	6	0.00	0.1	1.0
Min	8.3	-	0.2	86.9	3.40	12	14	0.00	0.2	0.6
Max	9.1	-	0.4	173.3	9.87	43	32	0.01	0.3	3.2

Table 2. Kinetic models in the adsorption of sodium diclofenac in constructed wetlands (own authorship, 2025)

	CW-CA		CW-CAC	
Parameter	1 st order model	2 nd order model	1 st order model	2 nd order model
q_e ($\mu\text{g g}^{-1}$)	0.14303 ± 0.01917	0.18597 ± 0.0004	0.1559 ± 0.01214	0.1813 ± 0.02126
k_1 (d^{-1})	0.05568 ± 0.02125	-	0.13676 ± 0.05608	-
k_2 ($\text{g } \mu\text{g}^{-1} \text{d}^{-1}$)	-	0.2806 ± 0.0022	-	0.89749 ± 0.62647
Reduced χ^2	$4.55011 \cdot 10^{-4}$	$5.0036 \cdot 10^{-6}$	$6.74472 \cdot 10^{-4}$	$5.32227 \cdot 10^{-4}$
R^2	0.83425	0.99629	0.81435	0.8535
Adj. R^2	0.81058	0.99629	0.78.783	0.83257

4. CONCLUSION

Concrete-based materials can be used to remove SD from wastewater in VFCWs. Pseudo-second-order model best fitted experimental data, suggesting chemisorption for SD removal. The higher k_2 suggests that chemical activation enhanced the affinity between SD and CAC.

5. REFERENCES

- De Carvalho Silva, L., et al. (2023). Biodegradation and sorption of nutrients and endocrine disruptors in a novel concrete-based substrate in vertical-flow constructed wetlands. *Chemosphere*, 140531. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140531>.
- Wei, X., et al. (2020). Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Aquatic Environment by Membrane Technology. In Z. Zhang, W. Zhang, & E. Lichtfouse (Eds.), *Membranes for Environmental Applications* (Vol. 42, pp. 177–242). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-33978-4_5.

DISEÑO, CONSTRUCCIÓN Y PUESTA EN MARCHA DE UN HUMEDAL VERTICAL DE FONDO SATURADO A ESCALA MESOCOSMOS PARA LA EVALUACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DE DICLOFENACO Y SU IMPACTO EN EL MICROBIOMA

Katerine Alejandra González Jiménez*; Adolfo Mateo Acuña Alvarado; Karen Elizabeth Bayer Wildberger; Fernando José Britez Gill; Santiago Andrés Carratú González; Evelyn Micaela Meza Verón; Oscar Daniel Cristaldo López; Julio César Benítez Villalba; Mauricio Javier Molinas Vera; Tomás Rodrigo López Arias

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, San Lorenzo – Central, Paraguay

lic.katgonzalez@gmail.com

RESUMEN

La presencia de fármacos en cuerpos de agua plantea un riesgo ambiental por su persistencia y toxicidad. Por ello, se diseñaron humedales contruidos de flujo vertical del tipo fondo saturado a escala mesocosmos, plantados con *Typha dominguensis*, alimentados con agua residual de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (FACEN) con el fin de evaluar su eficacia en la eliminación de diclofenaco, un residuo farmacéutico común, y los cambios inducidos en la microbiota del sustrato. Las muestras de agua fueron analizadas por Cromatografía Líquida de Alta Eficacia (HPLC) tras purificación por Extracción en Fase Sólida (SPE), y el suelo por metagenómica en días 8, 15 y 21. Se observó una disminución progresiva del diclofenaco y modificaciones en la estructura y diversidad bacteriana del sustrato, con indicios de una respuesta microbiana adaptativa frente a la exposición al fármaco. Estos resultados refuerzan el potencial de los humedales contruidos como sistemas sostenibles de tratamiento.

Palabras Clave: *Typha Domingensis*, HPLC, SPE, Metagenómica.

1. INTRODUCCIÓN

Los residuos farmacéuticos en cuerpos de agua representan un riesgo ambiental y para la salud humana debido a su persistencia y la baja eficacia de los tratamientos convencionales (Zhang et al., 2017). Ante esto, los humedales contruidos son alternativa efectiva para la eliminación de estos contaminantes (Rodríguez-González et al., 2013). Este trabajo analiza los cambios en la microbiota de humedales con *Typha dominguensis* expuestos a diclofenaco, mediante análisis metagenómicos y cromatográficos, con el fin de mejorar estrategias de

biorremediación.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

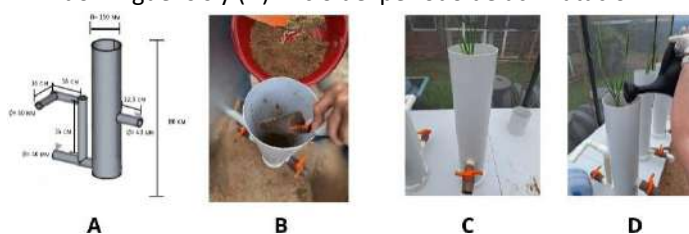
Se construyeron humedales de flujo vertical descendente a escala mesocosmos con tubos de PVC (0,8 m alto, 150 mm diámetro), usando grava (15 cm) y arena (55 cm) como sustrato, y se plantó *Typha dominguensis*. Se aclimataron por 7 días con agua residual del ecualizador que está seguido de un tanque séptico de la planta piloto de tratamiento de agua de la FACEN y suelo de humedales naturales. El día 1 se aplicó diclofenaco sódico (100 µg/L) en un riego único con agua residual sintética, seguido de riegos diarios intermitentes (1,2 L/m²/día).

Se tomaron muestras de suelo en los días 8, 9 y 21 para análisis metagenómico. El DNA se extrajo (kit Norgen BIOTEK), se congeló a -80 °C y se envió a MacroGen (Corea del Sur). Las muestras de agua se recolectaron los días 9, 10, 11, 14, 15 y 21, purificándose por Extracción en Fase Sólida (SPE) (Minetto et al., 2012): previa filtración (0,20 µm), acondicionamiento del cartucho, agua ultra pura acidificada (pH 3), carga en cartuchos C18 de las muestras, elución con metanol, evaporación y reconstitución en fase móvil.

El Análisis de Cromatografía Líquida de Alta Eficacia (HPLC) se realizó con un sistema Shimadzu Prominence (bomba LC-20AT, inyector SIL-20AC HT, horno CTO-20AC a 30 °C, detector UV SPD-20A a 280 nm), empleando una columna C18 Agilent Eclipse Plus (150 mm × 4,6 mm, 5 µm) y fase móvil de ACN/agua 60:40 acidulada (pH 3). Se trabajó con flujo de 1 mL/min, inyección de 20 µL, y triplicado de muestras. Para el análisis estadístico (InfoStat 2020), se aplicó regresión lineal simple y ANOVA para evaluar la relación entre tiempo y concentración. Se verificó la normalidad con Shapiro-Wilk y se usó correlación de Pearson ($p < 0,05$).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Figura 1. Diseño y construcción de un humedal vertical de fondo saturado a escala mesocosmos. (A) Esquema técnico del humedal vertical diseñado. (B) Carga del medio filtrante. (C) Trasplante de *Typha domingensis* y (D) Inicio del periodo de aclimatación.



Fuente: FACEN (2025)

Tabla 1. Coeficientes de regresión, intervalos de confianza y estadísticas asociadas para el modelo lineal ajustado a los estándares y muestras de diclofenaco.

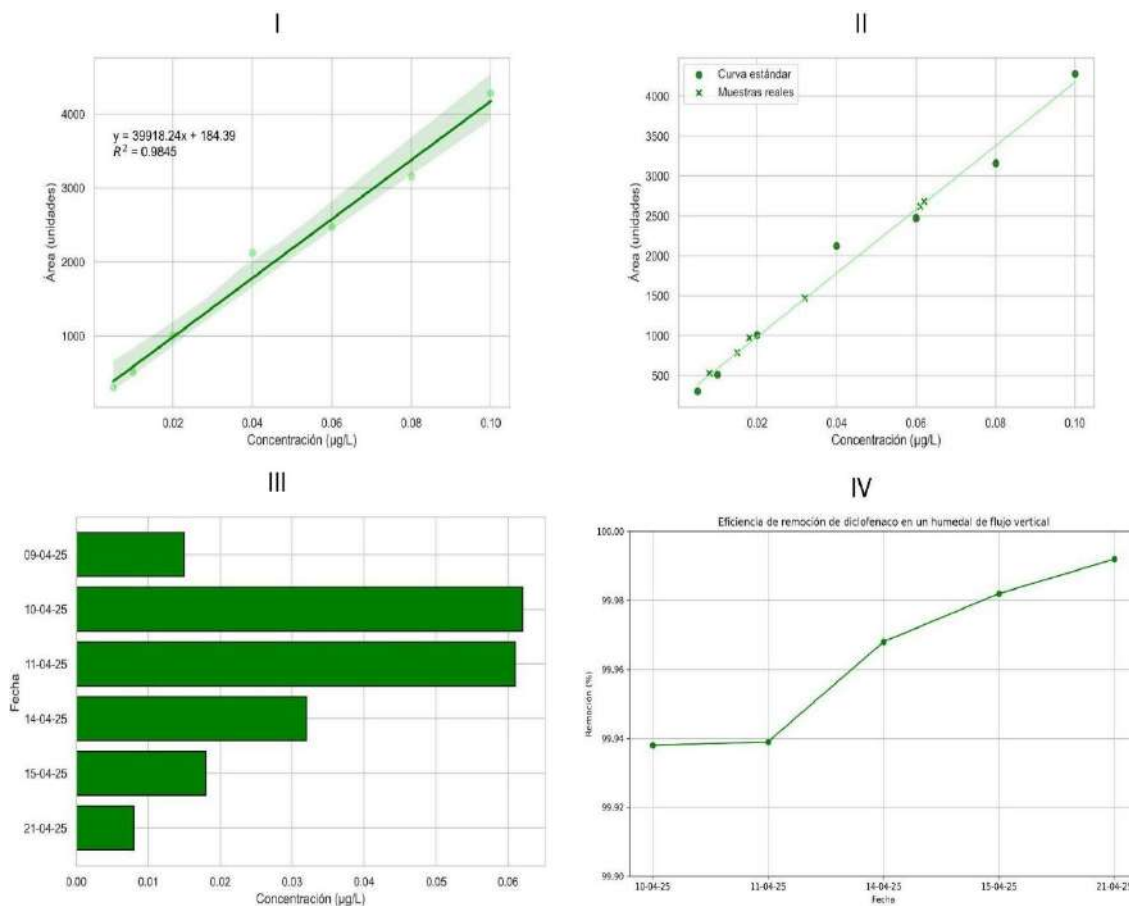
		Estimado	E.E	IC 95% Inferior	IC 95% Superior	t	p-valor
Estándares	Intercepto	184,39	126,08	-139,71	508,50	1,46	0,2035
	Conc.(µg/L)	39918,24	2242,66	34153,29	45683,19	17,8	<0,0001
	R² = 0,98	R² ajustado = 0,98	ANOVA F = 316,82	p < 0,0001			
Muestras	Intercepto	0,060	0,01	0,04	0,09	7,76	0,0044
	Días	-0,01	0,00013	-0,01	-0,00012	-4,1	0,252
	R² = 0,85	R² ajustado = 0,80	ANOVA F = 17,33	p = 0,025			
	Prueba de normalidad (Shapiro-Wilk): Días: p = 0,5470			Concentración: p = 0,2590			
		Correlación de Pearson: r = -0,92		p = 0,03			

Fuente: Autoría propia

Se construyó una curva de calibración para diclofenaco mediante regresión lineal, con un excelente ajuste ($R^2 = 0.98$; $p < 0.0001$), lo que permite estimar con precisión su concentración en muestras experimentales. A partir de los datos posteriores a la inoculación ($n = 5$), se evaluó su degradación en un humedal construido mediante regresión y correlación de Pearson. Ambas pruebas indicaron una disminución significativa en el tiempo (pendiente negativa, $p = 0.0252$; $r = -0.92$, $p = 0.03$), apoyando la hipótesis de degradación progresiva del fármaco (He et al., 2018). La normalidad fue confirmada (Shapiro-Wilk, $p > 0.05$), validando el uso de análisis paramétricos.

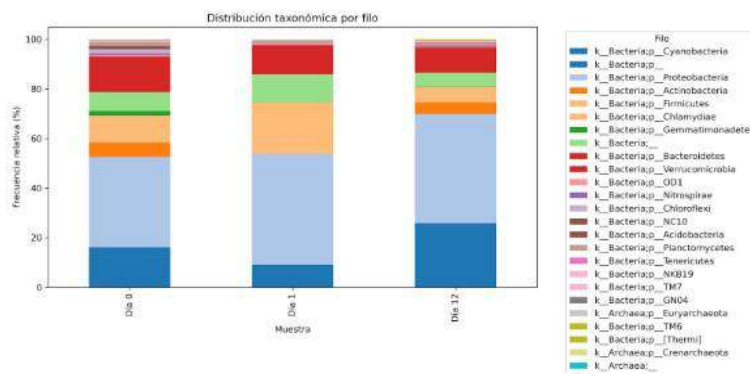
Estos hallazgos evidencian una reducción efectiva del contaminante bajo las condiciones del sistema evaluado.

Figura 2. Curva de calibración de diclofenaco obtenida por HPLC con acetonitrilo como fase móvil, mostrando una relación lineal significativa entre concentración y área ($R^2 = 0,9845$) (I). Superposición de muestras del humedal sobre la curva estándar para estimar concentraciones tras la adición del fármaco el 9 de abril (II). Concentraciones estimadas en muestras recolectadas en fechas posteriores. (III). Evolución temporal de la concentración en función de los días desde la exposición, con un pico entre los días 1 y 2 y una disminución progresiva hasta el día 12 (IV). Remoción progresiva de diclofenaco en sistema de humedal construido.



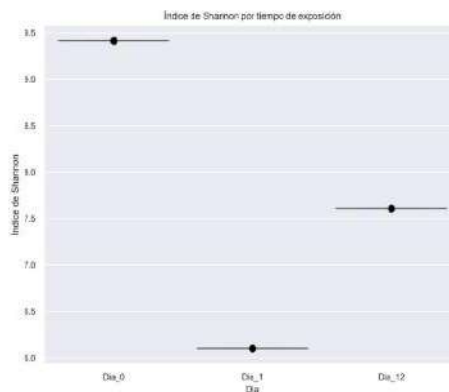
Fuente: Autoría propia

Figura 3. Distribución taxonómica relativa por filo en muestras de suelo antes y después de la exposición a diclofenaco



Fuente: Autoria propia (2025)

Figura 4. Variación del índice de diversidad de Shannon en el microbioma del suelo tras la exposición a diclofenaco

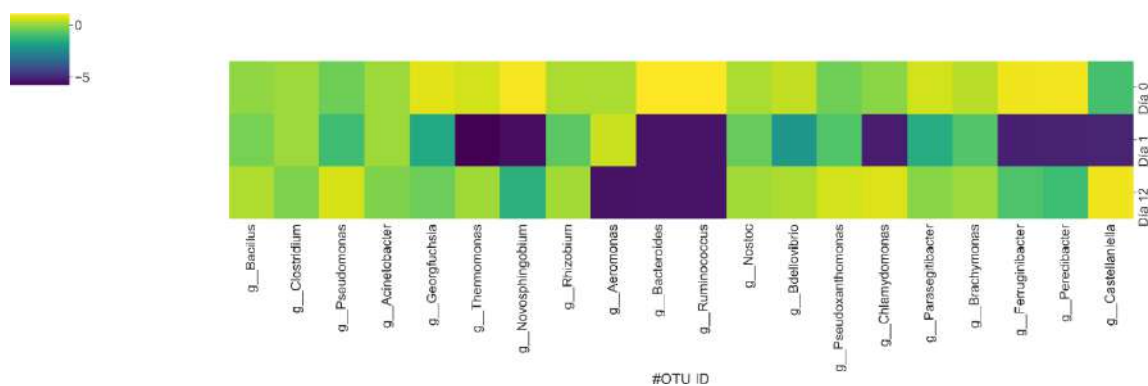


Fuente: Autoria propia (2025)

La exposición al diclofenaco provocó una reconfiguración microbiana del suelo, con cambios notorios en la composición por filo y en la diversidad alfa. Tras una disminución inicial

en la equidad microbiana (día 1), con aumento de *Firmicutes* y reducción de diversidad (índice de Shannon), se observó una recuperación parcial al día 12, destacándose la resiliencia de *Cyanobacteria*. Estos patrones sugieren una respuesta adaptativa temporal frente al contaminante, en línea con lo reportado por Li et al. (2022) y Farkas et al. (2023).

Figura 5. Mapa de calor de la abundancia relativa de géneros microbianos en muestras de suelo expuestas a diclofenaco.



Fuente: Autoría propia (2025)

El análisis de abundancia relativa por género (heatmap) mostró cambios marcados tras la exposición al diclofenaco, con una drástica reducción de ciertos géneros en el día 1 (zonas oscuras/púrpuras) y repuntes hacia el día 12, lo que sugiere una posible recolonización o aparición de taxones resistentes. La agrupación jerárquica indicó mayor similitud entre las muestras del día 0 y día 12, apoyando la hipótesis de una alteración aguda seguida de un proceso de resiliencia microbiana.

4. CONCLUSIÓN

Este estudio evaluó la degradación del diclofenaco en un humedal construido, observando una disminución progresiva en su concentración. Aunque la regresión lineal y la correlación de Pearson no fueron significativas, ambas reflejaron una tendencia compatible con la degradación, posiblemente limitada por el bajo tamaño muestral. A nivel microbiológico, se

detectaron cambios en la diversidad y composición bacteriana, indicando una respuesta adaptativa al contaminante. Se recomienda ampliar la escala temporal, aumentar las replicaciones e incorporar otros parámetros ambientales. La combinación de análisis químicos (HPLC) y metagenómicos resultó efectiva para comprender los procesos en humedales.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W (2020). InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL: <http://www.infostat.com.ar>
- Farkas, R., Mireisz, T., Toumi, M., Abbaszade, G., Sztráda, N., & Tóth, E. (2023). The impact of anti-inflammatory drugs on the prokaryotic community composition and selected bacterial strains based on microcosm experiments. *Microorganisms*, 11(6), 1447. <https://doi.org/10.3390/microorganisms11061447>
- He Y, Sutton NB, Lei Y, Rijnaarts HHM, Langenhoff AAM (2018)., Fate and distribution of pharmaceutically active compounds in mesocosm constructed wetlands, *Journal of Hazardous Materials* , <https://doi.org/10.1016/j.ihazmat.2018.05.035>
- Li, J.-S., Su, S.-L., Xu, Z., Zhao, L.-H., Fan, R.-Y., Guo, J.-M., Qian, D.-W., & Duan, J.-A. (2022). Potential roles of gut microbiota and microbial metabolites in chronic inflammatory pain and the mechanisms of therapy drugs. *Therapeutic Advances in Chronic Disease*, 13. <https://doi.org/10.1177/20406223221091177>
- Minetto, L., Mayer, F. M., Mallmann, C. A., & Martins, A. F. (2012). Quantification of diclofenac in hospital effluent and identification of metabolites and degradation products. *Clean – Soil, Air, Water*, 40(9), 950–957. <https://doi.org/10.1002/clen.201100738>
- Rodríguez-González, M. R., Molina-Burgos, J., Jácome-Burgos, A., & Suárez-López, J. (2013). Humedal de flujo vertical para tratamiento terciario del efluente físico-químico de una estación depuradora de



aguas residuales domésticas. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 14(2), 223–235.

http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-77432013000200007

Zhang, L., Lv, T., Zhang, Y., Stein, O. R., Arias, C. A., Brix, H., & Carvalho, P. N. (2017). Effects of constructed wetland design on ibuprofen removal: A mesocosm scale study. *Science of the Total Environment*, 609, 38–45. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.130>

DISEÑO, CONSTRUCCIÓN Y PUESTA EN MARCHA DE UN HUMEDAL VERTICAL DE FONDO SATURADO A ESCALA MESOCOSMOS PARA EVALUACIÓN METAGENÓMICA DEL MICROBIOMA ANTE EXPOSICIÓN A IBUPROFENO.

Facundo Nicolas Villamayor Garay*; Adriana Gisselle Ramírez Medina; Andrea Magdalena Arias Aguilera; Tamara Rocio Sosa Franco; Fabrizio Marcelo Franco Gamarra; Mauricio Javier Molinas Vera; Tomás Rodrigo López Arias**

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, San Lorenzo – Central, Paraguay

*fnvg2003@gmail.com, **tlopez@facen.una.py

RESUMEN

Este estudio tuvo como objetivo evaluar el impacto del ibuprofeno, un contaminante emergente de uso frecuente, sobre la diversidad y composición del microbioma en un humedal vertical de fondo saturado a escala mesocosmos. Se diseñó y construyó un sistema experimental utilizando columnas de PVC con sustrato estratificado y plantas de *Typha dominguensis*, previamente aclimatado con agua residual para establecer una comunidad microbiana basal. La exposición al fármaco se realizó mediante riego con una solución de ibuprofeno a 1000 µg/L, y se tomaron muestras rizosféricas en tres momentos: antes, inmediatamente después y siete días tras la aplicación del contaminante. El análisis metagenómico reveló una disminución transitoria en la diversidad microbiana, seguida de una recuperación parcial con el enriquecimiento de taxones potencialmente degradadores, como Proteobacteria y Actinobacteriota. Estos hallazgos sugieren que el ibuprofeno actúa como agente de selección microbiana, promoviendo la adaptación o proliferación de grupos resistentes, y destacan el potencial de los humedales construidos como herramientas experimentales para estudiar procesos de biorremediación microbiana.

Palabras claves: Ibuprofeno, humedal artificial, microbioma, metagenómica, biorremediación.

1. INTRODUCCIÓN

Los fármacos están presentes como contaminantes en diversos ecosistemas a nivel mundial. Si bien se ha estudiado con más detalle su efecto en la salud humana a través del agua y los alimentos, es fundamental comprender su influencia en la microbiota ambiental. Aunque la

mayoría de estos compuestos no están destinados a afectar microorganismos, su presencia puede alterar significativamente las comunidades microbianas, con consecuencias potenciales sobre la salud pública y el equilibrio ecológico. (Pinto et al, 2022). Estudios recientes han demostrado que la exposición prolongada a residuos farmacéuticos puede inducir cambios en la composición del biofilm microbiano, afectando la capacidad de estos sistemas para procesar materia orgánica y otros contaminantes (Grenni et al, 2018). La evaluación de estos cambios mediante secuenciación genética permite identificar los principales microorganismos afectados, así como aquellos con potencial para la biodegradación de fármacos. A través de la generación de biofilms en condiciones controladas y la posterior análisis de su estructura genética, se podrá determinar la respuesta microbiana ante la exposición a contaminantes farmacéuticos (Fatta-Kassinos et al, 2015). El presente estudio busca generar conocimiento sobre los efectos de los fármacos en las comunidades microbianas de humedales artificiales a escala mesocosmos.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DEL HUMEDAL A ESCALA MESOCOSMOS.

Se diseñó un sistema de humedal construido de flujo vertical ascendente en configuración de mesocosmos, utilizando columnas de policloruro de vinilo (PVC) de 0,80 metros de altura y 150 milímetros de diámetro. El lecho del humedal fue estructurado en dos capas funcionales: una capa inferior de 15 cm de grava de granulometría gruesa, que incluyó una tubería perforada para permitir tanto el drenaje eficiente como la aireación del sistema, y una capa superior de 55 cm de arena lavada, que funcionó como matriz filtrante y soporte físico para el desarrollo microbiano y radicular.

Como especie vegetal, se seleccionó *Typha dominguensis* debido a su rusticidad, rápida tasa de crecimiento y amplia distribución en humedales naturales de la región, lo que favorece la replicabilidad del modelo. Esta especie cumple un rol clave en la aireación del sustrato a través

del transporte radial de oxígeno, promoviendo la actividad microbiana en la rizosfera y facilitando procesos de biorremediación.

2.2 ETAPA DE ACLIMATACIÓN DEL SISTEMA

Antes del inicio de la fase experimental, los sistemas fueron sometidos a una etapa de aclimatación de siete días, durante la cual se realizaron riegos diarios con aguas residuales crudas recolectadas del tanque séptico de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Este procedimiento tuvo como objetivo permitir el establecimiento de una comunidad microbiana basal adaptada a condiciones de carga orgánica realistas.

Además, se agregó suelo proveniente de humedales naturales cercanos para enriquecer la diversidad microbiana del sistema y favorecer una colonización más representativa de los ecosistemas acuáticos locales. Esta etapa fue esencial para estabilizar el sistema biológico antes de la introducción del contaminante farmacéutico y asegurar una línea de base microbiana adecuada para los análisis comparativos posteriores.

2.3 INOCULACIÓN CON IBUPROFENO

La concentración de ibuprofeno a utilizar se determinó en base a datos reportados en la literatura científica sobre concentraciones encontradas en aguas residuales. Con el fin de evaluar el impacto del ibuprofeno sobre las comunidades microbianas presentes en los humedales artificiales, se procedió a la aplicación del fármaco en una concentración final de 1000 $\mu\text{g/L}$. Esta concentración fue seleccionada con base en el estudio de Jan-Roblero, *et al.* (2023), donde se reportaron niveles variables de ibuprofeno en aguas residuales de distintos países, reflejando un amplio rango de contaminación ambiental. Por ejemplo: 1.38 $\mu\text{g/L}$ en Sudáfrica, 5.78 $\mu\text{g/L}$ en Bélgica, 45 $\mu\text{g/L}$ en Canadá, 60.1 $\mu\text{g/L}$ en Alemania y hasta 1673 $\mu\text{g/L}$ en Pakistán. Considerando

el enfoque experimental del presente trabajo, que busca identificar posibles alteraciones en la estructura microbiana mediante técnicas de secuenciación metagenómica, se optó por una concentración alta pero dentro del rango realista reportado (1000 µg/L).

La disolución del ibuprofeno (400 mg), se realizó primeramente en 100 ml de etanol, para obtener una solución madre con concentración de 0.004 g/mL. Posteriormente, se diluyeron 250 µl de esta solución en 1 L de agua residual sintética (ARS). Esta solución se aplicó directamente como riego al humedal en el octavo día del ensayo, posterior a la etapa de aclimatación.

2.4 ANÁLISIS METAGENÓMICO

Se realizó un muestreo de suelo en tres puntos temporales estratégicos a lo largo del ensayo; dos el día 8 (previo y post a la aplicación del ibuprofeno), y otro el día 14. En cada uno de estos momentos, se recolectaron muestras representativas de suelo específicamente de la zona rizosférica, a 30 cm de la base del humedal. La extracción del material genético se llevó a cabo utilizando el kit comercial de Norgen BIOTEK CORP “Soil DNA Isolation Plus Kit” conforme a las especificaciones del fabricante. Posteriormente, las muestras de ADN fueron almacenadas de forma inmediata a -80 °C para preservar su integridad, y enviadas a la plataforma Macrogen (Corea del Sur), el análisis metagenómico, orientado a determinar la abundancia relativa y la diversidad microbiana, se llevó a cabo mediante el procesamiento y análisis de datos de secuenciación utilizando los paquetes DADA2 y phyloseq en el entorno estadístico R.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Construcción de humedales a escala mesocosmos.

Figura 1. Plano de humedal a escala mesocosmos de fondo saturado.

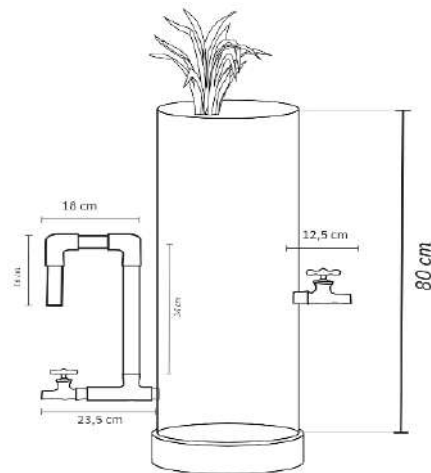
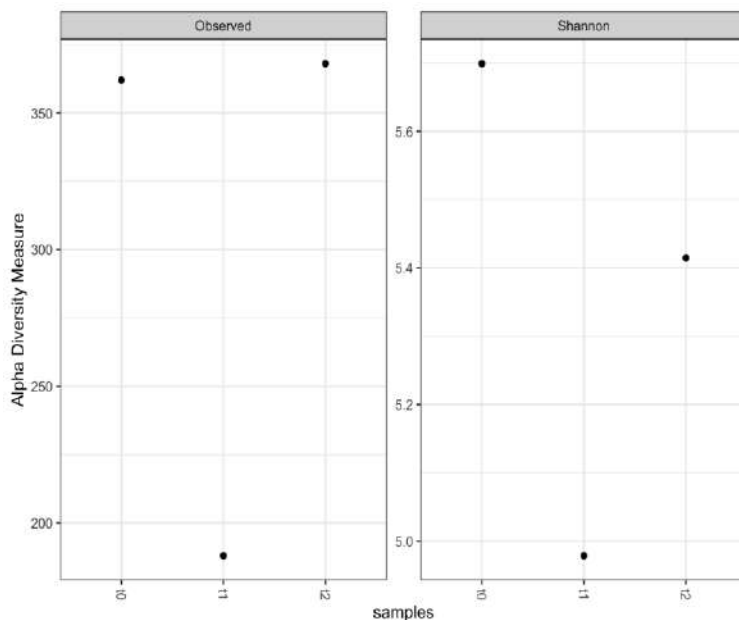


Figura 2. Construcción de humedal vertical de fondo saturado.



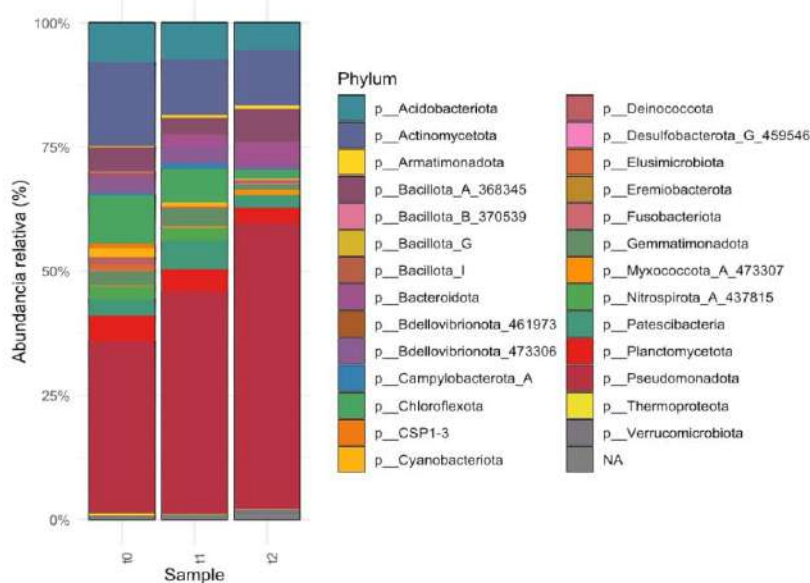
3.2. Análisis metagenómico.

Figura 3. Diversidad alfa (izquierda) e índice de Shannon (derecha) del análisis metagenómico



En la tercera figura se observan las medidas de diversidad alfa para las muestras de los tres días, T0 para el día 7 antes de la exposición a ibuprofeno, T1 el día 7 luego de la exposición a ibuprofeno y el T2 el día 14 luego de la exposición a ibuprofeno. En los gráficos se observa que antes de la exposición al medicamento y a los 13 días posteriores, la riqueza microbiana se mantuvo entre 360 y 370 especies. En el cuadro de Shannon se ve que respecto al índice de diversidad y uniformidad de la abundancia de especies el que tiene un valor más alto es el T0 con 5,7 y le sigue el T2 con 5,4. En los dos gráficos el que tiene un menor valor en cuanto a diversidad y cantidad de microorganismos es el T1, pudiendo deberse a una etapa de adaptación de los microorganismos que se encontraron al principio sensibles al medicamento aplicado.

Figura 4. Abundancia relativa de las muestras analizadas



En la figura 4 se aprecian los resultados de las comunidades bacterianas en diferentes periodos de tiempo, T0 corresponde al séptimo día de funcionamiento del humedal, antes de la aplicación del contaminante. La FT1 el mismo día, que la T0, después de la aplicación de ibuprofeno. Y la T2 correspondiente al día 20 del funcionamiento del humedal y el día catorce de la exposición al ibuprofeno, donde se observa una mayor concentración de comunidad bacteriana pero una menor variedad que en el T1.

3.3. Discusión

El índice de diversidad alfa (Shannon) de la **Figura 3** mostró una disminución significativa tras la exposición aguda a ibuprofeno (T1), reflejando pérdida de riqueza y equidad microbiana. En T2 (día 14), la diversidad aumentó parcialmente, sugiriendo adaptación o selección de taxones resistentes al contaminante. Este patrón es común en ambientes impactados por fármacos, donde comunidades sensibles son desplazadas por grupos más tolerantes (Pinto et al, 2022).

El análisis de la **Figura 4**, que muestra la abundancia relativa por phylum, evidenció una reconfiguración en la estructura microbiana, donde:

- **Aumentaron:** Proteobacteria, Actinobacteriota y Patescibacteria (potenciales degradadores). Las proteobacterias son el grupo más diverso de bacterias, siendo su principal característica la variación genética. Son de importancia degradatoria y biorremediadora, también útiles para ser indicadoras. En este grupo es posible encontrar a bacterias como la *E. coli* y *Salmonella*. De las actinobacterias es posible encontrar literatura que avala que ellas son una gran fuente de antibióticos y metabolitos secundarios, sustancias útiles para el área médica e investigativa (Ibrahimi et al., 2022 & Piccinno et al., 2025).
- **Disminuyeron:** Nitrospirota, Desulfobacterota y Fusobacteriota (grupos sensibles).
- Emergieron phylum adaptativos como Verrucomicrobiota y Gemmatimonadota en T2.

Estos resultados indican que el ibuprofeno actúa como presión de selección microbiana, favoreciendo grupos con capacidad de resistencia o biodegradación, como se ha reportado en estudios de microbiomas en ambientes contaminados (Xia et al., 2014).

A partir del enfoque metagenómico propuesto en este estudio, se observaron variaciones significativas en la composición y diversidad de las comunidades bacterianas del suelo rizosférico, como respuesta directa a la exposición al ibuprofeno. La literatura sugiere que, aunque la degradación de antiinflamatorios no esteroideos (AINEs) ha sido reconocida como un proceso ambientalmente relevante, la caracterización de microbiotas con capacidad comprobada para degradar ibuprofeno ha sido mayoritariamente limitada a estudios con cepas bacterianas individuales. (Navrozidou et al., 2019).

Se apreció que el análisis metagenómico de biofilms formados en el humedal vertical de fondo saturado revela la emergencia y/o enriquecimiento de poblaciones microbianas especializadas, potencialmente asociadas a rutas metabólicas capaces de utilizar ibuprofeno como fuente de carbono principal. La evidencia existente indica que condiciones operativas como un tiempo de retención de lodos (SRT) y tiempo de retención hidráulico (HRT) prolongados favorecen la eliminación de compuestos farmacéuticos, promoviendo el desarrollo de comunidades adaptadas (Xia et al., 2014).

A pesar de la resistencia del ibuprofeno a la degradación debido a su estructura química, fue posible encontrar microorganismos con rutas metabólicas capaces de degradarlo. Estudios indican que su presencia en el ambiente es menor en comparación con otros medicamentos, lo que sugiere que se degrada, así como fue posible apreciar en estos datos. Si bien se deberían hacer más estudios para conocer las rutas metabólicas capaces de degradar este medicamento, se plantea la hidroxilación, especialmente en las cadenas laterales, y la reducción del grupo carboxilo del ácido propiónico como posibles mecanismos. Estas rutas podrían hacer que el compuesto sea lo suficientemente inestable para ser degradado (Jan-Roblero & Cruz-Maya, 2023).

4. CONCLUSIÓN

La construcción y puesta en marcha del humedal vertical de fondo saturado a escala mesocosmos fue exitosa, permitiendo evaluar en condiciones controladas el impacto del ibuprofeno sobre comunidades microbianas. El análisis metagenómico evidenció una disminución inicial de la diversidad microbiana seguida de una recuperación parcial, con aparición de taxones potencialmente adaptados o degradadores del contaminante. Estos resultados destacan el potencial del sistema como herramienta experimental para estudiar la biorremediación de fármacos y otros contaminantes emergentes. Siendo este un estudio

preliminar que deja a futuras investigaciones la posibilidad de ahondar en los grupos microbianos que son posibles hallar en un ambiente óptimo con la capacidad de degradar un contaminante emergente como lo es el ibuprofeno.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Fatta-Kassinos, D., Vasquez, M. I., & Schroeder, H. (2015). Advances in water and wastewater treatment. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(18), 13541–13544. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5145-5>
- Grenni, P., Ancona, V., & Caracciolo, A. B. (2018). Ecological effects of antibiotics on natural ecosystems: A review. *Microchemical Journal*, 136, 25–39. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2017.02.006>
- Ibrahimi, M., Loqman, S., Jemo, M., Hafidi, M., Lemee, L., & Ouhdouch, Y. (2022). The potential of facultative predatory Actinomycetota spp. and prospects in agricultural sustainability. *Frontiers in Microbiology*, 13, 1081815. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.1081815>
- Jan-Roblero, J., & Cruz-Maya, J. A. (2023). Ibuprofen: Toxicology and biodegradation of an emerging contaminant. *Molecules (Basel, Switzerland)*, 28(5), 2097. <https://doi.org/10.3390/molecules28052097>
- Navrozidou, E., Melidis, P., & Ntougias, S. (2019). Biodegradation aspects of ibuprofen and identification of ibuprofen-degrading microbiota in an immobilized cell bioreactor. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04771-5>
- Piccinno, R., Galla, G., & Roselli, G. (2025). Overwintering Does Not Affect Microbiota Diversity in *Halyomorpha halys*: Implications for Its Ecology and Management. Wiley.com. <https://enviromicro-journals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1758-2229.70116>
- Pinto, I., Simões, M., & Gomes, I. B. (2022). An overview of the impact of pharmaceuticals on aquatic microbial communities. *Antibiotics*, 11(12), 1700. <https://doi.org/10.3390/antibiotics11121700>



Xia, Z., Wang, X., Chen, Z., Xu, H., & Zhang, Q. (2015). Microbial community structure and pharmaceuticals and personal care products removal in a membrane bioreactor seeded with aerobic granular sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99(1), 425–433.
<https://doi.org/10.1007/s00253-014-5984-0>

AGRADECIMIENTOS: Esta investigación fue financiada por el proyecto PINV01-471 del CONACYT-Paraguay (<https://datos.conacyt.gov.py/proyectos/pdf/4173>).

9.EJE TEMÁTICO: HUMEDALES

INTENSIFICADOS

TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DE RELLENO SANITARIO UTILIZANDO HUMEDALES HÍBRIDOS CON RESIDUOS DE HORMIGÓN CELULAR.

Gonzalo Gutierrez*

Grupo de Estudios de Medio Ambiente (GEM). Universidad Tecnológica Nacional Facultad Regional Rafaela, Rafaela – Santa Fe, Argentina

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, CABA – Buenos Aires, Argentina

gonzalo.gutierrez@frfa.utn.edu.ar

María Celeste Schierano^{1,2}; Rosana Boglione¹; Carina Griffa¹

¹Grupo de Estudios de Medio Ambiente (GEM). Universidad Tecnológica Nacional Facultad Regional Rafaela, Rafaela – Santa Fe, Argentina

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, CABA – Buenos Aires, Argentina

labquimicaun@gmail.com

RESUMEN

La descomposición anaeróbica de residuos orgánicos en un relleno sanitario produce biogás y lixiviado, un efluente líquido compuesto por diversos contaminantes que representan un peligro para los recursos hídricos superficiales y subterráneos. Este estudio evalúa la eficiencia de un sistema híbrido de humedales para tratar este tipo de lixiviados, combinando humedales de flujos subsuperficiales vertical y horizontal en serie, con el objetivo de diseñar una planta piloto. En un invernadero, se utilizaron cuatro mesocosmos que simulan este sistema, utilizando *Typha domingensis* y con residuos de hormigón celular como sustrato. Los parámetros medidos antes y después del tratamiento mostraron eficiencias de remoción cercanas al 45% para sólidos suspendidos, 89% para la demanda química de oxígeno, 64% para la demanda biológica de oxígeno, 94% para fósforo total, 99% para amonio y 87% para el nitrógeno total Kjeldahl. Basándose en estos resultados, se propone el diseño de una planta de tratamiento piloto que consta de un tanque equalizador, un filtro de áridos y el sistema de humedales en serie previamente evaluado. El diseño también contemplará monitoreo y control para medir la eficiencia del tratamiento en tiempo real, permitiendo ajustes y optimizaciones continuas. Asimismo, se espera que brinde información valiosa sobre su potencial de escalabilidad, contribuyendo al desarrollo de tecnologías sostenibles y generando conocimiento aplicable en todo el país.

Palabras claves: Lixiviado, Relleno sanitario, Humedal híbrido, Residuos de hormigón celular

1. INTRODUCCIÓN

Los rellenos sanitarios se han convertido en una solución clave para la gestión de residuos sólidos urbanos debido al crecimiento poblacional. Los residuos se disponen en grandes terrenos impermeabilizados y, cuando alcanzan su capacidad de diseño, se cubren con tierra y vegetación. La materia orgánica de los residuos, al descomponerse genera biogás y lixiviado, un efluente líquido que puede aumentar con el agua de lluvia y transportar diversas sustancias contaminantes. El mayor riesgo asociado con la producción de lixiviados es la contaminación de las aguas superficiales y aguas subterráneas. Por lo tanto, el lixiviado almacenado debe ser tratado para cumplir con los estándares locales de descarga de los receptores en cuanto a toxicidad o efectos ambientales adversos (Parvin F y Tareq S.M., 2021).

Para el tratamiento de lixiviados, se aplican diversas tecnologías de tratamiento, incluyendo electrocoagulación (Rookesh et al., 2022), ósmosis inversa (Gripa et al., 2021), intercambio iónico (Scandelai et al., 2020), Método Fenton (Hussain et al., 2022), electro-Fenton y foto-Fenton (Crispim et al., 2022), así como procesos avanzados de oxidación.

Por otro lado, las Soluciones basadas en la Naturaleza (SBN), como los humedales construidos (HCs), ofrecen alternativas naturales y sostenibles a los tratamientos convencionales (Maine et al., 2022). Los HCs mejoran la calidad del agua con bajo consumo de energía, costos de construcción y mantenimiento reducidos, y beneficios ambientales significativos (Corbella y Puigagut, 2018). Los humedales híbridos, que combinan flujos subsuperficiales verticales (HFSSV) y horizontales (HFSSH), aprovechan las ventajas de ambos sistemas para optimizar la eficiencia del tratamiento.

El objetivo de este estudio es evaluar la eficiencia de humedales híbridos en la remoción de contaminantes de lixiviados de rellenos sanitarios, utilizando residuos de hormigón celular como sustrato, con el fin de diseñar una línea de tratamiento piloto para los lixiviados del relleno sanitario de la ciudad de Rafaela, Santa Fe, Argentina.

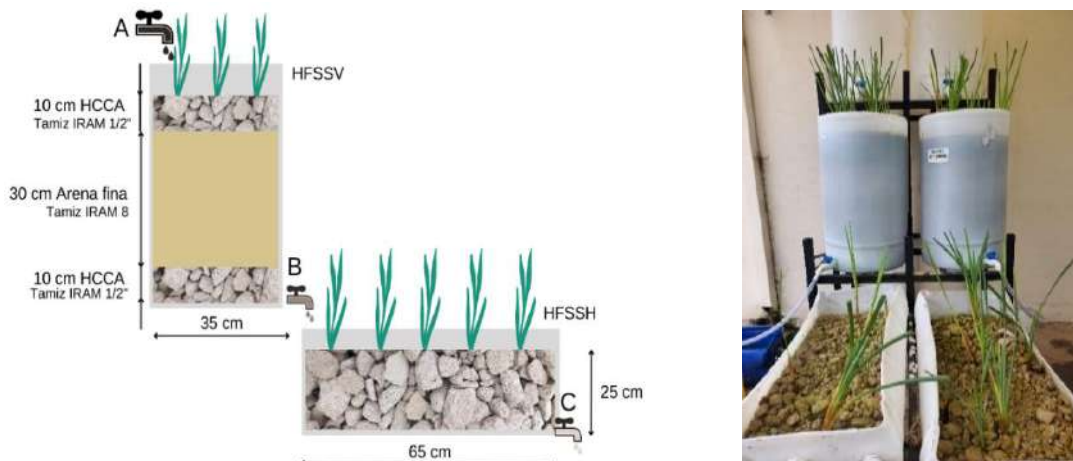
2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Experiencias en mesocosmos.

En un invernadero, se dispusieron por duplicado mesocosmos cilíndricos (0,35 x 0,60 m; diámetro x altura) para simular HFSSV, y mesocosmos cilíndricos truncados longitudinalmente (0,35 x 0,30 x 0,65 m; ancho x alto x largo) para simular HFSSH, conforme a lo detallado en la Figura 1.

En los HFSSV, se dispuso un lecho de 10 cm de alto de residuos de Hormigón Celular Curado en Autoclave (HCCA, Retak®) tamizado con Tamiz IRAM N° 1/2, seguido de una capa de arena fina de 30 cm, previamente tamizada con Tamiz IRAM N°8, y finalmente una capa de 10 cm de HCCA. Los HFSSH fueron llenados completamente con HCCA hasta una altura de 25 cm. El sustrato utilizado, HCCA, se caracteriza por su baja densidad y alta porosidad debido a la incorporación de agentes espumógenos durante su elaboración. En estudios previos, se comparó con otros sustratos (Gutiérrez et al., 2022) y se seleccionó por su capacidad para remover contaminantes y promover la circularidad al ser un residuo de construcción. Se utilizó la macrófita *Typha domingensis* (Totorá), la cual fue recolectada de humedales naturales situados en áreas rurales cercanas a la ciudad de Rafaela, Argentina.

Figura 1. Diagrama y descripción del sistema completo (Izq.) y sistema real al comienzo de la experiencia (Der.)



Fuente: Autoría propia (2025)

Se seleccionaron ejemplares de tamaño y características morfológicas similares, plantando seis de ellos en cada mesocosmo. Las plantas fueron podadas a una altura uniforme de 40 cm inmediatamente después de ser plantadas y aclimatadas con agua de red durante la primera quincena y con efluente diluido (33%) durante la segunda. El efluente utilizado fue extraído del relleno sanitario de la ciudad de Rafaela. Se realizaron experimentos Batch desde junio de 2023 hasta marzo de 2024, midiendo la concentración de contaminantes en el efluente al inicio y al final de cada tratamiento, con un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 12 horas para los HFSSV y de 7 días para los HFSSH.

El sistema de alimentación del lixiviado puede describirse de la siguiente manera: Semanalmente, se aplica un volumen de 12 litros de Efluente A (lixiviado inicial) al HFSSV. Tras un TRH de 12 horas, se recoge el efluente resultante (Efluente B) y se vierte en la parte superior del HFSSH, en el extremo opuesto a su salida. Finalmente, el HFSSH opera en modo batch con un TRH de 7 días, tras los cuales se obtiene el efluente tratado (Efluente C). Se realizaron análisis

semanales sobre las tres corrientes de efluente (A, B y C), analizando los siguientes parámetros fisicoquímicos: pH, Conductividad Eléctrica (CE), Alcalinidad Total (AT), Sólidos Suspendedos Totales (SST), Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK), amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), fósforo total (PT), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Biológica de Oxígeno (DBO). Para todos los análisis se utilizó la metodología propuesta por APHA (2017). Con las concentraciones halladas para cada contaminante a la entrada y a la salida de cada mesocosmo se calcularon eficiencias de remoción.

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

2.2 Diseño de planta piloto de tratamiento.

A partir de los resultados y conclusiones obtenidos en la etapa previa, se diseñó una planta de tratamiento piloto que incluye una etapa de pre tratamiento del lixiviado previo a su ingreso al sistema de humedales, esperando lograr una mayor eficiencia en la remoción de contaminantes y promoviendo la sostenibilidad mediante el uso de residuos de construcción.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Experiencias en mesocosmos.

En la Tabla 1 se observan los valores promedio de entrada y salida de cada tratamiento, junto a su desviación estándar de pH, CE y AT.

Tabla 1. Valores promedio de entrada y salida de cada tratamiento de pH, CE y AT.

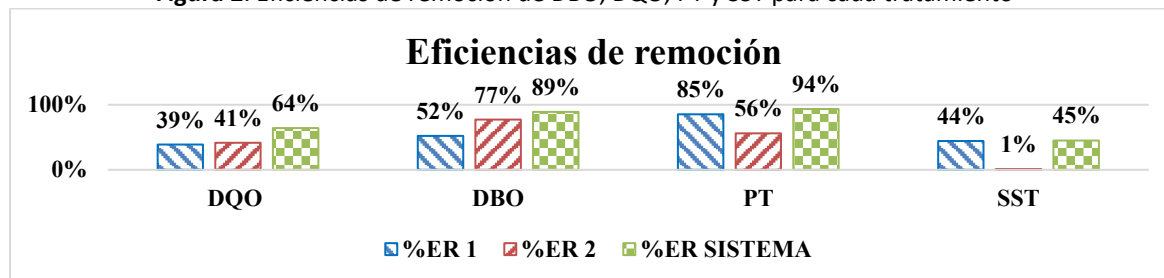
	Entrada (Efluente A)	HFSSV Salida (Efluente B)	HFSSH Salida (Efluente C)
pH	7,67±0,18	8,18±0,28	8,28±0,34
CE (mS/cm)	6,32±1,00	5,36±0,73	5,04±0,66
AT (mg CaCO₃/l)	1961,73±587,25	492,29±274,06	237,04±122,29

Fuente: Autoría propia (2025)

Los valores obtenidos de pH se mantuvieron cercanos a la neutralidad en todos los casos sin grandes variaciones. Sin embargo, se observó una disminución significativa en la conductividad eléctrica (CE), posiblemente debido a la reducción de contaminantes que influyen en este parámetro. De manera similar, se detectó una disminución en la alcalinidad total (AT) a lo largo del tratamiento, con una eliminación cercana al 75% en el primer tratamiento (HFSSV).

La eficiencia de remoción del HFSSV (%ER 1) es calculada respecto al valor inicial del efluente de entrada y el valor de salida de HFSSV. Mientras que la eficiencia de remoción del HFSSH (%ER 2) es calculada respecto al valor de salida de HFSSV y el valor de HFSSH. En cuanto a la eficiencia de remoción total del sistema (%ER SIST) es calculada respecto al valor inicial del efluente de entrada y el valor de salida del HFSSH. En la Figura 2 pueden visualizarse los valores de eficiencia obtenidos para diversos contaminantes.

Figura 2. Eficiencias de remoción de DBO, DQO, PT y SST para cada tratamiento



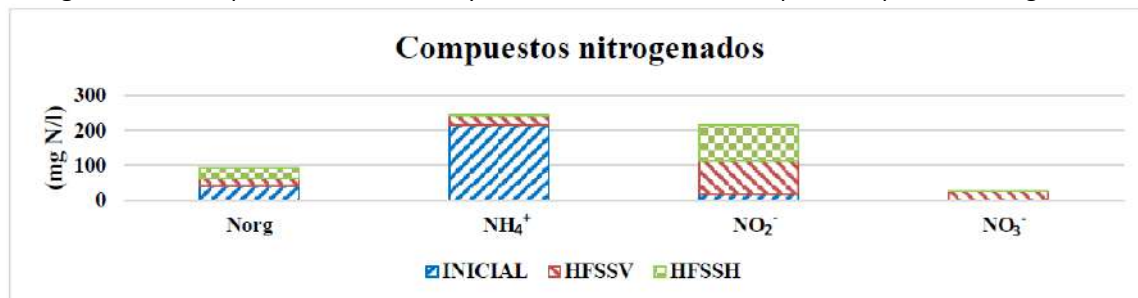
Fuente: Autoría propia (2025)

En cuanto al parámetro DQO se encontraron diferencias significativas entre el efluente de entrada y los otros puntos, lográndose una eficiencia global del 64%. Para la DBO, las diferencias significativas fueron entre los tres puntos de muestreo. La eliminación de materia orgánica en humedales construidos, y la eliminación de DQO y DBO, se logra principalmente a través de la filtración y sedimentación de compuestos orgánicos, así como mediante la degradación microbiológica. Esto se debe a los nutrientes necesarios para el desarrollo y metabolismo de los microorganismos que están adheridos al sustrato y a las raíces de las plantas (Zhang et al., 2019).

La adsorción sobre el sustrato, en este caso compuesto de agentes alcalinos y polvos metálicos como aluminio o zinc, es un mecanismo clave de remoción de fósforo (Maine et al., 2009). Zhang et al. (2020) emplearon un humedal construido de flujo vertical, con hormigón reciclado como sustrato obteniendo una eliminación del fósforo del 91,6%. Atribuyeron esta alta eficiencia a la composición y estructura específica del sustrato. En este trabajo se registraron diferencias significativas entre el efluente de entrada y los demás para PT y, de igual manera, para el parámetro SST. Los procedimientos físicos como la filtración de los sustratos y la sedimentación son los principales mecanismos para la eliminación de SST según los autores Weerakoon et al. (2013) y Shukla et al. (2024). También, Vymazal (2022) afirma que los HFSSHs proporcionan una alta y constante eliminación de materiales orgánicos y sólidos suspendidos, siendo este parámetro uno con la mayor eficiencia de eliminación. Sin embargo, la bibliografía demuestra obtener valores superiores de eliminación comparado con el presente caso.

La Figura 3 presenta los valores promedio de entrada y salida para nitrógeno orgánico (Norg), NH_4^+ , NO_3^- y NO_2^- . Inicialmente, la concentración de nitrógeno amoniacal se redujo en un 99% en el sistema total (85% y 95% para HFSSV y HFSSH, respectivamente).

Figura 3. Valores promedio de entrada y salida de cada tratamiento para compuestos nitrogenados



Fuente: Autoría propia (2025)

Las concentraciones de nitritos y nitratos aumentaron tras el tratamiento en el HFSSV, de 0,47 mg N/l a 24,57 mg N/l y 16,28 mg N/l a 95,96 mg N/l, respectivamente, debido a la alta oxigenación del sustrato por el flujo de agua intermitente, promoviendo la nitrificación. Sin embargo, la remoción total de nitritos en el sistema fue negativa, ya que el HFSSH no pudo desnitrificar todo el nitrito producido en el HFSSV. El valor de salida del sistema fue de 103,34 mg N/l. Por otro lado, la concentración de nitratos a la salida del sistema, aumentó (2,16 mg N/l) comparado con el valor de entrada, indicando nuevamente un proceso de desnitrificación incompleto. Un proceso similar fue reportado por (Silvestrini et al., 2019), el cual obtuvo altas concentraciones de nitrato causados por un proceso incompleto, una alta nitrificación y baja desnitrificación.

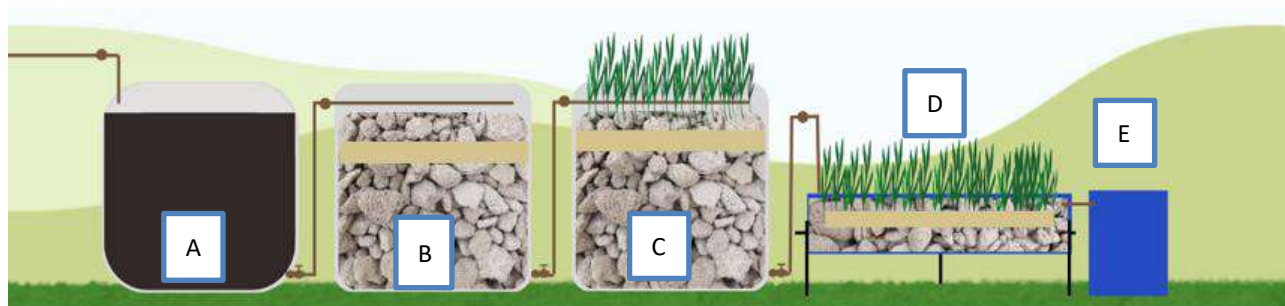
3.2 Diseño de planta piloto de tratamiento.

A partir de los resultados obtenidos en la etapa anterior, se formula la propuesta de un tren de tratamiento a escala piloto incluyendo los humedales híbridos, tal como puede observarse en la Figura 4. La misma cuenta con: (A) Tanque ecualizador, el cual recibiría lixiviado de diferentes puntos de las celdas y así obtener un efluente de características homogéneas; (B) Filtro de HCCA y arena, que funcionará como tratamiento primario para interceptar sólidos de gran tamaño previamente a la entrada al humedal; (C) HFSSV con HCCA y una capa de arena; (D)

HFSSH con HCCA y una capa de arena y (E) Tanque final, el cual recibiría el fluente tratado final para su posterior disposición final.

En los próximos meses, se comenzará con la construcción de la planta piloto. Los resultados se evaluarán a través de análisis semanales y análisis estadístico. La planta piloto permitirá validar la escalabilidad del sistema, replicando los resultados en un contexto más cercano a un tratamiento a gran escala.

Figura 4. Esquema de etapas de planta piloto propuesta



Fuente: Autoría propia (2025)

4. CONCLUSIÓN

El sistema híbrido investigado se presenta como una opción viable y efectiva para el tratamiento biológico del lixiviado de rellenos sanitarios. La combinación de un humedal de flujo subsuperficial vertical (HFSSV) y uno de flujo subsuperficial horizontal (HFSSH) ha demostrado mejorar significativamente la calidad del efluente, logrando la eliminación de contaminantes que superaban los límites legales para la descarga de efluentes líquidos. La propuesta de diseño de una planta de tratamiento piloto basada en este sistema permitiría el ajuste y monitoreo de cada etapa del tratamiento. Además, proporcionaría datos empíricos fundamentales para la implementación de sistemas a mayor escala y permitiría evaluar el desempeño del tratamiento bajo diferentes condiciones climáticas y de carga contaminante.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA. (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd Edition.
- Ayaz, S. C., Aktaş, Ö., Fındık, N., Akça, L.; Kinacı, C. (2012). Effect of recirculation on nitrogen removal in a hybrid constructed wetland system. *Ecological Engineering*, 40, 1-5.
- Corbella, C., & Puigagut, J. (2018). Improving domestic wastewater treatment efficiency with constructed wetland microbial fuel cells: Influence of anode material and external resistance. *Science of the total environment*, 631, 1406-1414.
- Crispim, A. C., de Araújo, D. M., Martínez-Huitle, C. A., Souza, F. L., & Dos Santos, E. V. (2022). Application of Electro-Fenton and Photoelectro-Fenton Processes for the Degradation of Contaminants in Landfill Leachate. *Environ. Res.*, 213, 1-11.
- Gripá, E., Campos, J. C., & da Fonseca, F. V. (2021). Combination of Ozonation and Microfiltration to Condition Landfill Leachate for Reverse Osmosis Treatment. *J. Water Proc. Eng.*, 43, 1-15.
- Gutiérrez, G.; Schierano, M. C.; Panigatti, M. C.; Boglione, R. y Pagaburu, A. (2022) "Aplicación de humedales de flujo subsuperficial horizontal para el tratamiento de lixiviados de relleno sanitario." Libro del VIII Congreso Bianual PROIMCA y VI Congreso Bianual PRODECA (Villa María, Córdoba-Argentina)" Pág. 387-398.
- Hussain, S., Aneggi, E., Trovarelli, A. y Goi, D. (2022). Removal of Organics from Landfill Leachate by Heterogeneous Fenton-Like Oxidation Over Copper-Based Catalyst. *Catalysts*, 12(3), 1-17.
- Maine, M. A., Sanchez, G. C., Hadad, H. R., Caffaratti, S. E., del Carmen Pedro, M., Di Luca, G. A., Nocetti, E. (2022). Hybrid wetland system for a pet-care center wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 182, 106700.
- Maine, M.A., Suñé, N., Hadad, H.R., Sanchez, G.C., Bonetto, C. (2009). Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland. *J. Environ. Manag.* 90, 355–363.
- Parvin, F., Tareq, S.M. (2021) Impact of landfill leachate contamination on surface and groundwater of Bangladesh: a systematic review and possible public health risks assessment. *Appl Water Sci* 11, 100. <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01431-3>
- Rookesh, T., Samaei, M. R., Yousefinejad, S., & Hashemi, H. et al. (2022). Investigating the Electrocoagulation Treatment of Landfill Leachate by Iron/Graphite Electrodes: Process Parameters and Efficacy Assessment. *Water*, 14, 1-15.



- Scandelai, A. P. J., Zotesso, J. P., Jegatheesan, V., Filho, L. C., & Tavares, C. R. G. (2020). Intensification of Supercritical Water Oxidation (ScWO) Process for Landfill Leachate Treatment through Ion Exchange with Zeolite. *Waste Manage.*, 101, 259-267.
- Silvestrini, N. C., Maine, M. A., Hadad, H. R., Nocetti, E., Campagnoli, M. A. (2019). Effect of feeding strategy on the performance of a pilot scale vertical flow wetland for the treatment of landfill leachate. *Science of the Total Environment*, 648, 542-549.
- Zhang, S., X. Jiang, M. Li, Q. Zhang, J. Yuan, and W. Guo. 2020. "Effects of deoxygenation pretreatment and dissolved oxygen adjustment on performance of double-layer-packed sequencing biofilm batch reactor treating secondary effluent under low temperature." *Journal of Cleaner Production* 258 (Jun): 120650. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120650>.
- Zhang, Y., X. Liu, C. Fu, X. Li, B. Yan, and T. Shi. 2019. "Effect of Fe²⁺ addition on chemical oxygen demand and nitrogen removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands." *Chemosphere* 220 (Apr): 259–265. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.144>.
- Weerakoon, G. M. P. R., Jinadasa, K. B. S. N., G. B. B. Herath, Mowjood, M. I. M., and Van Bruggen, J. J. A.. 2013. "Impact of the hydraulic loading rate on pollutants removal in tropical horizontal subsurface flow constructed wetlands." *Ecological Engineering* 61 (Dec): 154–160. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.016>.
- Shukla, R., D. Gupta, and V. K. Mishra. 2024. "Investigation of treatment potential of horizontal subsurface flow constructed wetland for the treatment of secondary treated sewage." *International Journal of Environmental Science and Technology* 21 (3): 2965–2974. <https://doi.org/10.1007/s13762-023-05108-z>.
- Vymazal, J. 2022. "The historical development of constructed wetlands for wastewater treatment." *Land* 11 (2): 174. <https://doi.org/10.3390/land11020174>.

REMOÇÃO DE NITROGÊNIO EM WETLAND CONSTRUÍDO TIDAL FLOW DE UMA TIDE TRATANDO ÁGUA DE CÓRREGO URBANO

Adelania de Oliveira Souza

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba - Paraná, Brasil
souza.2021@alunos.utfpr.edu.com.br

Lucas de Carvalho Silva

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba - Paraná, Brasil
lucascarvalhosilva@alunos.utfpr.edu.br

André Nagalli

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba - Paraná, Brasil
nagalli@utfpr.edu.br

Fernando Hermes Passig

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba - Paraná, Brasil
fhpassig@utfpr.edu.br

Josy Karla Brasil Bernardelli

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba - Paraná, Brasil
josybrasil@hotmail.com

Karina Querne de Carvalho Passig^{*iii}

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba - Paraná, Brasil
kaquerne@utfpr.edu.br

RESUMO

O objetivo deste estudo é avaliar o comportamento de um *Wetland* Construído *Tidal Flow* (WCTF), operado com uma única tide na remoção de nitrogênio de água de córrego urbano contaminado. O WCTF foi construído, em escala piloto, em polietileno com área superficial de 0,5112 m², leito de 117 L e volume total de 309 L, preenchido com cerâmica vermelha (169,54 kg e porosidade de 44%) e argila expandida e vegetado com *Alternanthera philoxeroides*. O sistema é operado com ciclos de 24 h de inundação e 12 h de repouso. As eficiências médias de remoção foram de 78%, 95% e 66% para N-Amon, nitrito e nitrato, indicando a ocorrência do mecanismo de remoção simultânea de nitrogênio (NDS). N-Amon e nitrato

podem ter sido removidos diretamente por nitrificação heterotrófica. Os resultados do estudo indicam que a condição adotada (24 h /12 h) favorece os processos de nitrificação e desnitrificação.

Palavras-chave: Águas urbanas, Cerâmica Vermelha, *Alternanthera philoxeroides*, Solução baseada na Natureza.

1. INTRODUÇÃO

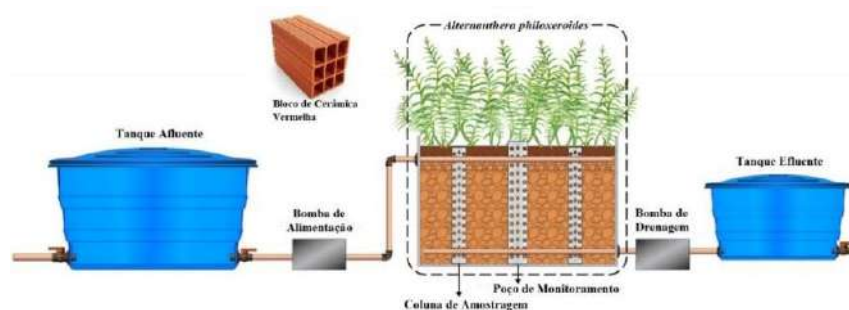
Os *wetlands* construídos (WCs) são uma tecnologia confiável para tratar vários tipos de águas residuárias (Deng et al., 2021). No entanto, os WCs convencionais geralmente têm baixo suprimento de oxigênio, o que limita a nitrificação a 0,01 a 2,15 g N m⁻² d⁻¹ (Zhang et al., 2021). Os *Wetlands* Construídos *Tidal Flow* (WCTF) minimizam esta limitação ao criarem ciclos de enchimento e drenagem que aumentam a disponibilidade de oxigênio. Devido à intensificação na transferência de oxigênio, os WCTFs são eficientes na remoção de matéria orgânica e na nitrificação/desnitrificação (Hu et al., 2014, Saeed et al., 2020; Zhou et al., 2023).). O objetivo deste estudo foi avaliar o comportamento de um WCTF operado com única tide na remoção de nitrogênio de águas de um córrego urbano contaminado com esgotos sanitários de origem doméstica.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

O WCTF em escala piloto foi confeccionado em polietileno (0,92 m x 0,56 m x 0,60), com área superficial de 0,5112 m², leito de 117 L e volume total de 309 L (Figura 1). Possui um poço de monitoramento (medições *in situ*) e 4 colunas de amostragem, para coleta de amostras do substrato e biofilme (Roth et al., 2021). O leito do sistema foi preenchido com cerâmica vermelha (169,54 kg e porosidade de 44%), camada (4 cm) de argila expandida na superfície com fins paisagístico e vegetado com a macrófita *Alternanthera philoxeroides*. A alimentação é feita por bombeamento (Ferrari XKS-401, 220V) da água de um córrego urbano contaminado

(25°26'39"S, 49°21'16"O a 934,36 m de altitude) até um tanque de armazenamento, e deste para o WCTF por eletrobombas (Mondial/clean 110V, Askol, M23249) controladas por temporizadores digitais (YDT-MB).

Figura: Representação gráfica do sistema de WCTF



Fonte: Adaptado de Roth et al., (2021)

Amostras do afluente e efluente foram caracterizadas pela determinação do pH, Oxigênio Dissolvido (OD), Potencial de oxidação-redução (POR), Alcalinidade Total (AT), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Nitrogênio Amoniacal (N-Amon), nitrito e nitrato de acordo com APHA (2023) em duplicata. O WCTF atualmente está em operação (~75 dias) com ciclo de 24 h de inundação e 12 h de repouso (única tide), totalizando 36 h.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos até o presente momento são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Média, valores mínimos e máximos e eficiências de remoção para ciclo de 24 h/ 12 h (n = 18)
(Autoria própria, 2025)

Parâmetros	Afluente			Efluente			Remoção (%)
	Mínimo	máximo	Média	Mínimo	máximo	Média	
pH	7,15	7,51	7,32	7,40	7,56	7,50	-
OD (mg L ⁻¹)	1,40	2,40	1,91	0,38	0,96	0,72	-
POR (mV)	-34	+72	+29	+80	+114	+106	-
AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	99	159	129	88	109	95	-
N-Amon (mg L ⁻¹)	37	57	45	5	14	10	78
Nitrito (mg L ⁻¹)	0,019	0,300	0,128	0,002	0,004	0,003	95
Nitrato (mg L ⁻¹)	0,70	2,40	1,25	0,30	0,40	0,38	66

Fonte: Autoria própria (2025)

Os valores obtidos para pH no afluente e no efluente favoreceram a nitrificação e a desnitrificação, pois de acordo com Vymazal (2007), pH abaixo de 7,5 inibe a nitrificação e acima de 8,5 promove a intensificação da volatilização de amônia. Segundo Lee et al. (2009), a nitrificação pode contribuir para redução da alcalinidade no meio, o que pode explicar a diminuição da alcalinidade nas amostras do efluente (88 a 109 mgCaCO₃ L⁻¹) em relação às do afluente (99 a 159 mgCaCO₃ L⁻¹).

A concentração de OD resultou inferior a 2,40 mg L⁻¹ no afluente e inferior a 0,96 mg L⁻¹ no efluente. Segundo Metcalf e Eddy (2016), OD > 2 mgO₂ L⁻¹ favorece a nitrificação e OD < 0,5 mg O₂ L⁻¹ favorece a desnitrificação. Os valores de ORP variaram de -34 a +72 mV no afluente e de +80 a +114 mV no efluente, indicando condições anóxicas (-100 a +100 mV) e levemente anaeróbias (< -100 mV), segundo Matos et al. (2010).

A concentração média de N-Amon resultou igual a 45 mg L⁻¹ no afluente e 10 mg L⁻¹ no efluente, com eficiência média de remoção de 78%. É possível que a amônia tenha sido rapidamente adsorvida no material filtrante durante o período de cheia e posteriormente

oxidada no período de repouso, no qual o ar atmosférico passa a preencher os poros do material filtrante que está drenado (Li et al., 2015). Comportamento similar foi observado por Roth et al. (2021), operando um WCTF com 24 h/12 h de inundação/repouso. As concentrações médias de nitrito e nitrato nas amostras de afluente e efluente de 0,128 mg L⁻¹ e 0,003 mg L⁻¹ de nitrito e de 1,25 mg L⁻¹ e 0,38 mg L⁻¹ de nitrato, corresponderam a 95% e 66% de remoção, respectivamente. Nas condições avaliadas, é possível que as características da cerâmica vermelha de rugosidade, porosidade e presença de poros maiores (Roth et., 2021) tenha favorecido a transferência de oxigênio e a coexistência de sítios anóxicos e anaeróbios, facilitando a nitrificação e desnitrificação simultâneas e remoção direta do N-Amon e nitrato por nitrificação heterotrófica.

4. CONCLUSÃO

O objetivo do estudo foi alcançado visto que a condição operacional de 24 h de tempo de inundação e 12 h de tempo de repouso está favorecendo a nitrificação e a desnitrificação simultâneas com eficiências de remoção de 78%, 95% e 66% de N-Amon, nitrito e nitrato, respectivamente.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd ed, American Public Health Association, Washington DC, 2017.
- Deng, S.J., Chen, J.Q., Chang, J.J., 2021. Application of biochar as an innovative substrate in constructed wetlands/biofilters for wastewater treatment: performance and ecological benefits. J. Clean. Prod. 293, 126156
- Hu, Y., Zhao, X., Zhao, Y. Achieving high-rate autotrophic nitrogen removal via Canon process in a modified single bed tidal flow constructed wetland, Chem. Eng. J. 237 (2014) 329–335.

Lee, C.; Fletcher, T. D.; Sun, G. Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*, v. 9, n. 1, p. 11–22, 2009.

Li, C.; Wu, S.; Dong, R. Dynamics of organic matter, nitrogen and phosphorus removal and their interactions in a tidal operated constructed wetland. *Journal of Environmental Management*, v. 151, p. 310–316, mar. 2015.

Matos, A.T., Freitas, W.S., Brasil, M.S., Borges, A.C., 2010. Influence of plant species cultivated on redox potential in constructed wetland systems. *Eng. Agríc. Jaboticabal* 30 (3), 518–526.

Metcalf, L.; Eddy, H. *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*. United States: McGraw-Hill Education, 5. ed., 2016.

Roth, J.J., Passig, F.H., Zanetti, F.L., Pelissari, C., Sezerino, P.H., Nagalli, A., Carvalho, K. Q., 2021. Influence of the flooded time on the performance of a tidal flow constructed wetland treating urban stream water. *Sci. Total Environ.* 758, 143652

Saeed, T., Miah, M.J., Khan, T., Ove, A., 2020. Pollutant removal employing tidal Flow constructed wetlands: media and feeding strategies. *Chem. Eng. J.* 382, 122874.

Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.* 380, 48–65.

Zhang, Q., Yang, Y.Q., Chen, F.R., Zhang, L.L., Ruan, J.J., Wu, S.J., Zhu, R.L., 2021. Effects of hydraulic loading rate and substrate on ammonium removal in tidal Flow constructed wetlands treating black and odorous water bodies. *Bioresour. Technol.* 321, 124468.

Zhou, Y., Ji, B.H., Jiang, M., Jin, Y.Y., Chang, J.J., 2023. Performance and microbial community features of tidal-flow biochar-amended constructed wetlands treating sodium dodecyl sulfate (SDS)-containing greywater. *J. Clean. Prod.* 396, 136545.



ⁱ Os autores agradecem o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) [Código Financeiro 001], Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) [processo 25100.011.282/2014-87] e Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia - Soluções Baseadas na Natureza (INCT-SbN) [58/2022].

PRODUÇÃO E AVALIAÇÃO DE LACASE PARA IMOBILIZAÇÃO EM CERÂMICA VERMELHA PARA APLICAÇÃO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS

Adriana Paola Velasquez Torrico

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba - Paraná - Brasil

adrianatorrico@alunos.utfpr.edu.br

Adelania de Oliveira Souza

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba - Paraná - Brasil

souza.2021@alunos.utfpr.edu.com

Maire Oliveira da Silva

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba - Paraná - Brasil

maire@alunos.utfpr.edu.br

Giselle Maria Maciel

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba - Paraná - Brasil

gisellemariam@gmail.com

Karina Querne de Carvalho^{*iv}

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba - Paraná - Brasil

kaquerne@utfpr.edu.br

RESUMO

A lacase é uma enzima oxidativa com capacidade de degradar contaminantes emergentes em águas residuárias, incluindo corantes e fármacos. Neste estudo foi avaliada a produção da lacase por meio do cultivo fúngico em meio enriquecido com resíduos agroindustriais e comparado seu desempenho ao de uma enzima comercial em testes com efluente sintético. A enzima produzida alcançou atividade de 4114 U L⁻¹ e apresentou comportamento catalítico eficaz sob condições controladas. Também foi desenvolvido um protocolo para sua imobilização em resíduos de cerâmica vermelha tratado com APTES e glutaraldeído. A imobilização obteve rendimento de 58,72% e atividade recuperada de 17,21%, valores compatíveis com os relatados para suportes inorgânicos porosos. Esses resultados demonstram a viabilidade técnica e a estabilidade do sistema. Embora a lacase ainda não tenha sido aplicada, os resultados experimentais estabelecem uma base sólida para sua futura implementação em *wetlands* construídos, combinando

biocatálise e economia circular como alternativa sustentável e de baixo custo para tratamento de águas residuárias.

Palavras-chave: Resíduos da construção civil, Enzimas, Aproveitamento, Economia circular.

1. INTRODUÇÃO

Os sistemas de *wetlands* construídos são uma alternativa eficaz e sustentável para o tratamento descentralizado de águas residuárias, com bom desempenho na remoção de matéria orgânica e nutrientes, embora enfrentem desafios com contaminantes emergentes como fármacos e corantes sintéticos, devido à sua persistência e toxicidade (Ravikumar et al., 2022). A lacase (EC 1.10.3.2), enzima produzida por fungos ligninolíticos, tem mostrado potencial na degradação de compostos fenólicos e aromáticos em águas residuárias (Baldrian, 2006). Uma possibilidade de aplicação da lacase em *wetlands* construídos é a imobilização da lacase na cerâmica vermelha reciclada usada como material filtrante, configurando uma alternativa inovadora e sustentável, alinhada à economia circular (Semião et al., 2023).

Neste estudo foi avaliada a produção da lacase a partir de resíduos agroindustriais e realizada comparação com enzima comercial para futura aplicação em *wetlands* construídos para tratamento de águas residuárias contendo contaminantes emergentes.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Produção da lacase

A enzima foi produzida por *Trametes villosa* em meio líquido com bagaço de cana (20 g L⁻¹), bagaço de uva (5 g L⁻¹), casca de arroz (10 g L⁻¹), glicose (10 g L⁻¹), peptona (5 g L⁻¹), fosfato de potássio (3 g L⁻¹) e solução 1 mM de sais minerais (CuSO₄, MgSO₄, MnSO₄, ZnSO₄), conforme Riedi (2019). A fermentação foi realizada em frascos de 250 mL com 50 mL do meio a 28 °C. A atividade foi avaliada via oxidação de ABTS (50 mM tampão acetato, pH 5,0) a 40 °C por 5 min, com leitura a 420 nm (UV-M51, BEL Engineering, Itália), conforme Hou et al. (2004).

2.2 Ensaios com lacase livre

Em frascos de 125 mL contendo 100 mL de efluente sintético enriquecido, foram adicionados 1000 U L⁻¹ de lacase produzida e comercial. As amostras foram incubadas a 37 °C por 3 h e posteriormente agitadas a 100 rpm por 3 h (agitador Solab SL 222, Brasil). Controles com enzima inativa, água + enzima e efluente sem enzima foram utilizados. Os parâmetros pH, alcalinidade total, DQO, nitrito, nitrato e fósforo total foram analisados em triplicata (APHA, 2017).

2.3 Imobilização de lacase em suporte cerâmico

Resíduos de cerâmica vermelha (tijolos autoclavados) foram silanizados (TAS, malha 60) com APTES (0,1 mL/5 mL etanol por 25 mg de suporte) a 180 rpm por 3 h (agitador Solab, SL 222, Brasil). Os TAS foram lavados com tampão acetato 50 mM (pH 5,0), receberam aplicação de 0,16 mL de lacase (500 U L⁻¹) e 0,84 mL de glutaraldeído 2% (tubos Eppendorf, 2 mL), e foram agitados a 124 rpm por 2 h. O TAS foi lavado 3 vezes com tampão (2 mL) e a atividade residual foi medida conforme descrito no item 2.1.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A lacase produzida (LP, 1000 U L⁻¹) reduziu pH, alcalinidade e nitrito, mas aumentou DQO e nitrato, embora menos acentuado do que com a enzima comercial (LC, *Aspergillus sp.*, Sigma-Aldrich, SAE0050, 1000 U L⁻¹). Os maiores valores indicam provável formação de subprodutos coloidais ou recalcitrantes da oxidação.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos após aplicação da lacase em diferentes condições (n = 9).

Grupo	pH	Alcalinidade (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)	PT (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)
Efluente (sem enzima)	8,65	50,0	108,31	6,22	0,144	0,5
LP	7,14	44,0	178,49	18,19	0,078	11,3
LC	7,94	30,0	181597,00	6,30	0,016	0,9

Fonte: Autoria própria (2025).

A cerâmica vermelha reteve o extrato enzimático com rendimento de 58,72% e recuperação funcional de 17,21%. Esses resultados estão de acordo com estudos anteriores em suportes inorgânicos porosos e sustentam sua aplicação em tecnologias de baixo custo para tratamento descentralizado.

Embora a lacase imobilizada ainda não tenha sido testada em *wetlands* construídos, os dados obtidos estabelecem base sólida para estudos em escala laboratorial em *wetlands* construídos tratando águas de córrego urbano contaminadas com micropoluentes emergentes, que é a próxima etapa deste estudo.

4. CONCLUSÕES

A lacase produzida a partir de resíduos agroindustriais apresentou atividade e desempenho comparáveis ao de uma enzima comercial, evidenciando sua viabilidade como biocatalisador no tratamento de águas residuárias. A imobilização no TAS resultou em recuperação funcional de 17,21%, estabelecendo uma base promissora para futuras aplicações a aperfeiçoamentos. A técnica requer otimização para aumentar a eficiência em aplicações contínuas, mas representa alternativa acessível, sustentável e viável para aplicação em *wetlands* construídos, com potencial para remoção de contaminantes emergentes, integrando princípios de inovação, saneamento descentralizado e economia circular.

5. REFERÊNCIAS

- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), & Water Environment Federation (WEF). (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater (23rd ed.).
- Baldrian, P. (2006). Fungal laccases – occurrence and properties. FEMS Microbiology Reviews, 30(2), 215–242. <https://doi.org/10.1111/j.1574-4976.2005.00010.x>.

Hou, H., Zhou, J., Wang, Y., & Dong, Z. (2004). Enhancement of laccase production by *Pleurotus ostreatus* and its use for the decolorization of anthraquinone dye. *Process Biochemistry*, 39(11), 1415–1419. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00267-X](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00267-X)

Ravikumar, Y., Yun, J., Zhang, G., Zabed, H. M., & Qi, X. (2022). A review on constructed wetlands-based removal of pharmaceutical contaminants derived from non-point source pollution. *Environmental Technology & Innovation*, 28, 102504. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102504>.

Reidi, H. P. (2019). Purificação, caracterização e imobilização de lacases de basidiomicetos e seu uso na degradação simultânea de rifampicina e isoniazida [Dissertação de mestrado, Universidade Tecnológica Federal do Paraná].

Semião, M. A., Haminiuk, C. W. I., Brugnari, T., Mannes, Y., Nagata, W. A. R., & Maciel, G. M. (2023). Synergistic treatment of textile wastewaters using spent diatomaceous earth loaded with laccases: A cost-effective and eco-friendly approach. *Journal of Water Process Engineering*, 56, 104552. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104552>.

ⁱⁱⁱ Os autores agradecem o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) [Código Financeiro 001], Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) [processo 25100.011.282/2014-87] e Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia - Soluções Baseadas na Natureza (INCT-SbN) [58/2022].

REMOÇÃO DE ATRAZINA E SEUS METABÓLITOS EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL DE ÁGUAS DE CÓRREGO URBANO

Isabella Tiemi Vieira Yamazaki

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – Paraná, Brasil
isabellayamazaki@alunos.utfpr.edu.br

Beatriz Moresca de Lacerda

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – Paraná, Brasil
beatrizmoresca@alunos.utfpr.edu.br

Adelania de Oliveira Souza

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – Paraná, Brasil
souza.2021@alunos.utfpr.edu.com.br

Leonardo Vieira do Prado Cunha

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – Paraná, Brasil
leonardocunha.2000@alunos.utfpr.edu.br

Cíntia Boeira Batista Lafay

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – Paraná, Brasil
cbbatista@utfpr.edu.br

Karina Querne de Carvalho^{*v}

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – Paraná, Brasil
kaquerne@utfpr.edu.br

RESUMO

O desempenho de *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial vertical (WCFVs) foi avaliado na remoção de atrazina, desetilatrizona (DIA) e desisopropilatrizona (DEA) de águas de córrego urbano. Os WCFVs foram vegetados com *Eichhornia crassipes* em concreto aerado autoclavado (WC-CAA) e CAA quimicamente ativado (WC-CQA). O WC-AAC alcançou remoção de 81% para DQO, 45,4% para N-Amon, 80,5% para NO_2^- , 68% para NO_3^- e 78,9% para PT. O WC-CQA alcançou remoção de 61% para DQO, 12,9% para N-Amon, 90,3% para NO_2^- , 70% para NO_3^- e 6,24% para PT. A remoção de atrazina, DEA e DIA foi de 40,3%, 38,9% e 21,4% no WC-CQA, indicando que a ativação química pode ter intensificado a remoção destes compostos.

Palavras-chave: Concreto aerado autoclavado, Ativação química, Nutrientes, *Eichhornia Crassipes*.

1. INTRODUÇÃO

A atrazina, utilizada no controle de plantas daninhas na cultura do milho, cana-de-açúcar e sorgo no Brasil (Dick et al., 2010), apresenta moderada adsorção à matéria orgânica e argila, elevada persistência em solos e capacidade de lixiviação e potencial de degradação lento (Carmo et al., 2013). Neste trabalho foi avaliada a remoção de atrazina e seus metabólitos em *wetlands* construídos (WCs) de fluxo subsuperficial vertical e fundo saturado, vegetados com *Eichhornia crassipes* em concreto aerado autoclavado (CAA) e em CAA quimicamente ativado tratando águas de córrego urbano.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Os WCFVs foram plantados com *E. crassipes* (25 plantas m⁻²) em fragmentos de concreto aerado autoclavado (WC-CAA, Fig. 1A) e CAA quimicamente ativado (WC-CQA, Fig. 1B) com cimento branco (15 g L⁻¹, imersão de 72 h) para remover poluentes por adsorção, precipitação, troca iônica e/ou preenchimento de poros dos materiais, conforme previamente verificado por Yang et al. (2017). A alimentação foi feita em bateladas sequenciais (48-48-72 h), totalizando 20 dias de adaptação e 60 dias de operação.

Figura 1. WC-CAA (A) e WC-CAA (B) vegetados com *E. crassipes*.



Dados dos sistemas:

Containers de polipropileno

Dimensões: 0.56 x 0.40 x 0.32 m

Volume útil: 56 L

Área superficial: 0.22 m²

CAA e CQA: camada 0,20 m, 47,5–62,5 mm

Fonte: Autoria própria (2025)

A atrazina e seus metabólitos DIA e DEA (Sigma-Aldrich) foram adicionados nas águas do córrego urbano na concentração de $12,5 \mu\text{g L}^{-1}$ (cada). Foram determinados temperatura, pH, DQO, N-Amon, nitrito, nitrato e PT (APHA, 2017) e Alcalinidade Total (AT) (Ripley et al., 1986) em duplicata. Atrazina, DIA e DEA foram determinados por HPLC-DAD no cromatógrafo Shimadzu, Prominence, com coluna Zorbax Eclipse PAH (250 x 4.6 mm, 5 μm) a 35 °C, com fase móvel de acetonitrila e água ultrapura Milli-Q (20% em 0 min, 65% em 20 min e 90% entre 21 e 25 min). O volume de injeção foi de 10 μL , vazão de 1 mL min^{-1} , detecção em 221 nm e nos tempos de 13,86 min para atrazina, 4,84 min para DIA e 6,92 min para DEA.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A temperatura inferior a 22,2 °C pode ter favorecido a atividade de oxidadores de amônia e nitrito (Zhang et al., 2020). O aumento do pH e da alcalinidade no efluente pode ter ocorrido pela liberação de íons Ca^{2+} presentes na composição do CAA e CQA (Kuhn et al., 2023). A nitrificação e a desnitrificação podem ter sido favorecidos, pois pH inferior a 7,5 inibe a nitrificação e superior a 8,5 promove intensificação da volatilização de amônia, de acordo com Vymazal (2024).

Tabela 1. Valores média, mínimo e máximo e eficiências de remoção (n = 16).

Parâmetros	Afluente			CW-CAA			CW-CQA		
	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média
T (°C)	19,4	21,8	20,6	20,0	22,0	20,9	19,6	22,2	21,0
pH	6,97	7,25	-	8,3	8,58	-	8,01	8,39	-
AT (mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	20,5	44,6	32,1	75,8	92,3	84,8	89,1	105,2	94,7
DQO (mg L^{-1})	49	72	64	6,0	26	12	1,3	61	22
N-NTK (mg L^{-1})	13,7	14,9	14,2	11,3	14,3	12,9	13,5	14,3	13,9
N-Amon (mg L^{-1})	4,4	5,3	4,9	0,9	5,4	3,4	4,2	4,3	4,3
Nitrito (mg L^{-1})	0,021	0,164	0,118	0,009	0,039	0,023	0,003	0,021	0,012
Nitrato (mg L^{-1})	1,1	1,3	1,25	0,3	0,5	0,4	0,3	0,5	0,37

PT (mg L ⁻¹)	0,02	0,51	0,28	0	0,13	0,04	0,24	0,47	0,32
Atrazina (µg L ⁻¹)	8,24	12,87	10,87	9,77	10,67	10,18	5,75	7,33	6,49
DIA (µg L ⁻¹)	6,7	11,47	9,52	9,41	10,09	9,81	6,69	8,35	7,48
DEA (µg L ⁻¹)	7,51	12,46	10,73	10,57	11,21	10,89	8,28	9,85	9,03

Fonte: Autoria própria (2025)

O WC-AAC alcançou maior remoção de DQO (81%) em comparação ao WC-CQA (61%), provavelmente pela adsorção e assimilação microbiana, conforme observado por Stefanakis & Tsihrintzis (2012). Não foi observada remoção significativa do NTK no WC-AAC (9,4%) e WC-CQA (1,9%) e maior remoção do N-Amon no WC-AAC (45,4%) em comparação ao WC-CQA (12,9%). O mesmo comportamento foi verificado para nitrato e PT, com eficiências de remoção de 68% e 78,9% no WC-AAC e de 70% e 6,24% no WC-CQA. A ativação química pode ter intensificado a remoção de nitrito, pois o WC-CQA alcançou remoção de 90,3% em comparação a 80,5% no WC-AAC. O aumento de DEA e DIA no WC-CAA sugere que a atrazina foi transformada em seus subprodutos por biodegradação (Carmo et al., 2013). A remoção significativa de atrazina (40,3%), DIA (21,4%) e DEA (38,9%) no WC-CQA, indica que a ativação química pode ter intensificado a remoção destes compostos.

4. CONCLUSÕES

Os *wetlands* construídos preenchidos com resíduos à base de concreto apresentaram eficiências de remoção significativa para DQO, TAN, NO₂⁻, NO₃⁻ e PT. A ativação química com cimento branco contribuiu para intensificação da remoção de nitrito, atrazina, DEA e DIA.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd ed. American Public Health Association, Washington, DC, USA.
- CARMO, R. et al. Atrazine persistence in soil and water ecosystems. *Environmental Pollution*, v. 182, p. 213-225, 2013.



- DICK, D. P. et al. Matéria orgânica em quatro tipos de solos brasileiros: composição química e sorção de atrazina. *Química Nova*, v. 33, No.1, p. 14,19, 2010.
- KUHN, R. et al. Use of autoclaved aerated concrete in wetlands for water treatment. *Environmental Science & Technology*, v. 57, n. 5, p. 3128-3140, 2023.
- RIPLEY, L.E. et al. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *J. Water Pollut. Control Fed.* 58 (5), 406–411, 1986.
- STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, 181–182, 416–430, 2012.
- VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environmental Reviews*, v. 24, n. 4, p. 527-541, 2024.
- YANG, S. et al. Phosphorus removal from aqueous solution using a novel granular material developed from building waste. *Water Sci. Technol.* 75, p. 1500–1511, 2017.
- ZHANG, J. et al. Mechanism of stable sewage temperatures: microbial community and EPS analysis. *Bioresour. Technol.* 297, 122459, 2020.

^v Os autores agradecem o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) [Código Financeiro 001], Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) [processo 25100.011.282/2014-87] e Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia - Soluções Baseadas na Natureza (INCT-SbN) [58/2022].

10. EJE TEMÁTICO: CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE HUMEDALES



BIOMONITOREO DE METALES Y NUTRIENTES EN HUMEDALES URBANOS DE LA CIUDAD DE SANTA FE (ARGENTINA), UTILIZANDO TYPHA DOMINGENSIS

María de las Mercedes Mufarrega*

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Santa Fe, Argentina.

mercedesmufarrega@gmail.com

Gisela Alfonsina Di Luca

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL). Santa Fe, Argentina.

gi_cdl@hotmail.com

Marcelo Abel Campagnoli

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL). Santa Fe, Argentina.

marcegam86@gmail.com

Gabriela Cristina Sánchez

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL). Santa Fe, Argentina.

gsanchez@fiq.unl.edu.ar

Sandra Ester Caffaratti

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL). Santa Fe, Argentina.

sancaffaratti@gmail.com

María Alejandra Maine

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL). Santa Fe, Argentina.

amainefiq@gmail.com

Hernán Ricardo Hadad

Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL). Santa Fe, Argentina.

hadadhernan@gmail.com

RESUMEN

Este trabajo se centra en el biomonitorio de contaminantes (metales y nutrientes) en humedales urbanos de la ciudad de Santa Fe (Argentina) utilizando la macrófita emergente *Typha domingensis*. Muestras de agua, sedimento y plantas fueron tomadas periódicamente en tres humedales urbanos y en uno natural. En las muestras se determinaron las concentraciones de PT, NTK, Pb y Zn. Las concentraciones de Pb en sedimentos se encontraron dentro del rango tóxico en todos los sitios (0,030–0,300 mg g⁻¹ Pb). La acumulación de PT en las partes aéreas de las hojas fue significativamente menor que en raíces y rizomas, mientras que el nitrógeno se acumuló principalmente en las partes aéreas de las hojas en todos los sitios. Las mayores concentraciones de Pb fueron determinadas en raíces en todos los muestreos y en todos los sitios muestreados mientras que el Zn se acumuló en las partes aéreas de las hojas. Las concentraciones de Pb en los rizomas y raíces en algunas muestras estaban por encima del umbral tóxico informado por la literatura (0,030–0,300 mg g⁻¹ Pb). Los resultados obtenidos pueden ser aplicados en estrategias de mitigación de contaminantes en humedales y en técnicas de fitorremediación.

Palabras claves: Macrófitas, Contaminantes, Fitorremediación, Humedales Urbanos

1. INTRODUCCIÓN

Los humedales frecuentemente se encuentran impactados por contaminación proveniente de diversas fuentes, tales como industrias, explotación minera, cloacas, construcción de carreteras, etc. La acumulación de diversos contaminantes en el sedimento y en diferentes especies de macrófitas se estudió en humedales de todo el mundo (Demarco et al., 2023). Las macrófitas son el principal componente biológico de los ecosistemas acuáticos. Su rol no es sólo acumular e inmovilizar los contaminantes en sus tejidos, sino también modificar la biogeoquímica del sistema acuático, favoreciendo los procesos de depuración. Conocer la tolerancia y la eficiencia de las macrófitas en los humedales se ha convertido en una cuestión central, no sólo en estrategias de conservación de humedales naturales sino en la optimización de la eficiencia de humedales construidos. Por ello es necesario utilizar las macrófitas como biomonitores en ambientes naturales o utilizarlas en técnicas de fitorremediación.

Typha spp. ha demostrado un potencial considerable para la fitorremediación debido a su habilidad para tolerar y bioacumular diferentes contaminantes en sus tejidos (Mufarrege et al., 2023). En base a los resultados obtenidos en estudios previos, los sitios estudiados se localizaron en zonas periurbanas pertenecientes al valle de inundación del río Paraná Medio. El objetivo fue biomonitorizar las concentraciones de metales y nutrientes utilizando *T. domingensis* en humedales que reciben contaminación de diferentes fuentes. Este estudio intenta proporcionar perspectivas sobre la mitigación de la contaminación y el uso de técnicas de fitorremediación.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Muestras de plantas, agua y sedimento se tomaron durante 2021 y 2022 en tres humedales urbanos y en uno natural. Estos sitios se seleccionaron en base a la presencia de macrófitas y la proximidad a centros urbanos o la posibilidad de recibir agua de escorrentía. La macrófita estudiada fue *T. domingensis*, la cual fue la especie emergente más abundante en todos los sitios. Todos los sitios se encuentran localizados cercanos a la ciudad de Santa Fe (provincia de Santa Fe, Argentina):

- Laguna (**L**): Reservorio artificial de agua de lluvia que recibe aguas de escorrentía urbana
- Reserva Ecológica Urbana (**REU**): Laguna en una reserva ecológica urbana
- Aeropuerto (**Aerp**): zanja al costado de una carretera frente al aeropuerto local
- Humedal Natural (**HN**): Humedal natural con poca o nula recepción de escorrentías

Todas las muestras fueron colectadas por triplicado. Las muestras de agua fueron transportadas al laboratorio bajo refrigeración. El sedimento, se muestreó a una profundidad de aproximadamente 10 cm utilizando un corer de PVC de 3 cm de diámetro. En cada muestreo se

midio in situ temperatura, OD, conductividad y pH en agua utilizando una sonda multiparamétrica marca WTW model Multi 3510 IDS. Todas las determinaciones analíticas se realizaron de acuerdo a APHA (2012). Previo a este estudio se realizó un análisis multielemental en agua, tejidos de plantas y sedimento. De acuerdo a los resultados obtenidos, fueron seleccionados tanto los nutrientes (P y N) como los metales a estudiar (Pb y Zn). N-NH_4^+ y N-NO_3^- en agua se determinaron según APHA (2012). Para la determinación de Pb y Zn en agua se utilizó el método EPA 200.2 (USEPA, 1994). El fósforo reactivo soluble (PRS) y el PT se determinaron mediante el método colorimétrico del azul de molibdeno (Murphy y Riley, 1962). Las plantas fueron separadas en partes aéreas de las hojas, partes sumergidas de las hojas, raíces y rizomas. En estas muestras se determinó PT y metales. Se utilizó el método semi micro Kjeldahl (APHA, 2012) (Gerhard, equipo semiautomatizado con digestor modelo KT-8s y destilador Vapodest 200) para determinar el nitrógeno total Kjeldahl (NTK) en muestras de plantas, agua y sedimento. El análisis estadístico se realizó mediante ANOVA ($p < 0,05$). Se utilizó la prueba de Shapiro-Wilk para evaluar las diferencias significativas entre los sitios estudiados y los tejidos vegetales para todos los parámetros estudiados. Se aplicó la prueba de Tukey para diferenciar medias.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los mayores valores de OD, pH, conductividad y NO_3^- -N fueron determinados en el sitio **REU** (Tabla 1). Los mayores valores de alcalinidad, NH_4^+ -N, NTK, PT y PRS fueron encontrados en el sitio **Aerp**. El Pb fue el único metal detectado en agua mediante los métodos utilizados. Los sitios estudiados no mostraron diferencias significativas en la concentración del Pb en agua.

Tabla 1. Parámetros medidos en agua en cada sitio de estudio (mg L^{-1} , temperatura = °C, conductividad = $\mu\text{mho cm}^{-1}$). Valores expresados como rangos (min-máx). ND = no detectado.

Parámetros	L	REU	Aerp	HN
Temperatura	13,5-28,2	14,2-27,7	13,4-28,54	13,9-29
pH	5,5-7,7	6,9-8,8	6,9-7,3	6,3-7,1
Conductividad	250-584	1890-3020	188,1-907,9	178,5-329
OD	0,7-5,6	2,9-6,9	2,1-3,6	1,2-6,4

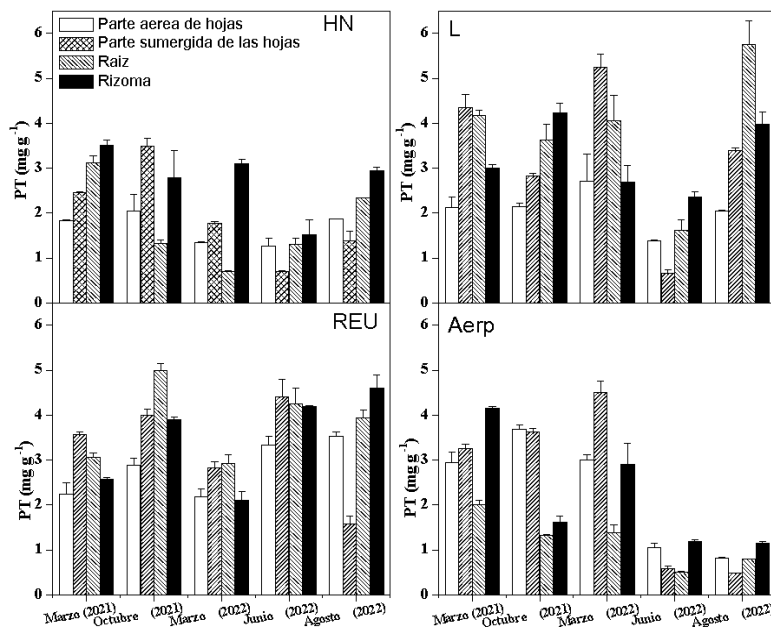
Alcalinidad	44,4-74,8	132,6-425,7	327,2-497,4	42,1-118,1
NO ₃ ⁻ -N	0,43-2,56	2,31-7,05	0,63-1,21	0,52-2,17
NH ₄ ⁺ -N	0,14-0,30	0,06-0,52	0,99-12,99	0,06-0,19
NTK	0,98-4,55	1,40-2,86	5,198-10,1	1,40-8,76
PT	0,18-0,26	0,21-1,04	0,59-3,98	0,08-5,78
PRS	0,01-0,3	0,01-0,05	0,23-2,61	0,07-0,84
Zn	ND (0,03)	ND (0,03)	ND (0,03)	ND (0,03)
Pb	0,14-0,26	0,16-0,30	0,08-0,27	0,13-0,25

Fuente: Autoría propia (2021)

En el sedimento, las mayores concentraciones de PT y NTK fueron encontrados en el sitio **REU**, a lo largo del estudio. Las concentraciones más altas de Pb se registraron en **Aerp** (marzo de 2021), **L** (octubre de 2021) y **REU** (marzo de 2022). En agosto de 2022, la concentración más alta de Pb se determinó en el sitio **HN**, esto pudo deberse a la presencia de municiones de Pb encontradas en el mismo lugar durante el muestreo. Las concentraciones de Pb en sedimentos se encontraron dentro del rango tóxico en todos los sitios (0,030–0,300 mg g⁻¹ Pb). Las concentraciones de Zn, en sedimentos determinadas en el sitio **Aerp** a lo largo del estudio fueron significativamente más altas que las de los otros sitios.

Las mayores concentraciones de PT en **HN** se determinaron en los rizomas (Fig. 1). La mayor concentración de PT en **L** se registró en marzo de 2022 en las partes sumergidas de las hojas mientras que en octubre y junio (2021 y 2022 respectivamente), las mayores concentraciones se determinaron en los rizomas, esto último puede deberse a que, generalmente, estos órganos almacenan nutrientes durante las estaciones frías del año hasta la siguiente temporada de crecimiento. Los sitios **L** y **REU** mostraron las mayores concentraciones de P en los tejidos vegetales. Esto se puede explicar debido a estos dos sitios reciben escorrentía de una zona urbana (**L**) y aguas grises de un campus universitario (**REU**).

Figura 1. Concentración de PT (mg g^{-1}) en diferentes tejidos vegetales (parte aérea de hoja, parte sumergida de hojas, raíz y rizoma) de los diferentes sitios estudiados.

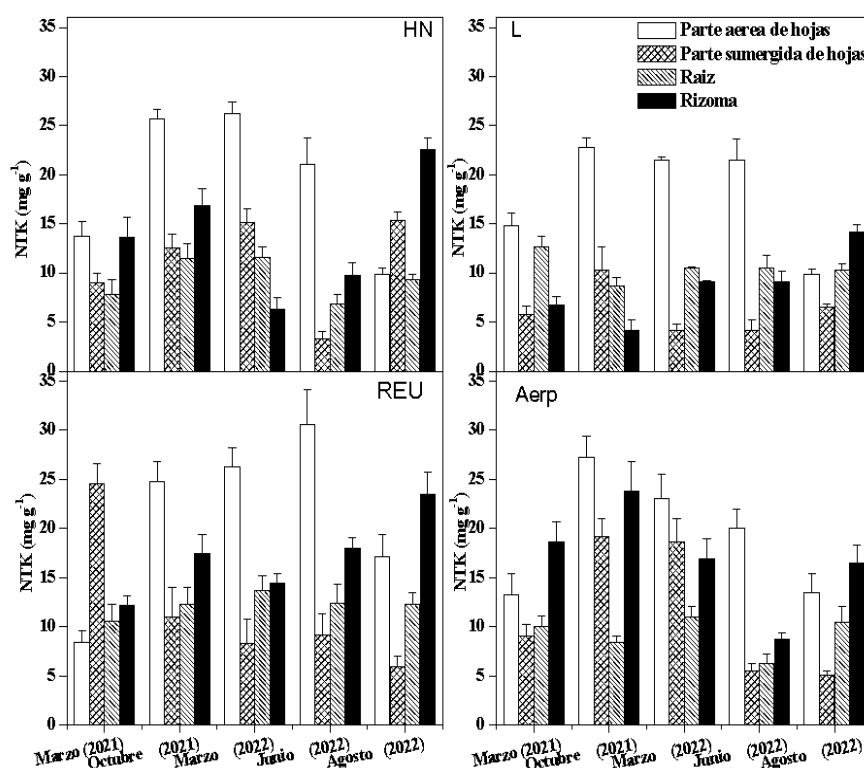


Fuente: Autoría propia (2024)

El NTK se acumuló principalmente en las partes aéreas (Fig. 2). Esto se explicaría a que el N cumple con funciones vitales como la floración, crecimiento de las plantas y los procesos de fotosíntesis. Las mayores concentraciones de Zn fueron determinadas en raíces en el sitio **Aerp** en todos los muestreos (Fig. 3). Las diferentes concentraciones de metales determinadas en diferentes sitios sirven para el monitoreo de la contaminación. Las muestras del sitio **Aerp** fueron tomadas en una zanja al costado de una carretera. Esta zanja recibe escorrentía de la carretera conteniendo Zn. Por su parte, el sitio **L** recibe escorrentía de una zona urbana. Las concentraciones de Zn en raíces y rizomas en este sitio estuvieron dentro del rango tóxico para las plantas ($0,070\text{--}0,400 \text{ mg g}^{-1} \text{ Zn}$) propuesto por Kabata-Pendias y Pendias (2001) durante los primeros tres muestreos. Por su parte, el sitio **Aerp** mostró concentraciones de Zn notablemente más altas en el tejido vegetal en comparación con el rango tóxico para las plantas, siendo las

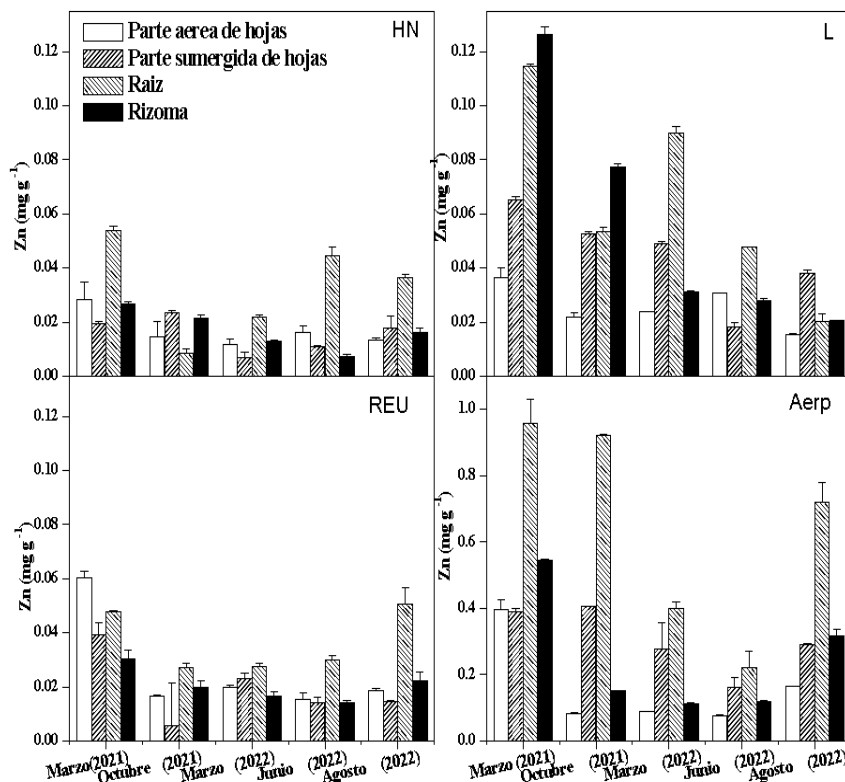
raíces, el órgano que alcanzó los valores más altos. Debido a que el Zn es considerado un metal esencial, fue translocado a las partes aéreas mostrando concentraciones significativas, mientras que, según Behrooz et al. (2024), los metales no esenciales como Pb, Ni y Cu alcanzan concentraciones más altas en las raíces.

Figura 2. Concentración de NTK (mg g^{-1}) en diferentes tejidos vegetales (parte aérea de hoja, parte sumergida de hojas, raíz y rizoma) de los diferentes sitios estudiados.



Fuente: Autoría propia (2024)

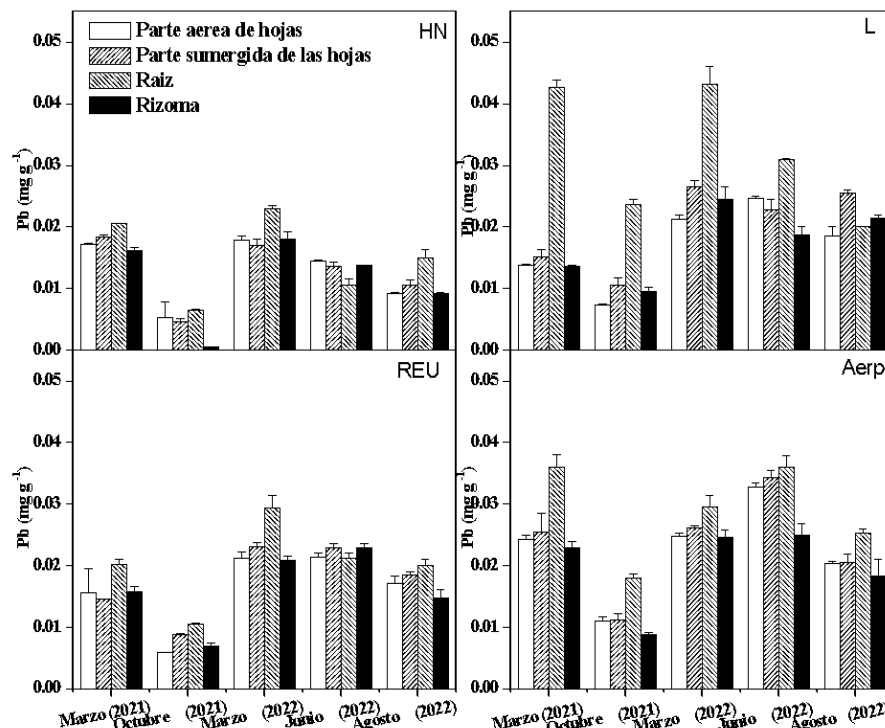
Figura 3. Concentración de Zn (mg g^{-1}) en diferentes tejidos vegetales (parte aérea de hoja, parte sumergida de hojas, raíz y rizoma) de los diferentes sitios estudiados.



Fuente: Autoría propia (2024)

Las mayores concentraciones de Pb fueron determinadas en raíces en todos los muestreos en todos los sitios (Fig. 4). Los sitios **Aerp** y **L** mostraron las mayores concentraciones de Pb en tejidos. Las concentraciones de Pb en raíces estuvieron dentro del rango tóxico para las plantas ($0,030\text{--}0,300 \text{ mg g}^{-1} \text{ Pb}$) propuesto por Kabata-Pendias y Pendias (2001) en los sitios **L** y **Aerp** durante diferentes muestreos.

Figura 4. Concentración de Pb (mg g^{-1}) en diferentes tejidos vegetales (parte aérea de hoja, parte sumergida de hojas, raíz y rizoma) de los diferentes sitios estudiados.



Fuente: Autoría propia (2024)

4. CONCLUSIÓN

Los humedales urbanos estudiados reciben nutrientes, Pb y Zn de escorrentía que provienen de diferentes fuentes. *T. domingensis*, acumuló nutrientes y metales en sus diferentes órganos durante todo el estudio. Las concentraciones de metales en los tejidos vegetales en algunas muestras estuvieron por encima del umbral tóxico reportado por la literatura. La acumulación de metales en las raíces también serviría como otra estrategia de fitorremediación, ya que la fitoestabilización ocurriría en las partes subterráneas. Los resultados obtenidos están enfocados al biomonitoreo de contaminantes utilizando *T. domingensis* son útiles para ser aplicados en estrategias de mitigación de contaminantes en humedales y en técnicas de fitorremediación.



5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA. (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd ed. American Public Health Association, Washington. D.C.
- Behrooz, R.D., Khammar, S., Poma, G. & Rajaei, F. (2024). Occurrence and patterns of metals in mangrove forests from the Oman Sea, Iran Mar Pollut Bull , 198, 115866.
- Demarco, C.F., Afonso, T.F., Pieniz, S., Selau, F.C., Machado, F.M. & Andreazza, R. (2023). Potential phytoremediation of aquatic macrophyte species for heavy metals in urban environments in the southern area of Brazil. Sustainability, 15, 419.
- Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. (2001). Trace Elements in Soils and Plants, 3rd ed.; CRC Press: Boca Raton, FL, USA.
- Mufarrege, M.M., Di Luca, G.A., Carreras, A. A., Hadad, H.R., Maine, M.A., Campagnoli, M.A. & Nocetti, E. (2023). Response of *Typha domingensis* Pers. in floating wetlands systems for the treatment of water polluted with phosphorus and nitrogen. Environ Sci Pollut Res, 30, 50582–50592.
- Murphy, J. & Riley, J. (1962). A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. Anal. Chem. Acta. 27, 31-36.
- USEPA. (1994). Method 200.2: Sample Preparation Procedure for Spectrochemical Determination of Total Recoverable Elements. Rev. 2.8. United States Environmental Protection Agency, Washington D.C., USA.



INTEGRACIÓN DE LA ARQUITECTURA PAISAJÍSTICA EN HUMEDALES CONSTRUIDOS DE TRATAMIENTO

Sergio Aurelio Zamora Castro

Facultad de Ingeniería de la Construcción y el Hábitat de la Universidad Veracruzana, Boca del Rio, Veracruz, México
szamora@uv.mx

Belih Ozoni Cruz García

Facultad de Ingeniería de la Construcción y el Hábitat de la Universidad Veracruzana, Boca del Rio, Veracruz, México
zs22024491@estudiantes.uv.mx

Joaquín Sangabriel Lomelí

Facultad de Ingeniería de la Construcción y el Hábitat de la Universidad Veracruzana, Boca del Rio, Veracruz, México
zs22000022@estudiantes.uv.mx

Luis Carlos Sandoval Herazo

Laboratorio de Humedales y Sostenibilidad Ambiental, División de Estudios e Investigación de Posgrado, Instituto Tecnológico Superior de Misantla, Km 1.8 Carretera a Loma del Cojolite, Misantla 93821, Veracruz, México
lcsandovalh@itsm.edu.mx

Humberto Raymundo González Moreno

División de posgrado e investigación, Tecnológico Nacional de México/ITS de Misantla, Km. 1.8 Carretera a la Loma del Cojolite, Misantla 93821, Veracruz, México
hrgonzalezm@itsm.edu.mx

Brenda Suemy Trujillo García

División de posgrado e investigación, Tecnológico Nacional de México/ITS de Misantla, Km. 1.8 Carretera a la Loma del Cojolite, Misantla 93821, Veracruz, México.
242t0535@itsm.edu.mx

RESUMEN

Los humedales construidos (HC) son sistemas diseñados para el tratamiento de aguas residuales replicando las funciones de los humedales naturales. Su configuración estructural se define a partir de relaciones específicas de largo y ancho, las cuales han sido ampliamente documentadas en la literatura y validadas a través de diversos estudios. En los últimos años, ha surgido una tendencia creciente a integrar estos sistemas al entorno natural en el que se ubican, debido a que su localización suele estar condicionada por la proximidad a las problemáticas ambientales que buscan resolver. En este contexto, la arquitectura juega un papel relevante, al contribuir en el diseño de formas estéticas que permiten armonizar los humedales construidos con el paisaje circundante. La presente revisión tuvo como objetivo identificar y analizar casos de humedales construidos en los que se incorporan la arquitectura, no solo para minimizar el impacto visual y ambiental, sino también para aportar un valor estético y armónico al espacio donde se implementan.

Palabras claves: Humedales construidos, arquitectura, integración, entorno.

1. INTRODUCCIÓN

El tratamiento de aguas residuales mediante HC se ha consolidado como una estrategia viable y sustentable (Del castillo et al., 2022), utilizada para depurar diversos tipos de efluentes, entre los que destacan aguas residuales de origen agrícola, industrial, urbano y rural, así como escorrentías pluviales, entre otros (Parlakidis et al., 2023; Hota et al., 2023; Messer et al., 2021; Tang et al., 2021).

El diseño de los HC está regido por lineamientos técnicos que establecen parámetros específicos, tales como el cálculo de la superficie, relación largo/ancho, espesos del sustrato y el número de lechos, entre otros aspectos clave (He et al., 2021; Tanner et al., 2022). En particular, la proporción largo/ancho de estos sistemas suele oscilar entre relaciones de 2:1 a 5:1 (Shukla et al., 2022), lo que conduce, en la mayoría de los casos, a configuraciones rectangulares rígidas. Si bien estas proporciones buscan optimizar la eficiencia hidráulica y depurativa, limitan la exploración de nuevas formas o diseños alternativos que podrían integrarse mejor al paisaje

circundante. Esta rigidez geométrica, sumada a un enfoque centrado principalmente en la funcionalidad técnica, ha derivado en sistemas poco estéticos, que no logran una adecuada armonización con su entorno natural, generando incluso un impacto visual negativo en los sitios donde se implementan.

En este contexto, surge la necesidad de incorporar elementos de arquitectura por medio de diseño paisajísticos en los HC, con el fin de equilibrar su eficiencia técnica con una integración estética que contribuya a preservar y embellecer el entorno, otorgando un valor agregado tanto visual como ambiental.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

La presente revisión se basó de encontrar fuentes bibliográficas especializadas donde se buscaron trabajos que integren aspectos arquitectónicos y de diseño paisajístico en la elaboración de HC de los últimos 15 años. Para ello se consultaron las bases de datos de Google Escolar, web of Science, Springer y repositorios institucionales de textos científicos como informes técnicos, tesis, artículos científicos y libros.

Los criterios usados para la búsqueda son proyectos de HC implementados en alguna problemática, donde especifiquen el diseño o forma utilizada, integrando conceptos arquitectónicos, paisajistas y estéticos.

El proceso de análisis consistió en organizar los datos, clasificándolos de acuerdo al tipo de humedal utilizado, su escala implementada, las estrategias arquitectónicas empleadas (formas geométricas alternativas, materiales integrados al paisaje, integración de elementos o patrimoniales culturales del sitio. Ante esto, la presente revisión identifica la inclusión de la arquitectura aunado a la integración paisajística en la implementación de HC.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La revisión documental reveló que, si bien el diseño de HC ha evolucionado significativamente en términos de eficiencia de depuración, sin embargo, respecto a la incorporación de elementos arquitectónicos y paisajísticos sigue siendo limitada y poco sistematizada en la mayoría de los proyectos analizados. Los estudios indican que, en general, los HC se diseñan según ciertas reglas de diseño convencionales (Kadlec et al., 2000; Nivala et al., 2013) en los cuales se prioriza la funcionalidad operativa, dando lugar a configuraciones geométricas rígidas, predominantemente rectangulares, con relaciones largo-ancho predefinidas que van desde 2:1 a 5:1. Si bien este enfoque técnico asegura el logro de los objetivos de depuración, impone importantes limitaciones en cuanto a la integración paisajística y la armonía visual con el entorno circundante.

3.1. Incorporación de elementos arquitectónicos y paisajísticos

En la tabla 1, se encontraron que algunos proyectos han comenzado a explorar diseños alternativos en los que la forma, disposición y materiales de construcción y no sólo su funcionalidad depurativa sino también su interacción visual y paisajística con el entorno circundante. En estos casos, se observó el uso de formas geométricas irregulares o adaptativas, inspiradas en patrones naturales, junto con la incorporación de vegetación nativa y materiales locales, lo que contribuye a una mayor integración visual y ambiental. Sin embargo, estos proyectos responden a iniciativas aisladas o proyectos específicos relacionados con espacios públicos o turísticos, donde la estética es un factor significativo. En la mayoría de los proyectos revisados, particularmente en contextos rurales o industriales, el componente estético continúa siendo considerado secundario, o incluso innecesario, lo que limita las oportunidades de integrar la arquitectura como un elemento tanto funcional como visualmente enriquecedor.

Tabla 1. Diseños alternativos de Humedales Construidos.

Autor(es) y año	País	Tipo de proyecto	Forma y disposición	Materiales de construcción	Elementos paisajísticos incorporados	Conclusiones relevantes
Brix et al., 2011	Tailandia	Humedal turístico y de tratamiento	Diseño en forma de mariposa y flor	Materiales naturales y locales	Integración simbólica con el paisaje y la comunidad	Simboliza el renacimiento y restauración ecológica tras el tsunami
Zhao et al., 2015	China	Humedal rural integrado	Forma de abanico con celdas en dos etapas	Lodo de alumbre deshidratado como sustrato	Plantas ornamentales, áreas recreativas	Unificación de utilidad y belleza, educación y conservación del hábitat
Wang et al., 2023	China	Humedal urbano	Diferentes configuraciones según localización (central, periférica, suburbana)	Materiales ecológicos y naturales	Riqueza vegetal, expresión cultural, armonía de color	Diseño ecológico mejora biodiversidad y belleza escénica
Lomeli et al., 2025	México	Humedal de tratamiento ornamental	Diseño en forma de tortuga	Mampostería confinada y concreto reforzado	Plantas ornamentales, corredor, plantas flotantes	Integración con el ecosistema, belleza escénica
Li et al., 2022	China	Humedal urbano	Variación entre flujo superficial y vertical	Materiales de ingeniería paisajística	Islas flotantes, diversidad de hábitats	Optimización de calidad del agua y beneficios estéticos

Liu et al., 2024	China	Parque de Humedales Urbanos de Bailuan	Diferentes configuraciones que comprende cuerpos de agua	Materiales ecológicos y naturales	Plantas acuáticas de humedales	La urbanización influye en la dinámica espaciotemporal de los patrones del paisaje de los humedales. Se proponen principios rectores para optimizar el diseño y gestión de los humedales urbanos.
Huang et al., 2023	China	Parques de humedales para tratamiento de aguas residuales	Múltiples etapas de tratamiento en diferentes configuraciones (SSF, VF, FSF, FWI, AP, OP)	Materiales naturales y técnicas de ingeniería ecológica	Medidas de paisajismo ecológico ingenierizado (EEL) para mejorar la calidad del agua	
Saggaï et al., 2017	Argelia	Humedal construido para tratamiento y reciclaje de aguas residuales	Diseño en forma de media luna, 400 m ² de superficie	Basado en el sistema "Wastewater Gardens" de la NASA	Gran biodiversidad vegetal y adaptación al entorno desértico	Sistema diseñado para tratar 15 m ³ de aguas residuales diarias, integrando tratamiento y paisajismo sostenible en regiones áridas
Montero Martínez, 2021	México	Humedal artificial para tratamiento de AR	Diseño de humedal subsuperficial en forma de Logo del Tecnológico Nacional de México.	Tezontle, concha de caracol y PET	Vegetación ornamental	Alta eficiencia en la remoción de bacterias patógenas (>95 %), influenciada por temporadas climatológicas y componentes del sistema.

Luna-Pabello et al., 2014	México	Sistema de tratamiento de aguas (STHA)	Consta de cinco módulos: canales de conducción, sedimentado r, humedal artificial de flujo subsuperficia l	Materiales estructurales y naturales	Adaptado a la vegetación del bosque	Genera agua tratada apta para contacto primario en lagos recreativos y riego de jardines
---------------------------	--------	--	--	--------------------------------------	-------------------------------------	--

Figura 1. Mapa de colores mundial de Humedales con integración de arquitectura



Fuente: Australian Bureau of Statistics, GeoNames, Geospatial Data Edit, Microsoft, Navinfo, Open Places, OpenStreetMap, Overture Maps Foundation, TomTom, Wikipedia, Zenrin.

3.2. Impacto de la integración arquitectónica en la percepción pública

La percepción pública de los HC mejora significativamente cuando estos sistemas presentan un diseño visualmente atractivo que se integra armoniosamente con el paisaje circundante (Lyu et al., 2024). En los proyectos urbanos, la implementación de estrategias de diseño arquitectónico y paisajístico no solo ha facilitado la aceptación social, sino que también ha

fomentado la apropiación comunitaria y el uso recreativo de los espacios donde se ubican los humedales (Tornieri et al., 2024; Calliari et al., 2022). En estos casos, los HC han trascendido su función original de tratamiento de agua para convertirse en componentes clave de la infraestructura verde, ofreciendo beneficios adicionales en términos de biodiversidad y calidad de vida.

3.3. Limitantes técnicas y normativas

A pesar de las ventajas potenciales de integrar la arquitectura y el diseño paisajístico en los HC, los marcos normativos y guías técnicas existentes no contemplan directrices claras para el desarrollo de humedales con criterios estéticos o arquitectónicos (Everard et al., 2012). La normatividad vigente tiende a enfocarse en parámetros de calidad de efluentes y eficiencia de remoción de contaminantes (Dotro et al., 2017; Kadlec & Wallace, 2008), dejando fuera aspectos relacionados con la estética, la armonización visual y la integración al entorno. Esto limita el desarrollo de propuestas innovadoras y desalienta la participación de profesionales del ámbito de la arquitectura y el diseño paisajístico en el proceso de planificación y construcción de HC.

3.4. Necesidad de un enfoque multidisciplinario

Los resultados de esta revisión subrayan la necesidad de adoptar un enfoque multidisciplinario en el diseño e implementación de humedales artificiales. Este enfoque debería implicar la colaboración entre ingenieros ambientales, arquitectos, arquitectos paisajistas y expertos en sostenibilidad y con ello lograr un equilibrio entre la funcionalidad técnica, la integración estética y la preservación del medio ambiente. Esta estrategia permitiría la transformación de los HC en infraestructuras ecológicas multifuncionales que, además de cumplir con su objetivo principal de tratamiento de agua, contribuyan a la creación de espacios armoniosos, estéticamente agradables y socialmente valorados.

4. CONCLUSIÓN

Esta revisión demuestra que los HC representan una alternativa sostenible y eficiente para el tratamiento de aguas residuales en diversos contextos al replicar procesos naturales de depuración. Sin embargo, el diseño predominante de estos sistemas sigue estando regido por criterios técnicos rígidos que priorizan en su comportamiento en la eficiencia en la remoción de contaminantes, lo que limita significativamente la incorporación de enfoques arquitectónicos y paisajísticos en su configuración. Esta situación genera que los HC sean percibidos como elementos aislados, desconectados del paisaje natural o urbano circundante, provocando impactos visuales negativos y una falta de valoración social.

Los casos analizados indican que la integración de conceptos de diseño arquitectónico y paisajístico en los HC no solo es factible, sino que también produce múltiples beneficios, mejorando la aceptación pública y la apropiación social al tiempo que se crean espacios armoniosos que aumentan el valor ecológico, cultural y recreativo de los sitios intervenidos. Estrategias como la incorporación de formas geométricas adaptativas alusivas a alguna característica del lugar, uso de materiales locales, vegetación nativa y elementos culturales específicos de la región demuestran ser eficaces para mejorar la percepción y el impacto visual de los HC, al tiempo que promueven su integración funcional al paisaje.

A pesar de estos avances, la ausencia de lineamientos regulatorios específicos y la falta de participación interdisciplinaria en el diseño de estos sistemas plantean importantes barreras que evitan la consolidación de estos enfoques integradores. En este sentido, resulta fundamental generar por un cambio de paradigma que trascienda la perspectiva técnica de los HC y que su percepción sea conceptualizada como infraestructuras verdes multifuncionales, que armonizan la eficiencia depurativa, la integración paisajística, la preservación ambiental y el valor estético. Por lo que esta integración multidisciplinaria maximizará los beneficios ambientales, sociales y



culturales con la implementación de los HC, contribuyendo al desarrollo de entornos más sostenibles, resilientes y armónicos.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Del Castillo, AF, Garibay, MV, Senés-Guerrero, C., Orozco-Nunnelly, DA, de Anda, J., & Gradilla-Hernández, MS (2022). Una revisión de la sostenibilidad de los reactores anaeróbicos combinados con humedales construidos para el tratamiento descentralizado de aguas residuales. *Journal of Cleaner Production* , 371 , 133428.
- Parlakidis, P., Gounari, I., Georgiou, A., Adamidis, G., Vryzas, Z. y Gikas, GD (2023). Eliminación de dos fungicidas triazólicos de aguas residuales agrícolas en humedales construidos de flujo subterráneo horizontal a escala piloto. *Agronomía*, 13(1), 265.
- Hota, A., Patro, SGK, Obaid, AJ, Khatak, S. y Kumar, R. (2023). Desafíos de los humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales industriales en ciudades inteligentes: una solución sensible. *Tecnologías y evaluaciones de energía sostenible* , 55 , 102967.
- Messer, TL, Trisha, L., Nelson, N., Ahiablame, L., Bean, EZ, Boles, C., ... y Schlea, D. (2021). Humedales artificiales para mejorar la calidad del agua: una síntesis sobre la reducción de nutrientes de los efluentes agrícolas. *Transacciones de la ASABE* , 64 (2), 625-639.
- Tang, Z., Wood, J., Smith, D., Thapa, A. y Aryal, N. (2021). Una revisión sobre humedales de tratamiento construidos para la eliminación de contaminantes en la escorrentía agrícola. *Sustainability* , 13 (24), 13578.
- He, Y., Zhang, L., Jiang, L., Wagner, T., Sutton, NB, Ji, R. y Langenhoff, AA (2021). Mejora de la eliminación de antibióticos en sistemas de tratamiento de humedales construidos en función de parámetros clave de diseño y operativos: una revisión. *Journal of Hazardous Materials* , 407 , 124386.
- Tanner, CC, Depree, C., Sukias, JPS, Wright-Stow, AE, Burger, DF y Goeller, B. (2022). *Guía para profesionales de humedales artificiales: diseño y estimaciones de rendimiento* . Hamilton, Nueva Zelanda: DairyNZ.

- Shukla, A., Parde, D., Gupta, V., Vijay, R. y Kumar, R. (2022). Una revisión sobre procesos de diseño efectivos de humedales construidos. *Revista internacional de ciencia y tecnología ambiental* , 19 (12), 12749-12774.
- Kadlec, R., Knight, R., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. y Haberl, R. (2000). *Humedales artificiales para el control de la contaminación: procesos, rendimiento, diseño y operación* . IWA Publishing.
- Nivala, J., Headley, T., Wallace, S., Bernhard, K., Brix, H., van Afferden, M., y Müller, RA (2013). Análisis comparativo de humedales construidos: el diseño y la construcción de la instalación de investigación de ecotecnología en Langenreichenbach, Alemania. *Ingeniería ecológica* , 61 , 527-543.
- Brix, H., Koottatep, T., Fryd, O., y Laugesen, CH (2011). El sistema de humedales artificiales de flores y mariposas en Koh Phi Phi: diseño del sistema y lecciones aprendidas durante la implementación y la operación. *Ingeniería ecológica* , 37 (5), 729-735.
- Zhao, X., Zhao, Y., Wang, J., Meng, X., Zhang, B., Zhang, R., ... y Wang, W. (2015). Diseño de un nuevo sistema de humedal de tratamiento construido teniendo en cuenta el paisaje ambiental. *Revista internacional de estudios ambientales* , 72 (1), 146-153.
- Wang, Y., Yang, G. y Lu, Y. (2023). Evaluación de paisajes de humedales urbanos basada en un modelo integral: un estudio comparativo de tres humedales urbanos en Hangzhou, China. *Environmental Research Communications* , 5 (3), 035004.
- Lomeli, J. S., Zamora-Castro, S. A., Zamora-Lobato, T., Sandoval-Herazo, E. J., Adame-García, J., Zurita, F., ... & Sandoval-Herazo, M. (2025). Performance of Large-Scale Ornamental Wetlands for Municipal Wastewater Treatment: A Case Study in a Polluted Estuary in the Gulf of Mexico. *Sustainability*, 17(5), 2120.
- Li, T., Jin, Y. y Huang, Y. (2022). Rendimiento de la mejora de la calidad del agua de dos humedales de tratamiento de la calidad del agua construidos en zonas urbanas y diseñados para su paisajismo en Hangzhou, China. *Water Science and Technology* , 85 (5), 1454-1469.

- Liu, S., Chen, Y., Yang, R., Li, D., Qiu, Y., Lu, K., ... y Chen, Q. (2024). Dinámica espaciotemporal de los patrones de paisaje de humedales construidos durante la rápida urbanización en Chengdu, China. *Land* , 13 (6), 806.
- Huang, Y., Li, T. y Jin, Y. (2023). Evaluación de la calidad del agua de humedales mediante prácticas de paisajismo eco-ingeniería: un estudio de caso de parques de humedales construidos en Hangzhou. *Water Practice & Technology* , 18 (11), 2561-2576.
- Saggai, MM, Ainouche, A., Nelson, M., Cattin, F., y El Amrani, A. (2017). Investigación a largo plazo del tratamiento y reutilización de aguas residuales de humedales construidos: selección de especies vegetales adaptadas para la metarremediación. *Journal of environmental management* , 201 , 120-128.
- Montero-Martinez, m. j. (2021). evaluación de la eficiencia de un humedal artificial en la remoción de bacterias patógenas".
- Luna-Pabello VM, Aburto-Castañeda S. Sistema de humedales artificiales para el control de la eutroficación del lago del Bosque de San Juan de Aragón. *TIP Rev Esp Cienc Quim Biol*. 2014;17(1):32-55.
- Lyu, M., Lin, J., Zhou, F., Niu, J., Sun, D., Meng, Y., y Ji, X. (2024). Un método para evaluar la calidad visual de los paisajes de los parques de humedales: un estudio de caso del parque de humedales del lago Qianlu en Wuping, China. *Environmental Research Communications* , 6 (10), 105024.
- Tornieri, S., Ma, J., y Rizzo, A. (2024). ¿Qué cualidades urbanas y paisajísticas hacen atractivas a las aldeas del Ártico? Las aldeas del río Torne en Suecia. *Estudios de planificación europeos* , 32 (8), 1731-1751.
- Calliari, E., Castellari, S., Davis, M., Linnerooth-Bayer, J., Martin, J., Mysiak, J., ... y Zandersen, M. (2022). Generar resiliencia climática mediante soluciones basadas en la naturaleza en Europa: una revisión de los marcos facilitadores de conocimiento, financiación y gobernanza. *Climate Risk Management* , 37 , 100450.



Everard, M., Harrington, R. y McInnes, RJ (2012). Facilitación de la implementación de la gestión del agua a escala del paisaje: el concepto de humedal construido integrado. *Servicios ecosistémicos* , 2 , 27-37.

Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., y Von Sperling, M. (2017). *Tratamiento de humedales* (p. 172). IWA Publishing.

Kadlec, RH y Wallace, S. (2008). *Tratamiento de humedales* . Prensa CRC

11. EJE TEMÁTICO: LOS HUMEDALES Y LOS ODS



CLASIFICACIÓN CLIMÁTICA FUNCIONAL PARA LA UBICACIÓN DE HUMEDALES BASADA EN VARIABLES ECOLÓGICAS, HIDROLÓGICAS Y ANTRÓPICAS-MODELO MABH

Humberto Raymundo González Moreno

División de posgrado e investigación, Tecnológico Nacional de México/ITS de Misantla, Km. 1.8
Carretera a la Loma del Cojolite, Misantla 93821, Veracruz, México

hrgonzalezm@itsm.edu.mx

Joaquín Sangabriel Lomelí

Facultad de Ingeniería de la Construcción y el Hábitat de la Universidad Veracruzana, Boca del
Rio, Veracruz, México

zs22000022@estudiantes.uv.mx

Sergio Aurelio Zamora Castro

Facultad de Ingeniería de la Construcción y el Hábitat de la Universidad Veracruzana, Boca del
Rio, Veracruz, México

szamora@uv.mx

Brenda Lizeth Monzón-Reyes

División de posgrado e investigación, Tecnológico Nacional de México/ITS de Misantla, Km. 1.8
Carretera a la Loma del Cojolite, Misantla 93821, Veracruz, México.

blmonzonr@gmail.com

Brenda Suemy Trujillo García

División de posgrado e investigación, Tecnológico Nacional de México/ITS de Misantla, Km. 1.8
Carretera a la Loma del Cojolite, Misantla 93821, Veracruz, México.

242t0535@itsm.edu.mx

RESUMEN

El éxito funcional de los humedales ya sean contruidos o naturales, dependen de una adecuada integración entre condiciones climáticas, edáficas, ecológicas y antrópicas. Sin embargo, las herramientas convencionales para caracterizar el clima, como la clasificación de Köppen, no logran capturar con precisión esta complejidad. En particular, las zonas tropicales suelen ser tratadas como categorías homogéneas,

ignorando factores como la presión humana, la degradación del suelo o la variabilidad en la cobertura vegetal, los cuales influyen directamente en la viabilidad de un humedal.

Esta ponencia propone una clasificación climática funcional específicamente orientada a la ubicación y el diseño de humedales. Se integran nueve variables clave: temperatura, altitud, precipitación, proyección geográfica, inclinación solar, tipo de vegetación, tipo de suelo, factores antropogénicos y cambio de uso de suelo. A partir de estas variables, se define una tipología de siete categorías funcionales: Tropical Húmedo Bajo (THB), Tropical Subhúmedo Medio (TSM), Tropical Seco Estacional (TSE), Tropical Árido Intervenido (TAI), Montano Húmedo Resiliente (MHR), Zona de Congelación Alta (ZCA) y Perturbado Antropogénico (PA).

Cada categoría establece no solo un conjunto de condiciones ambientales, sino también recomendaciones sobre el tipo de humedal más adecuado: restaurativo, de regulación hídrica, de retención y tratamiento, o de mitigación de impactos urbanos. Esta propuesta puede ser aplicada en evaluaciones territoriales, proyectos de restauración ecológica y esquemas de ordenamiento para infraestructura verde, ofreciendo una alternativa más integral y contextual al enfoque climático tradicional.

Palabras claves: Humedales construidos, Clasificación climática funcional, Aptitud bioclimática, Uso del suelo, Presión antrópica.

1. INTRODUCCIÓN

Los humedales, tanto naturales como construidos, son fundamentales en la regulación del ciclo hidrológico, la mitigación de contaminantes y la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, su funcionamiento se encuentra condicionado por factores climáticos, ecológicos y antrópicos (Chen et al., 2018). La clasificación climática convencional, como la de Köppen (Salma et al., 2022), contiene limitaciones significativas cuando es evaluada la viabilidad de un humedal en un contexto funcional, ya que no considera de manera integrada la influencia de variables como la presión humana, la degradación del suelo o la variabilidad en la cobertura vegetal.

En este sentido, el presente estudio propone una nueva clasificación climática funcional basada en la Matriz de Aptitud Bioclimática para Humedales (MABH). Dicha matriz integra nueve variables clave como lo son la temperatura media anual, altitud, precipitación anual, proyección geográfica, inclinación solar, tipo de vegetación, tipo de suelo, presión antrópica y cambio de uso de suelo; y en función de estas variables, donde se identificará una de las siete categorías funcionales (Tropical Húmedo Bajo (THB), Tropical Subhúmedo Medio (TSM), Tropical Seco Estacional (TSE), Tropical Árido Intervenido (TAI), Montano Húmedo Resiliente (MHR), Zona de Congelación Alta (ZCA) y Perturbado Antropogénico (PA)) en las que permiten evaluar la idoneidad climática de un sitio para la construcción o restauración de humedales, optimizando su diseño según las condiciones del entorno (Shuling et al., 2024).

Este enfoque tiene como objetivo llenar un vacío en la metodología de clasificación climática aplicada a los humedales, proporcionando una herramienta más precisa y adaptativa para su localización y diseño. Al considerar aspectos tanto naturales como antrópicos, la clasificación propuesta ofrece un marco integral para mejorar la eficiencia ecológica y la resiliencia de los humedales en distintos contextos ambientales. De esta manera, se contribuye a la toma de decisiones en proyectos de restauración ecológica, gestión de recursos hídricos y planificación territorial orientada a la infraestructura verde.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Cada elemento o variable que aquí se expone es importante para poder llevar a cabo una tabla que pueda comparar los tipos de climas a nivel micro, considerando no solo variables propias de un sitio, sino también condiciones antropogénicas. Esta propuesta se fundamenta en un enfoque integrador que combina criterios climáticos, ecológicos, edáficos y antrópicos para definir la aptitud funcional de un sitio destinado a la instalación o restauración de humedales construidos. Como parte del desarrollo metodológico, se emplearon herramientas de inteligencia artificial generativa para la creación de infografías y representaciones visuales del modelo MABH

(Matriz de Aptitud Bioclimática para Humedales). Dichas visualizaciones fueron generadas con base en descripciones detalladas y parámetros técnicos definidos por los autores, incluyendo variables como temperatura, precipitación, altitud, presión antrópica, tipo de vegetación y uso del suelo. La IA se utilizó exclusivamente como apoyo gráfico, sin participar en el análisis, interpretación ni clasificación funcional de los sitios.

2.1 Diseño de una clasificación climática funcional

A partir del análisis crítico de la clasificación de Köppen y su limitación en contextos hidrológicos, se propuso una nueva clasificación funcional con base en nueve variables:

- Temperatura media anual
- Precipitación anual
- Altitud
- Inclclinación solar
- Proyección geográfica latitudinal
- Tipo de vegetación
- Tipo de suelo
- Presión antrópica
- Cambio de uso de suelo

2.2. Asignación de categorías a regiones del mundo

Con base en datos climáticos globales y patrones ecológicos, se asignaron categorías funcionales a distintas regiones continentales. Esto permitió generar mapas e infografías que contrastan el potencial bioclimático con la presencia actual de humedales construidos. Dichas categorías fueron seleccionadas por los autores, de acuerdo al conocimiento climatológico, análisis de relieve y topográfico, además de variables como precipitación, humedad, viento, etc.

2.3. Análisis de resultados

Los resultados se analizaron a partir de la matriz de aptitud bioclimática y su aplicación en distintos casos de humedales construidos, lo que permitió evaluar la funcionalidad del enfoque propuesto. Se utilizaron gráficos y mapas que reflejan la distribución espacial de la aptitud bioclimática para humedales, así como su tendencia en función de variables climáticas y antrópicas.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Clasificación Climática aplicada en humedales

De acuerdo a dichas variables se llevó a cabo una matriz para identificar el tipo de clima predominante en la zona constructiva del humedal puesto en marcha (véase tabla 1), en dicha tabla se podría argumentar que cuando hay más de 4 categorías en la misma celda, la categoría climática funcional puede adaptarse.

Tabla 1. Clasificación Climática Funcional para Humedales CCFH

Categoría Climática Funcional	Temp. media (°C)	Precip. anual (mm)	Altitud (msnm)	Vegetación dominante	Tipo de suelo	Condiciones clave	Impacto humano	Uso ideal del humedal
Tropical Húmedo Bajo (THB)	24–28	>1800	0–400	Selva alta perennifolia	Orgánico, franco-arcilloso	Alta humedad, sombra, biodiversidad alta	Bajo a moderado	Restauración ecológica, conservación, tratamiento terciario
Tropical Subhúmedo Medio (TSM)	23–27	1000–1800	400–800	Selva mediana, secundaria	Franco limo-arcilloso	o Estacionalidad clara, retención buena	Moderado	Multifuncional: filtración, retención, restauración parcial
Tropical Seco Estacional (TSE)	22–26	600–1000	0–600	Bosque tropical caducifolio	Limo-arenoso arenoso	o Alta evapotranspiración, estrés hídrico estacional	Moderado a alto	Captación de escorrentía, tratamiento primario, recarga

Tropical Intervenido (TAI)	Árido-	25–32	<600	Variabl e	Pastizal, matorral, agrícola	Arenoso o compactado	Alta radiación, presión antrópica elevada	Alto	Humedal artificial, control urbano, biorremediación emergente
Montano Húmedo Resiliente (MHR)		10–20	>1000	>1800	Bosque mesófilo, pino-encino	Franco- arcilloso profundo	Nubosidad, escorrentía natural, infiltración abundante	Bajo	Regulación de caudales, conservación, recarga de acuíferos
Zona de Congelación Alta (ZCA)		<10	Variabl e	>2800	Vegetación alpina o nula	Delgado, erosionable, orgánico	Heladas frecuentes, clima extremo, poca retención edáfica	Muy bajo	Captación de escorrentía, monitoreo ambiental, reserva hídrica
Perturbado Antropogénico (PA)		Variabl e	Variabl e	Variabl e	Vegetación fragmentada o ausente	Compactado , erosionado	Cambios de uso intensos, pérdida ecológica, urbanización creciente	Muy alto	Humedal artificial, tratamiento secundario, mitigación de impactos

Se denominó Matriz de Aptitud Bioclimática para Humedales (MABH), variables que son imprescindibles dependiendo la situación geográfica.

La propuesta de clasificación climática funcional para humedales responde a la necesidad de integrar criterios ambientales, ecológicos y sociales en la evaluación de sitios adecuados para la construcción o restauración de humedales. A diferencia de sistemas convencionales como el de Köppen (Peel et al., 2007), esta propuesta se centra en la funcionalidad hidrológica, la capacidad de resiliencia del ecosistema y la presión antrópica

3.2. Análisis de Categorías Funcionales

Las siguientes categorías reflejan contextos reales donde la instalación de humedales cumple roles específicos, considerando el clima, vegetación, suelos y grado de transformación del paisaje.

1. Tropical Húmedo Bajo (THB)

Los ambientes tropicales húmedos bajos suelen caracterizarse por su alta biodiversidad, presencia constante de agua y baja fluctuación térmica. Estas condiciones permiten un metabolismo biológico acelerado dentro del humedal, con tasas elevadas de descomposición, fijación de nutrientes y regeneración vegetal. Según García et al. (2015), estos sitios ofrecen ventajas en la autodepuración del agua, además de tener un alto valor ecológico, lo cual justifica enfoques de conservación y restauración más que de construcción artificial.

2. Tropical Subhúmedo Medio (TSM)

En zonas subhúmedas tropicales, la variabilidad de la precipitación anual impone retos importantes en la continuidad del flujo dentro del humedal. Esto obliga a diseñar sistemas resilientes que incorporen almacenamiento temporal, diversificación de plantas y regulación hidráulica. Puigagut et al. (2016) demostraron que en estos ambientes es preferible usar configuraciones híbridas que combinen flujo subsuperficial y superficial, con énfasis en el manejo estacional de la carga hidráulica.

3. Tropical Seco Estacional (TSE)

Este tipo climático se asocia a estaciones secas marcadas, temperaturas elevadas y vegetación de hoja caduca. Kadlec y Wallace (2009) sugieren que en estos casos es fundamental maximizar la eficiencia volumétrica del humedal mediante estructuras que reduzcan la evaporación, como el uso de coberturas vegetales densas o zonas de sombreado. Además, estos

humedales suelen cumplir un rol estratégico en la captación de escorrentía pluvial y en la recarga de acuíferos, sobre todo en contextos agrícolas o semiurbanos.

4. Tropical Árido Intervenido (TAI)

Zonas áridas y semiáridas intervenidas por actividades humanas (como minería, agricultura intensiva o urbanización informal) presentan condiciones críticas: baja disponibilidad hídrica, suelos compactados y alta carga de contaminantes. En estos escenarios, Wu et al. (2014) resaltan la importancia de implementar humedales contruidos con materiales locales, diseñados para resistir sobrecargas hidráulicas intermitentes y especies vegetales adaptadas al estrés hídrico. La eficiencia en estos entornos depende más del diseño técnico que del entorno natural.

5. Montano Húmedo Resiliente (MHR)

Los climas montanos húmedos son estratégicos desde el punto de vista hidrológico. Presentan altas tasas de infiltración, regulación natural de caudales y baja presión antrópica. Mitsch et al. (2012) destacan que estos sitios son ideales para humedales que actúen como amortiguadores ecológicos, protejan nacimientos de agua y favorezcan la conectividad de corredores biológicos en cuencas altas. La altitud y la pendiente implican desafíos técnicos, pero también oportunidades para el control de sedimentos y nutrientes.

6. Zona de Congelación Alta (ZCA)

Aunque estos sitios no son comúnmente elegidos para humedales contruidos, cumplen funciones esenciales en la regulación hidrológica de montaña, especialmente en contextos de deshielo. Beven (2012) enfatiza que los humedales de congelación actúan como sumideros temporales, reteniendo escorrentía superficial, controlando erosión y manteniendo caudales base. Su valor ecológico puede ser mayor que su rendimiento de tratamiento, por lo que deben priorizarse en estrategias de conservación.

7. Perturbado Antrópico (PA)

Esta categoría incluye regiones con pérdida de cobertura vegetal, suelos compactados, y contaminación difusa o puntual. Moreno-Mateos et al. (2020) indican que en estos ambientes los humedales tienen un papel crucial en la mitigación de impactos urbanos, actuando como filtros verdes, zonas de amortiguamiento y herramientas de resiliencia climática urbana. El diseño debe contemplar mantenimiento regular, materiales resistentes y sistemas de monitoreo constante.

3.3. Evaluación de la Matriz de Aptitud Bioclimática para Humedales (MABH)

Respecto a los factores mencionados en la tabla 1, se han realizado los valores para diseño de humedales de acuerdo a las variables de matriz. Estas variables se agruparon en cinco categorías climáticas: A (Excelente), B (Buena), C (Media), D (Baja), y E (Muy baja), considerando su influencia sobre el funcionamiento

Figura 1. Humedales construidos en el mundo y su clasificación de acuerdo al modelo MABH.

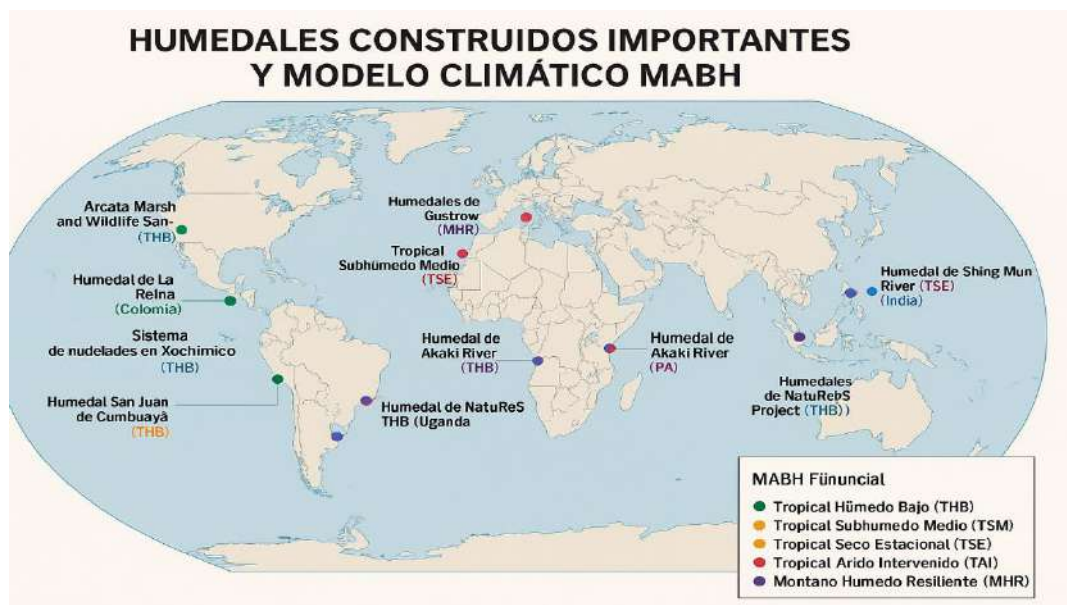


Tabla 2. Categorización Simplificada. Matriz de Aptitud Bioclimática para Humedales (MABH).
Clasificación cualitativa basada en variables funcionales para la ubicación de humedales.

Categoría	Condición de temperatura	Precipitación anual	Latitud	Altitud	Vegetación	Tipo de suelo	Presión antrópica	Aptitud para humedal
A	18–26 °C	>1200 mm	Cercano al ecuador (0°–23°)	0–1500 msnm	Alta cobertura (selva, bosque)		Baja o nula	Conservación, restauración ecológica
B	15–30 °C	800–1200 mm	Zona tropical o subhúmeda	0–2000 msnm	Vegetación secundaria o mixta	Franco, limo-arenoso	Moderada	Multifuncional, filtración, regulación
C	22–32 °C o <15 °C	400–800 mm	Subtropical, montaña media	0–2500 msnm	Vegetación fragmentada	Arenoso o suelos delgados	Moderada a alta	Tratamiento primario, escorrentía
D	>32 °C o <10 °C	<400 mm	Zonas áridas o zonas frías	>2500 msnm	Pastizal ralo o sin cobertura	Compactado o erosionado	Alta	Solo humedales artificiales
E	Extremos térmicos frecuentes	Sequía o heladas	Cercano a polos (>66°)	>2800 msnm	Ausencia de vegetación natural	Rocoso o sin retención	Muy alta (urbano/industrial)	No apto o uso altamente condicionado

A: Excelente. B: Buena. C: Media. D: Baja. E: Muy baja.

Es importante mencionar que se han tomado en cuenta las zonas y condiciones respecto a una proyección cilíndrica y/o polar, considerando círculos polares, trópicos de Cáncer y Capricornio, así como el Ecuador.

Tabla 3. Comparativa de clasificación MABH en humedales construidos en el mundo.

Humedal	Región	Lugar	Coordenadas UTM	Clasificación
Arcata Marsh and Wildlife Sanctuary	América	California, EE.UU.	Zone 10N, 409000 E, 4530000 N	Montano Húmedo Resiliente (MHR)
Humedal de La Reina	América	Bogotá, Colombia	Zone 18N, 622000 E, 520000 N	Tropical Subhúmedo Medio (TSM)
Sistema de humedales en Xochimilco	América	Ciudad de México, México	Zone 14N, 486000 E, 2130000 N	Tropical Húmedo Bajo (THB)
Humedal San Juan de Cumbayá	América	Quito, Ecuador	Zone 17S, 788000 E, 9790000 N	Tropical Subhúmedo Medio (TSM)
Humedales de Güstrow	Europa	Alemania	Zone 33N, 353000 E, 5960000 N	Montano Húmedo Resiliente (MHR)
Humedal de Treviso	Europa	Italia	Zone 33T, 320000 E, 5070000 N	Tropical Seco Estacional (TSE)
Humedal de Viby Sjælland	Europa	Dinamarca	Zone 32U, 671000 E, 6160000 N	Tropical Seco Estacional (TSE)
Humedal de Cranfield University	Europa	Reino Unido	Zone 30U, 500000 E, 5775000 N	Montano Húmedo Resiliente (MHR)
Humedal de Shing Mun River	Asia	Hong Kong	Zone 50Q, 833000 E, 2480000 N	Tropical Húmedo Bajo (THB)
East Kolkata Wetlands	Asia	India	Zone 45R, 766000 E, 2490000 N	Tropical Seco Estacional (TSE)
Humedal de Jikjisa Temple	Asia	Corea del Sur	Zone 52S, 453000 E, 3990000 N	Tropical Árido Intervenido (TAI)
Akaki River	África	Etiopía	Zone 37P, 324000 E, 989000 N	Tropical Árido Intervenido (TAI)
Constructed Wetland NatuReS Wetlands (GIZ)	África	Kampala, Uganda	Zone 36M, 462000 E, 40000 N	Tropical Árido Intervenido (TAI)
Zonas artificiales en Okavango	África	Namibia	Zone 34K, 692000 E, 7920000 N	Tropical Árido Intervenido (TAI)
East Trinity Wetlands	Oceanía	Australia	Zone 55K, 370000 E, 8100000 N	Tropical Seco Estacional (TSE)
Shoalhaven Heads Wetlands	Oceanía	Australia	Zone 56H, 280000 E, 6130000 N	Tropical Subhúmedo Medio (TSM)
Base McMurdo / Esperanza (sistemas cerrados)	Antártida	Antártida	Zone 58H, 587000 E, 1370000 N	Zona de Congelación Alta (ZCA)

4. CONCLUSIÓN

El presente estudio desarrolló una clasificación climática funcional para la localización y diseño de humedales, incorporando variables ecológicas, hidrológicas y antrópicas que superan las limitaciones de metodologías convencionales como la clasificación de Köppen. La Matriz de Aptitud Bioclimática para Humedales (MABH) permitió establecer una tipología de siete categorías climáticas funcionales, proporcionando una herramienta más integral para la toma de decisiones en la restauración y construcción de estos ecosistemas.

Los resultados destacan que la adecuación de un sitio para la instalación de humedales no depende exclusivamente de factores climáticos generales, sino también de la interacción entre presión antrópica, cobertura vegetal, tipo de suelo y disponibilidad hídrica. En este sentido, la propuesta de clasificación funcional facilita una evaluación más precisa del potencial bioclimático de distintas regiones, permitiendo optimizar los diseños de humedales en función de su capacidad de resiliencia y operación eficiente.

Además, se identificó que las categorías con alta presión antrópica, como las zonas de Perturbado Antropogénico (PA) y Tropical Árido Intervenido (TAI), requieren estrategias de mitigación y diseños de humedales adaptativos para contrarrestar los efectos de la urbanización y la degradación ambiental. En contraste, las zonas Montano Húmedo Resiliente (MHR) y Tropical Húmedo Bajo (THB) presentan condiciones favorables para proyectos de conservación y restauración ecológica, resaltando la importancia de estos humedales en la regulación hidrológica y el mantenimiento de la biodiversidad.

Finalmente, el enfoque presentado en este estudio representa un avance significativo en la gestión sostenible de los humedales, brindando una metodología replicable en distintos contextos geográficos. Su aplicación en evaluaciones territoriales y esquemas de ordenamiento

para infraestructura verde contribuirá a mejorar la eficiencia ecológica y la resiliencia climática de los humedales en el futuro.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Beven, K. (2012). *Rainfall-runoff modelling: The primer* (2nd ed.). Wiley-Blackwell.
- Chen, H., Zhang, W., Gao, H., & Nie, N. (2018). Climate change and anthropogenic impacts on wetland and agriculture in the Songnen and Sanjiang Plain, Northeast China. *Remote Sensing*, 10(3), 356. <https://doi.org/10.3390/rs10030356>
- García, J., Rousseau, D. P. L., Morató, J., Lesage, E., Matamoros, V., & Bayona, J. M. (2010). Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40(7), 561–661. <https://doi.org/10.1080/10643380802471076>
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). *Treatment wetlands* (2nd ed.). CRC Press.
- Kim, Y., & Song, J. (2015). Constructed wetlands for rural greywater treatment in Korea. *Journal of Water and Health*.
- Masi, F. (2012). Italian experiences of constructed wetlands for wastewater treatment. *Water Science and Technology*.
- Mitsch, W. J., Zhang, L., Stefanik, K. C., Nahlik, A. M., Anderson, C. J., Bernal, B., & Song, K. (2012). Creating wetlands: Primary succession, water quality changes, and self-design over 15 years. *Ecological Engineering*, 38(1), 51–60. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.10.019>
- Moreno-Mateos, D., Power, M. E., Comín, F. A., & Yockteng, R. (2020). Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *Nature Communications*, 11, 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15586-9>
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen–Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5), 1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Puigagut, J., Bécáres, E., & García, J. (2016). Performance of constructed wetlands in Spanish arid zones. *Ecological Engineering*, 87, 328–336. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.11.046>



- Salma, H., Papalexiou, S. M., Rajulapati, C. R., Nerantzaki, S. D., Markonis, Y., Tang, G., & Clark, M. P. (2022). Detailed investigation of discrepancies in Köppen–Geiger climate classification using seven global gridded products. *Journal of Hydrology*, 612, 128121. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128121>
- Shuling, Y., Mijiti, M., Song, M., Xu, J., Yuan, D., & Xu, W. (2024). Spatio-temporal variations and influencing factors analysis of coastal wetlands in Tianjin, China. *Regional Studies in Marine Science*, 77, 103647. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103647>



EVALUACIÓN DE UN SISTEMA MODULAR DE JARDINES VERTICALES SIN AIREACIÓN ARTIFICIAL PARA OPTIMIZAR EL TRATAMIENTO SOSTENIBLE DE AGUAS GRISES DOMÉSTICAS

Jenyfer Pineda Zapana*

Yakufil Ecoingeniería S.R.L. – Arequipa – Arequipa, Perú
jspineda.ambiental@gmail.com

Carlos Harguinteguy; Evelin Pineda Zapana, Laura Lizbeth Pucho Ccalta

Universidad Nacional de Córdoba, Argentina
chilaharg@gmail.com

RESUMEN

El presente proyecto propone el uso de Jardines Verticales Depuradores Modificados (JVDM) como una solución innovadora y sostenible para el tratamiento y reúso de aguas grises en entornos urbanos. Estos sistemas pertenecen a la familia de los humedales construidos y simulan los procesos naturales de los humedales para depurar el agua mediante mecanismos físicos, químicos y biológicos. A diferencia de los sistemas tradicionales horizontales, el diseño vertical permite optimizar el espacio disponible, ocupando menos de 1 m² y siendo ideal para instalarse en paredes de edificios o zonas urbanas de alta densidad. Cada sistema está conformado por celdas alargadas conectadas lateralmente en serie, las cuales permiten la aireación continua del agua por efecto de la gravedad, sin requerir energía externa para su funcionamiento. Se emplearon plantas macrófitas con alta capacidad de remoción de nutrientes y materia orgánica, como nitrógeno, fósforo. Estas plantas están integradas en un medio vertical que favorece la interacción entre el agua y los microorganismos presentes en las raíces, potenciando los procesos de fitorremediación. Los resultados del estudio muestran eficiencias de remoción de DBO, SST y turbiedad de 85.19%, 78.47% y 80.01% en el Piloto 1 (Promedio S1, S2 y S3), y de 92.34%, 91.41% y 85.19% en el Piloto 2—S4, respectivamente, demostrando la viabilidad del sistema para tratar hasta 200 litros diarios de aguas grises pretratadas. Este enfoque no solo promueve el reúso del agua, sino que también contribuye a la mejora estética y ambiental de los espacios urbanos, reduciendo la huella de carbono y fomentando la sostenibilidad.



Palabras claves: Aireación, tratamiento, aguas grises, jardines verticales, remoción.

1. INTRODUCCIÓN

El agua es uno de los recursos vitales para todos los seres vivos de nuestro planeta, ya que además de requerirse para la sobrevivencia de la vida, también se requiere en muchos aspectos de la actividad económica. De acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) y el Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos (WWAP), su importancia radica más allá de los ámbitos sociales, económicos y ambientales, que desarrollados de manera integral forman los pilares del Desarrollo Sustentable.

Sin embargo, el estrés hídrico es una realidad, según el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2014), y las malas prácticas en el uso del agua contribuyen a esta problemática. La cantidad significativa de aguas residuales que se vierten diariamente, según la Organización de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA, 2014), evidencia la urgente necesidad de soluciones sostenibles y eficientes.

Una de las causas principales de una deficiente calidad de agua son los vertimientos descontrolados, efluentes urbanos con alta contaminación de nutrientes pueden causar una serie de cambios en cuanto a los aspectos biológicos y fisicoquímicos del cuerpo hídrico receptor (Centeno et al., 2019). Muchas veces la depuración total de las aguas residuales es muy costosa. Principalmente si estos contienen nutrientes. Los métodos convencionales son extremadamente costosos e ineficaces cuando se aplican para grandes volúmenes de agua (Ghosh et al., 2021). Esto se debe principalmente a los altos costos en consumo de electricidad.

Actualmente, las aguas grises se utilizan cada vez más como fuente de agua alternativa para reducir la demanda de agua potable, aliviar la presión sobre los sistemas de alcantarillado y reducción del estrés hídrico (Fowdar et al., 2017).



El tratar aguas grises mediante plantas ofrece muchos beneficios a nivel económico, ecológico y social. Una fachada vegetal ayuda a purificar el aire, reducir la temperatura ambiente, regular la temperatura y promueve la biodiversidad en la ciudad. Los muros verdes forman parte de la construcción bioclimática. Asimismo, las personas se sienten mejor en un entorno verde que en un entorno gris.

Ante este escenario, se presenta como una respuesta innovadora, proponiendo el uso de Jardines Verticales Depuradores Modificados (JVDM) para tratar aguas grises de manera efectiva. La necesidad de conservar el recurso hídrico, reducir la contaminación y abordar el estrés hídrico regional y global impulsa la relevancia y la urgencia del proyecto en este contexto ambiental.

Los jardines depuradores representan una alternativa ideal para el tratamiento y reúso de aguas residuales, estos pertenecen a la familia de humedales construidos, que, simulan las condiciones de los humedales naturales, logrando de esta manera tratar el agua residual de una forma natural a través de los procesos químicos y biológicos que se generan.

Hasta el 2020 los humedales construidos (HHCC) se han utilizado a nivel mundial para el tratamiento eficiente tanto de aguas residuales municipales, de ganadería, efluentes agrícolas, lixiviados de vertederos, escurrimientos de aguas pluviales y aguas residuales industriales (Bakhshoodeh et al., 2020), esto por la ventaja de reducir la huella de carbono al implementar estos sistemas en comparación de tratamientos convencionales.

El objetivo principal de esta investigación fue evaluar un sistema modular de jardines verticales depuradores, sin aireación artificial, para optimizar la eficiencia en la remoción de materia orgánica e inorgánica en aguas grises domésticas. Este estudio se centró en desarrollar una solución sostenible y de bajo consumo energético que permita el reúso de aguas grises, contribuyendo a la conservación de recursos hídricos y a la mejora de la calidad ambiental en entornos urbanos.

La investigación incluyó la selección de sustratos adecuados, el diseño estructural del sistema y la evaluación del desempeño en la remoción de contaminantes clave como: Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Turbiedad, y los parámetros de campo (pH, T°, CE, STD y OD). Donde se evaluó el aumento del oxígeno disuelto como indicador del desempeño sin aireación artificial.

A fin de evaluar la viabilidad del reúso del agua tratada en actividades como el riego de áreas verdes, para su implementación en viviendas e instituciones con acceso limitado a servicios de saneamiento. Finalmente, el estudio busca destacar el potencial replicable de esta tecnología como una solución innovadora sostenible que promueva el uso eficiente del agua y la economía circular en Perú.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

El proyecto, se sitúa en el distrito de Cerro Colorado, Provincia y departamento de Arequipa - Perú (Coordenadas UTM WGS 84: 222791 Este y 8192036 Norte) donde se realizó la caracterización de las aguas grises durante los meses de marzo 2024 al mes de febrero del año 2025.

En el cual se registran 5 habitantes en un área de vivienda de 500.00 m², que cuenta con cuatro dormitorios, una lavandería con lavadora, una cocina con un respectivo lavaplatos y dos baños dotados de ducha y lavamanos. Sin embargo, para lograr la separación de tuberías de aguas grises, solo se realizará de manera parcial debido a las conexiones actuales que dificultan. En la siguiente figura N° 1 se muestra la ubicación del proyecto.

Figura 1. Mapa de ubicación del proyecto “Jardines Verticales Depuradores Modificados”.



Fuente: Elaboración propia

El presente trabajo se basa en una investigación de diseño experimental, por ser necesaria la realización de muestreos en campo con varias repeticiones y grupo de control. Para la implementación del proyecto, se llevó a cabo un estudio experimental basado en la instalación de JVD modificados, destinados al tratamiento y reúso de aguas grises provenientes de duchas, lavamanos, lavadora y cocina.

Para ello se realizó una comparación de las eficiencias obtenidas en los distintos sistemas de Jardines verticales modificados en el tratamiento de las aguas grises. De enfoque cuantitativo y corresponde a una investigación aplicada, ya que se aplicarán conocimientos científicos ya existentes.

2.1. MATERIALES, EQUIPOS Y REACTIVOS

Equipo Multiparámetro con medición de parámetros de campo: Ph, T°, Oxígeno Disuelto, Conductividad, Salinidad y Solidos Totales Disueltos. Filtro de malla fina. Arena gruesa, Grava

media y gruesa. Bomba de recirculación de agua y boyas. Tuberías PVC $\frac{3}{4}$ ", 2", 8". Materiales de construcción. Envases de plástico. Macetas de plástico. Válvulas. Cono de Sedimentación Imhoff. Depósitos de agua de 120 L (2). Palas, espátulas

Materiales de laboratorio: Vasos precipitados, Probetas, pipetas, Pizetas, Matraz, agua destilada, Equipos de protección personal, entre otros.

2.2. METODOLOGIA:

Población: La población de estudio está constituida por los efluentes de una vivienda. Considerando que las aguas grises fueron separadas de las aguas negras. Las aguas grises son generadas de los servicios de limpieza, cocina, lavandería, ducha, lavamanos. En la zona no existe ningún tipo de industria

Cuantificación de aguas grises: Se monitoreó el consumo de agua de 3-5 personas durante 1 año, considerando el uso de (1) ducha y (2) lavamanos, como aguas grises de baja carga y de (1) lavaplatos y (1) lavadero de ropa; como aguas grises de alta carga. La generación estimada fue de 200 L/día, proveniente principalmente de aguas grises de ducha y lavaplatos.

Muestreo: Las muestras de agua cruda y agua pre tratadas fueron tomadas antes y después del ingreso al sistema primario (Sedimentador Dortmund) respectivamente; por lo tanto, serán denominadas como aguas crudas (Ac) y Aguas pre tratadas (Af-1).

Las muestras que fueron tomadas a la salida del tanque de almacenamiento y previo al ingreso al sistema de "Jardines Verticales Depuradores Modificados"; Afluente (Af 2).

Y las muestras que salieron del sistema; ya sea de la celda 1, celda 2 y celda 3; fueron codificados como: Efluentes (Ef1, Ef2 y Ef3) respectivamente.

Y finalmente el efluente obtenido después del tratamiento total y que se evaluó con fines de reúso para riego de áreas verdes, es el Ef 3.

Por lo tanto, se determinó la eficiencia de remoción del sistema de Tratamiento de Aguas grises “JVDM” (Tabla N°2), en comparación de las aguas crudas (Ac), Afluente 2 (Af2) con el efluente final tratado (Ef3).

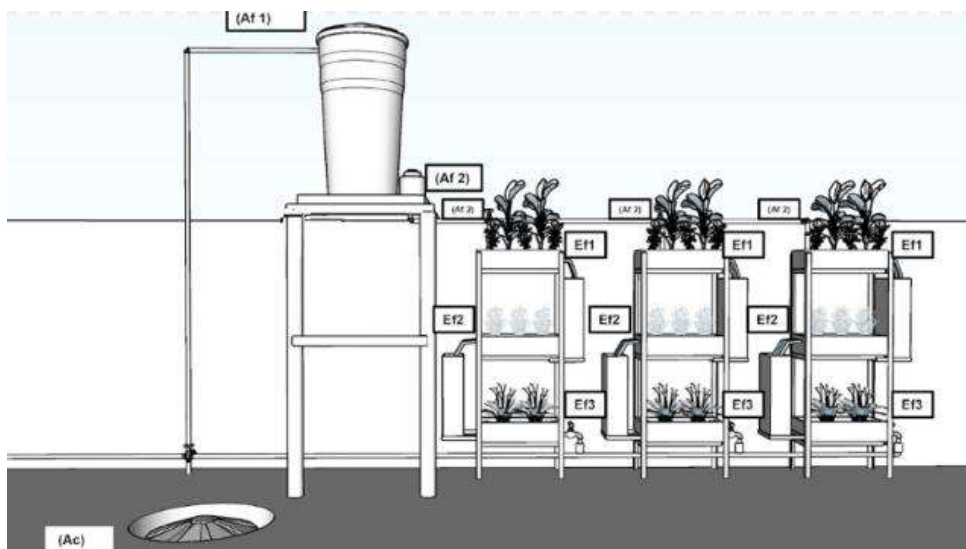
Tabla 2. Determinación de eficiencia de remoción.

EFICIENCIA DE REMOCIÓN	
$E = \frac{S_0 - S}{S_0} * 100$	
Concentración inicial (mg DBO/L)	Af - DBO
Concentración final (mg DBO/L)	Ef - DBO
Eficiencia de remoción (%)	Ef

La recolección de las muestras y análisis se realizaron acorde a la normativa del protocolo de monitoreo de aguas residuales.

A continuación, se presenta la Figura N° 2 donde se detalla los puntos de muestreo desde el ingreso (Ac) hasta el efluente obtenido después del tratamiento final (Efluente 3) en el piloto (1) del sistema jardin vertical.

Figura 2. Diagrama de puntos de muestreo en el sistema



A continuación, se presenta la Figura N° 1 donde se detalla los puntos de muestreo desde el ingreso (Ac) hasta el efluente obtenido después del tratamiento final (Efluente 3) en el piloto (1) del sistema jardín vertical.

Caracterización del agua: Se analizaron parámetros fisicoquímicos incluyendo Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Turbiedad, y parámetros de campo (pH, T°, CE, STD y OD). Las muestras fueron tomadas de forma compuesta, es decir combinando todas las aguas grises desde el mes de abril 2024.

Pretratamiento y tratamiento primario: Incluirá un sedimentador tipo Dormunt, cribas y tanque de almacenamiento de agua cruda, previo al ingreso al sistema vertical.

Diseño del Jardín Vertical Depurador Modificado: Se aplica el modelo cinético de primer orden (Kadlec & Wallace, 2009), simulando flujo pistón.

Criterios de diseño y construcción de sistemas de jardines: Para el diseño de un sistema de tratamiento y reúso de aguas grises, se consideró los factores principales como: Tipo y tamaño de sustratos, especies vegetales nativas, eficiencias de remoción, superficie disponible, aireación del sistema, diseño hidráulico, calidad de aguas grises a tratar entre otros recomendados en experiencias previas. Otros criterios importantes a considerar fueron: demanda de agua tratada, concentración de los contaminantes del efluente a tratar, consideraciones para el reúso de aguas grises tratadas, Tipo de flujo del sistema, válvulas individuales y tuberías de instalación en el sistema (entrada, salida y distribución total).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La selección de la muestra se desarrolló de manera aleatoria y en diferentes horarios, mediante una combinación de los distintos tipos de fuentes de aguas grises, principalmente provenientes de cocina, ducha y lavamanos, ya que la lavadora solo se utilizaba cada fin de semana. En la tabla N°1 se muestra el consumo mensual de agua potable del área de estudio y la generación promedio de aguas grises a lo largo de los meses de estudio. Para el caso de esta investigación se ha contabilizado las aguas grises captadas solamente de 3 personas de un total de 6 personas que habitan en la vivienda, por la dificultad en cambiar la totalidad de tuberías y aislar la captación solo de aguas grises.

Tabla 3. Consumo de agua potable de una vivienda de 5 habitantes

CONSUMO DE AGUA POTABLE (m3)			
Mes	Año 2023	Año 2024	Año 2025
Enero		15	12
Febrero		15	09
Marzo		14	10
Abril		13	
Mayo	16	13	
Junio	16	13	

Julio	17	12	
Agosto	16	12	
Setiembre	15	11	
Octubre		12	
Noviembre		10	
Diciembre	14	11	
Promedio mensual (m3)	15	12	9.5
# de personas	5-6 habitantes	5-6 habitantes	
Consumo diario de Agua potable	460 - 480 Litros	316 litros	
Captación de aguas grises	130-200 litros/ día	200 litros /día	

En la siguiente tabla N°3 se muestra la caracterización de las aguas grises compuestas del presente estudio, que han sido muestreados durante dos meses, sin considerar capacitaciones previas en manejo y gestión adecuada de aguas residuales que normalmente no se prevé, para comparar la diferencia de concentración de parámetros, considerando buenas prácticas ambientales, capacitación al personal del lugar de estudio (Ver Tabla N° 4). Estas medidas se aplicaron a fin de reducir los sólidos suspendidos, la materia orgánica particulada, de manera que tratamientos posteriores sean más eficientes en remoción.

Tabla 4. Caracterización de aguas grises compuestas en diferentes escenarios sin practicas ecoamigables.

TIPO AG	Unidad	80% ducha	80% cocina 20% ducha	20% cocina 80% ducha	10% cocina, 80% ducha + lavadora	Aguas sedimentadas cocina + lavadora + ducha	Aguas estancadas por más de 01 día de lavadora (enjuague)	cocina + lavadora + ducha	PROMEDIO
		Nov 2023	Nov 2023	Nov 2023	Dic 2023	Dic 2023	Dic 2023	Dic 2023	
pH	pH	-	6.81	7.61	6.95	-	7.08	6.54	6.998
T°	°C	-	22.4	22.9	20.3	-	18.7	24.55	21.770
CE	Us/ cm	-	1078	998.00	1099	-	862	1121.5	1031.700
STD	mg/L	-	598	548.00	603	-	471	614	566.800

OD	mg/L	-	0.12	0.085	0.385	-	0.74	1.785	0.623
SST	mg/L	243	1024	-	137.5	232	-	137.5	382.750
DQO	mg/L	-	1980	-	-	542	-	-	1261.000
N	mg/L	-	-	-	84.5	-	6	14	34.833
P	mg/L	-	-	-	5.4	-	1.11	1.04	2.517

Por lo tanto, se ha visto la reducción de SST, CE, STD y DQO hasta un 43%, 47%, 51% y 55% de remoción considerando buenas prácticas ambientales, evidenciando la importancia de estas prácticas a fin de reducir costo y mantener la eficiencia de tratamientos posteriores. A pesar de ello aun los valores de SST se encuentra por encima de otros estudios como se muestra en la tabla N° 4, probablemente porque en estudio se ha incluido tratar aguas grises de cocina, a fin de aprovechar el máximo de recurso hídrico a reusar, sin comprometer la eficiencia.

Tabla 5. Comparación de la caracterización de aguas grises compuestas del presente estudio con otros antecedentes.

PARAMETROS		RANGO DE VALORES		
AYG	21.61	323	20-40	1-23
DBO	286	745	400-600	364.13 ± 143.89
DQO	109		1200-1600	566 ± 135
pH	7.5		6.5-7.5	6.7-7.5
T° ©	24			23.2 ± 1.14
CE uS/cm	12.51		2000-4000	551 ± 45.26
OD				0.54 ± 0.28
Turbidez NTU	85.5			
SST mg/L	615	512	70-100	217.50 ± 27.69
Lugar	Lima-Ate Vitarte	Lima - San Borja	Lima	Afluente estudiado
Año	2019	2017	2021	2024-2025

Elaboración propia

3.1. PRETRATAMIENTO Y TRATAMIENTO PRIMARIO

En esta etapa se instaló rejillas atrapa sólidos en las fuentes de origen del agua gris proveniente de la cocina, por sus altos niveles de contaminantes. Luego se incluyó un sedimentador tipo Dormunt, que ayudó a reducir los sólidos sedimentables y suspendidos del agua cruda, previo al ingreso al sistema vertical.

3.2. INSTALACION DEL JARDIN VERTICAL DEPURADOR MODIFICADO

Para el diseño de un sistema de tratamiento y reúso de aguas grises, se consideró los factores principales como:

Tipo y tamaño de sustratos: Para este estudio se utilizó gravas de 2 a 8 mm de arena gruesa por experiencias previas exitosas y recomendadas, 30 a 70 mm grava gruesa de para las partes de ingreso-salida de las celdas del Jardín Vertical Depurador. Además de un previo lavado y homogeneización mediante el tamizado antes de introducirlo a las celdas del Jardín vertical, a fin de evitar colmatación.

Y el costo de adquisición del sustrato ha sido conveniente para este tipo de sustratos. Otro criterio importante fue el porcentaje de porosidad para los tipos de sustrato elegidos, estos se diseñaron con un valor promedio 40% según (Reed, Crites y Middlebrooks, 1995) citado en (Rodriguez, 2017).

Tipos de especies vegetales nativas a instalar: Se priorizó especies vegetales ornamentales nativas y autóctonas de la región por su adaptación rápida a las condiciones climáticas locales. Se usaron plantas macrófitas con alta eficiencia depuradora: *Zantedeschia aethiopica* (cala), *Canna hybrids* (achira) e *Isolepis cernua*. En la tabla N°5 se muestran imágenes de cada especie vegetal.

Tabla 6. Selección de plantas ornamentales, el sistema de jardines verticales modificados

<i>Zantedeschia aethiopica</i> (cala)	<i>Canna hybrids</i> (achira)	<i>Isolepis cernua</i> (Planta Punk)
		

Las especies vegetales fueron seleccionadas según experiencias previas. *Zantedeschia aethiopica* (cala) obtuvo resultados prometedores para remoción de parámetros: DQO:92%, N-NH₄:85%, P-PO₄:80%, asimismo; *Canna hybrids* (achira): DQO:86%, NT:30-33%, PT:24-44%, y la planta *Isolepis cernua* que fue usada por primera vez en el estudio de (Pineda et al., 2020), con resultados prometedores por una remoción de materia orgánica (DBO y DQO) hasta un 98%. Asimismo, la impermeabilización de la parte interior de las celdas de tratamiento, en este caso se utilizó geo membrana de espesor 0.75 mm, por recomendación en otros estudios de Alarcón et al., (2018).

Se instaló 4 jardines verticales de 3 celdas cada uno (S1, S2 y S3) y un cuarto sistema con 4 celdas (S1, S2, S3, S4). Y el dimensionamiento de los sistemas estuvo basado en el funcionamiento de un humedal de Flujo Subsuperficial Horizontal (FSSH), ya que en este tipo de sistemas el agua fluye horizontalmente a través del medio granular y entra en contacto con una serie de zonas aeróbicas, anóxicas y anaeróbicas (Vymazal, 2011) y es menor el riesgo de generación de vectores y mosquitos en el área.

En FSSH se han demostrado tener mayor eficiencia de remoción de materia orgánica que en otros sistemas, sin embargo, es limitado en la aireación constante del sistema. Es por ello que en el presente Sistema de Jardines SJVD se ha añadido celdas laterales que simulan cascadas naturales, que podría ayudar a oxigenar al sistema de manera permanente. Además de mantener la conductividad hidráulica que está en función del tamaño de las partículas (Alarcón et al., 2018) y del flujo del agua, reduciendo la probabilidad de sufrir taponamientos.

En la siguiente tabla N° 6 se muestra las características del diseño del jardín vertical con 3 celdas, con 3 réplicas (PILOTO 1) y un sistema compuesto por cuatro celdas (PILOTO 2).

Tabla 7. Características de los Sistemas 1, 2 y 3 (PILOTO 1) y Sistema 4 (PILOTO 2)

SISTEMA	PILOTO 1 (S1, S2, S3)	PILOTO 2
Tipo de agua residual	Agua doméstica (agua gris)	Agua doméstica (agua gris)
Área utilizada	0.90 m ²	0.27m ²
Personas	2 a 3	6 a 8
Reuso de agua generada	Riego de vegetales	Riego de vegetales – proyección a generación de biohuertos
Capacidad de tratamiento de aguas residuales grises	30-35 L/día cada sistema	170L -200 L/día

DISEÑO



3.3. ANÁLISIS DE AGUA CRUDA VS AGUA TRATADA

La tabla N° 7 muestra los resultados promedios de la capacidad de remoción de los 4 sistemas de JVDM instalados, ya sea a la entrada de aguas crudas sin tratamiento (AC), como a la entrada de afluente al Sistema de Jardines Verticales (AF-02), y finalmente en los efluentes obtenidos de cada uno de los 4 sistemas, Sistema 01 (S1-EF03), Sistema 02 (S2-EF03), Sistema 03 (S3-EF03), Sistema 04 (S4-EF04). Cabe recalcar que los S1, S2, S3 se midieron mes a mes desde marzo 2024 a abril, 2025. Sin embargo, el S4 fue recientemente instalado en noviembre 2024.

Tabla 8. Calidad del agua del afluente y efluente final de los sistemas en los Jardines Verticales.

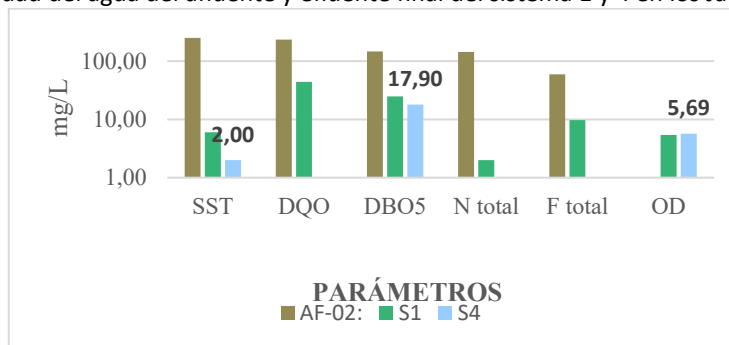
Parámetros	Unidad	Aguas crudas (AC)	Afluente al Sistema (AF-02)	Sistema 01 (S1-EF3)	Sistema 02 (S2-EF3)	Sistema 03 (S3-EF3)	Sistema 04 (S4-EF4)
Parámetros físicos							
T° ©	°C	23.24 ± 1.14	18.06 ± 1.04	18.36 ± 0.78	18.53 ± 0.93	18.77 ± 0.91	17.73 ± 0.75
CE	uS/cm	551 ± 45.26	582.82 ± 28.01	657.8 ± 24.89	645.80 ± 21.31	625.45 ± 23.25	624.63 ± 33.29
SST	mg/L	217.50 ± 27.69	134.89 ± 11.04	20.90 ± 2.94	33.14 ± 3.09	33.11 ± 3.19	11.58 ± 1.82
Turbidez	NTU	-	143.20 ± 7.04	24.43 ± 5.97	31.31 ± 6.22	30.15 ± 7.55	21.21 ± 3.99
Parámetros químicos							
pH		6.67 ± 0.13	7.08 ± 0.05	7.65 ± 0.08	7.73 ± 0.07	7.69 ± 0.06	7.50 ± 0.06
OD	mg/L	0.54 ± 0.58	0.56 ± 0.18	3.87 ± 0.18	3.67 ± 0.20	3.54 ± 0.15	4.03 ± 0.29
DBO	mg/L	364.13 ± 143.89	233.67 ± 26.66	39.63 ± 9.45	24.50 ± 0.30	39.65 ± 13.25	17.90
DQO	mg/L	566 ± 135	250	68.30 ± 24.30	55.50 ± 3.50	54.00 ± 2.00	-

N	mg/L	102.50 ± 22.70	59.00 ± 11.50	11.33 ± 6.57	21.75 ± 6.68	26.25 ± 6.02	-
P	mg/L	42.19 ± 10.04	27.38 ± 11.43	11.75 ± 2.05	11.17 ± 2.99	16.85 ± 5.88	-

El rendimiento de operación en cada uno de los sistemas podría haber sido influido por el caudal de ingreso y la concentración de sólidos suspendidos, ya que todo el piloto 1 funcionaba a caudales promedio 35 ml/min. En el S1 siempre tuvo tendencia a mantener con menor caudal de ingreso (30-35 ml/min) por lo que se ha visto mejores valores remoción a comparación del S2 y S3. Sin embargo, en el S4 obtuvo mejores eficiencias entre caudales de 90 y 100 ml/min.

En el S4 se obtuvo mejores resultados que los anteriores, considerando que este tuvo 4 celdas de tratamiento a diferencia de los otros 3 sistemas (Ver gráfico N° 1), por lo que se han conseguido mejores eficiencias en remoción de SST y DBO hasta (2 mg/L, 17.90 mg/L) respectivamente. Y mejores valores de oxigenación llegando hasta 5.69 mg/L, sin acudir a una aireación artificial.

Gráfico 1. Calidad del agua del afluente y efluente final del sistema 1 y 4 en los Jardines Verticales.

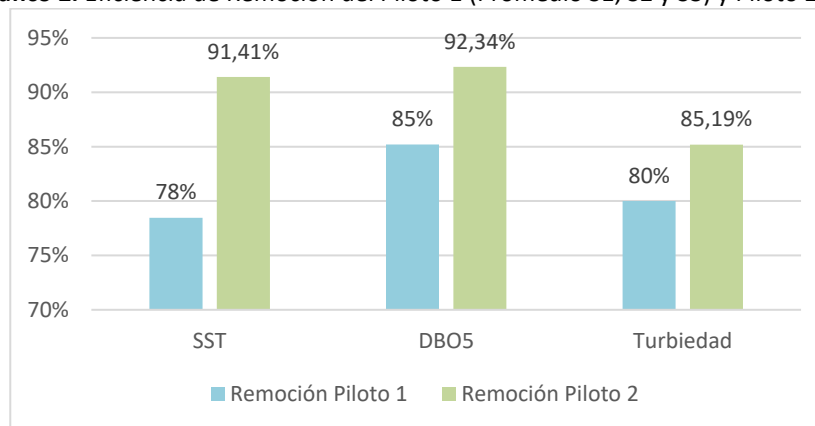


Los valores obtenidos son similares a otro estudio con caudal de 100 L/día, pero con aguas grises sintéticas, sin embargo en este estudio se necesitó una superficie 14 veces más grande (14,4 m²), con remoción de SST y DQO (13 mg/L y 91 mg/L) respectivamente (Lakhoa et al., 2021).

3.4. DETERMINACIÓN DE EFICIENCIA DE REMOCIÓN

El sistema de jardín vertical depurador mostró alta eficiencia en la remoción de contaminantes presentes en aguas grises domésticas. En la tabla N° 8 se muestra los resultados de ensayos realizados con eficiencias de remoción destacadas para parámetros clave, tales como: DBO, SST y Turbiedad en el Piloto 1 (85%, 78% y 80%) y Piloto 2 - S4 (92,34%, 91,41% y 85,19%) respectivamente; lo que indica un adecuado tratamiento biológico y físico del efluente.

Gráfico 2. Eficiencia de Remoción del Piloto 1 (Promedio S1, S2 y S3) y Piloto 2 – S4



La remoción de nutrientes fue también significativa, para Nitrógeno total y Fósforo (66,48% y 51,58%) respectivamente en el piloto 1 atribuible a la acción de macrófitas seleccionadas (*Zantedeschia aethiopica*, *Canna hybrids*, *Isolepis cernua*) con alta capacidad de fitorremediación. Ya que se ha descubierto que la presencia y el tipo de plantas influyen considerablemente en la eliminación de fósforo en las aguas grises del muro vegetal (Fowdar, Hatt, Breen, Cook, & Ana Deletic, 2017), además que la biomasa vegetal puede mejorar la tasa de

eliminación de nitrógeno en aguas poco contaminadas (Peng, y otros, 2024), Sin embargo, en el S4 aún no se evaluaron estos parámetros.

Asimismo, se observó un incremento notable en el oxígeno disuelto en todos los sistemas hasta (591.87%, 559.02%, 531.51% y 620.19%) en el S1, S2, S3, S4 respectivamente. Sin embargo, en el S4 se obtuvo mejores alcances de OD; esto podría atribuirse en parte al diseño en cascada y la aireación natural por gravedad sin necesidad de sistemas mecánicos. El pH y la temperatura no presentaron cambios significativos. La eficacia del sistema Jardín Vertical en el tratamiento de aguas residuales estuvo muy influenciada por el caudal de ingreso, y el número de celdas instalados en serie. Ya que en el sistema 4 que tuvo una celda adicional de tratamiento, se obtuvo mejores eficiencias de remoción, es decir dependiendo de varios factores claves para la eliminación eficaz de contaminantes (Prodanovic et al., 2017; Pradhan et al., 2019b).

4. CONCLUSIÓN

El jardín vertical depurador modificado demostró ser una alternativa eficaz y sostenible para el tratamiento de aguas grises domésticas. Su diseño compacto, que integra fitorremediación, aireación natural por gravedad y tratamiento biológico, permitió altas eficiencias de remoción. En el Piloto 1 (promedio S1, S2 y S3), se obtuvieron remociones de 85.19%, 76.29%, 78.47%, 66.48% y 51.58% para DBO, DQO, SST, nitrógeno total y fósforo total, respectivamente. En el Piloto 2 (S4), las remociones de DBO y SST fueron de 92.34% y 91.41%, respectivamente, sin datos disponibles para los demás parámetros. El significativo incremento del oxígeno disuelto en el Piloto 2 – S4, con un aumento de hasta 620.19% sin necesidad de sistemas de aireación mecánica, destaca la efectividad del diseño en cascada y la optimización del sistema en estructuras verticales. Este resultado, el más alto registrado, se atribuye a la incorporación de una celda adicional. Los hallazgos evidencian la viabilidad técnica del sistema para el reúso del agua tratada en actividades como el riego de áreas verdes, además de generar beneficios estéticos y ecológicos en entornos urbanos. En contextos donde el acceso a servicios

de saneamiento es limitado y el espacio es reducido, como ocurre en muchas zonas urbanas y rurales de Perú, este tipo de soluciones representa una herramienta clave para fomentar el uso eficiente del agua y promover la economía circular. Se recomienda la implementación a mayor escala y el monitoreo continuo para validar su desempeño en diversas condiciones operativas.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alarcón, H. T., Zurita, M. F., Lara, B. J. A., & Vidal, G. (2018). *Humedales de tratamiento : alternativa de saneamiento de aguas* (H. T. Alarcón, M. F. Zurita, B. J. A. Lara, & G. Vidal (eds.); Número June).
- Bakhshoodeh, R., Alavi, N., Oldham, C., Santos, R. M., Babaei, A. A., Vymazal, J., & Paydary, P. (2020). Constructed wetlands for landfill leachate treatment: A review. *Ecological Engineering*, 146(December 2019).<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105725>
- Pineda, Aran, Bocardo, & Harguinteguy. (2020). *Treatment of tannery wastewater in a pilot scale hybrid constructed wetland system in Arequipa, Peru*. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02797-8>
- Prodanovic, V., Hatt, B. E., McCarthy, D., Zhang, K., & Deletic, A. (2017). (J)* Muros verdes para la reutilización de aguas grises: comprender el papel de los medios en la eliminación de contaminantes. *Ecological Engineering*, 102, 625-635. <https://drive.google.com/file/d/1M2tvglSF1y6W9mO24t3fq6egbFh-GZcS/view?usp=sharing>
- Fowdar, H., Hatt, B., Breen, P., Cook, P., & Ana Deletic, A. (2017). Designing living walls for greywater treatment. *Water Research*, 218-232.
- Peng, Y., Gu, X., Zhang, M., Yan, P., Sun, S., & He, S. (2024). Simultaneously enhanced autotrophic-heterotrophic denitrification in iron-based ecological floating bed by plant biomass:



Metagenomics insights into microbial communities, functional genes and nitrogen metabolic pathways. Water Research.

EFICIENCIA COMPARATIVA DE HUMEDALES CONSTRUIDOS CON MACRÓFITAS EMERGENTES EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS EUTROFIZADAS A ESCALA MESOCOSMOS

Jenisse Lezcano¹, Pabla Balbuena¹, Moisés Duarte¹, Helena Villanueva¹, Nidia Balbuena¹

¹Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, San Lorenzo – Central, Paraguay.

Shaun McGahan^{1,2*}

¹Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, San Lorenzo – Central, Paraguay.

²Grupo de Investigación en Biotecnología Ambiental (GIBTA) - FACEN

[*smcgahan@facen.una.py](mailto:smcgahan@facen.una.py)

RESUMEN

La escasez hídrica en la Ciudad de México, y en particular en la colonia La Laguna Ticomán, demanda soluciones sustentables que permitan cerrar los ciclos del agua a nivel local. Esta ponencia presenta el diseño e implementación de humedales contruidos a escala doméstica como estrategia de economía circular para la recuperación, tratamiento y reutilización de aguas grises. Se evaluaron dos prototipos con sustratos de tezontle, carbón activado y olote, que alcanzaron eficiencias de remoción de DBO₅ superiores al 90% en 28 días. Además de mejorar la calidad del agua, estos sistemas permiten la valorización de residuos agroindustriales, reducen emisiones de CO₂ (41.6 toneladas/año), y recuperan volúmenes significativos de agua (28,781 m³/año), beneficiando a más de 500 viviendas. Se empleó una metodología mixta: cuantitativamente se midieron parámetros físico-químicos del agua tratada, y cualitativamente se analizaron percepciones sociales, revelando un alto interés comunitario en adoptar estas tecnologías con apoyo institucional. La propuesta no solo mejora la autosuficiencia hídrica a nivel hogar, sino que también integra los principios de economía circular al fomentar el reúso de recursos, la regeneración ambiental y la participación social, en concordancia con los Objetivos de Desarrollo Sostenible 6.3 y 6.b.

Palabras claves: humedales contruidos, economía circular, aguas grises, reúso del agua, ecotecnología.



1. INTRODUCCIÓN

La eutrofización de cuerpos de agua representa uno de los mayores desafíos ambientales globales, exacerbado por el vertido de nutrientes como nitrógeno (N) y fósforo (P) provenientes de actividades humanas, lo que genera proliferación de algas tóxicas y deterioro de ecosistemas acuáticos (Li et al., 2008; Cheng et al., 2021). En contextos como el lago Taihu en China, donde la eutrofización ha sido intensiva, los humedales construidos (HC) a escala mesocosmos han demostrado ser alternativas eficientes y sostenibles para la remoción de estos contaminantes, combinando procesos biológicos, físicos y químicos (Li et al., 2008; Wu et al., 2023). Estos sistemas replican dinámicas naturales, utilizando macrófitas emergentes para absorber nutrientes y promover la biodegradación microbiana, con tasas de remoción que varían según el sustrato, la hidrología y la especie vegetal (Sithamparanathan et al., 2023; Angmo et al., 2024).

La eutrofización global, impulsada por el exceso de nitrógeno y fósforo en aguas residuales (Wu et al., 2025; Dunne et al., 2015), es una preocupación ambiental crítica. Los humedales construidos (HC) ofrecen una solución sostenible y económica, replicando procesos naturales de remoción de contaminantes (Karungamye, 2022; de Oliveira Souza et al., 2023). Los HC de flujo vertical son efectivos en la eliminación de materia orgánica y nitrógeno (de Oliveira Souza et al., 2023; Sithamparanathan et al., 2023). La selección de macrófitas como *Typha domingensis* y *Canna indica* es crucial por su fitorremediación (Angmo et al., 2024; Karungamye, 2022). Este estudio compara su eficiencia a escala mesocosmo para optimizar el diseño de HC.

Estudios en mesocosmos, como aquellos con *Canna indica* en humedales verticales, han mostrado remociones superiores al 70% de N y P, atribuibles a la absorción vegetal y la actividad microbiana en sustratos como ceramsita o hierro-carbono (Cheng et al., 2021; Li et al., 2024). *Typha domingensis*, por su parte, destaca en la remoción de metales pesados y nutrientes en flujos subsuperficiales, con eficiencias que alcanzan el 90% en condiciones eutrofizadas (Faisal et al., 2023; Angmo et al., 2024). La comparación revela que *Canna indica* es más efectiva en

remoción de P (hasta 66%), mientras que *Typha excelsa* en N orgánico (de Oliveira Souza et al., 2023). Factores como la dinámica estacional influyen en la acumulación de nutrientes en tejidos vegetales, optimizando cosechas múltiples para sostenibilidad (Wu et al., 2025).

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Diseño experimental

Se utilizaron cuatro reactores tubulares de PVC como humedales construidos de flujo subsuperficial vertical (HCFV) a escala mesocosmos. Cada reactor tenía un diámetro de 20 cm y una altura de 70 cm, con un volumen de trabajo efectivo de aproximadamente 20 L. Dos reactores se implantaron con *Typha domingensis* (TD1 y TD2) y dos con *Canna indica* (CI1 y CI2), seleccionadas por su capacidad de fitorremediación y adaptación a condiciones eutrofizadas. En cuanto a la configuración de los reactores, se estratificó de la siguiente manera: la capa inferior con 10 cm de piedra triturada (para drenaje y prevención de obstrucciones), en la capa media se colocó 50 cm de arena lavada (sustrato principal para filtración y soporte radicular) y en la capa superior otros 10 cm de piedra triturada (para distribución uniforme del influente), así mismo, se instalaron sistemas de salida en la parte inferior de cada reactor, respectivamente. Las plantas se trasplantaron en la capa superior, asegurando una densidad inicial de 1 individuo por reactor.

2.2. Preparación del agua eutrofizada

El influente se preparó simulando condiciones eutrofizadas típicas de aguas residuales urbana. Inicialmente, se utilizó una solución ideal compuesta de fertilizante, enriquecida con microalgas para su proliferación. Posteriormente, se realizó el cambio proporcional incorporando agua residual real (efluentes domésticos). Los reactores operaron en modo batch secuencial, con un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 3.5 días. La alimentación diaria fue de 2 L por reactor (1 L por la mañana y 1 L por la tarde) para simular un flujo intermitente y promover la oxigenación. El experimento se realizó en condiciones naturales, con iluminación natural y temperatura ambiente.

2.3. Parámetros monitoreados y métodos analíticos

Se recolectaron muestras de efluentes para evaluar la remoción de nutrientes y otros indicadores, como pH con ayuda de un potenciómetro HI2020 EDGE, turbidez con un equipo TB211 de Lovibond, nitrógeno amoniacal por el método de Berthelot y Vanadato-molibdato para determinación de ortofosfatos. Las eficiencias de remoción se calcularon como porcentaje de reducción entre influente y efluente. Los datos se analizaron estadísticamente con ANOVA ($p < 0.05$) para comparar entre especies.

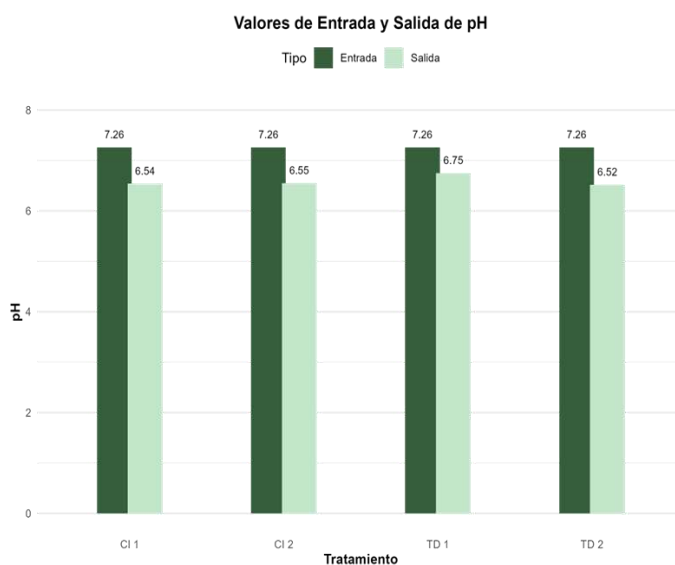
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados destacan la eficiencia de los humedales construidos de flujo vertical (HCFV) en la remoción de contaminantes eutrofizantes. La tabla 1 presenta los porcentajes promedio de remoción de tres parámetros claves en aguas eutrofizadas, nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$ en ppm), ortofosfato (PO_4^{3-} en ppm) y turbidez (en NTU).

<u>Parámetros</u>	<u>Tratamientos</u>	<u>%Rem.</u>
<u>Amoniacal</u> (ppm)	TD 1	77,78
	TD 2	82,27
	CI 1	85,40
	CI 2	70,98
<u>Ortofosfato</u> (ppm)	TD 1	91,05
	TD 2	87,66
	CI 1	88,59
	CI 2	75,61
<u>Turbidez</u> (NTU)	TD 1	88,01
	TD 2	88,24
	CI 1	94,15
	CI 2	94,74

Los valores corresponden a cuatro reactores: dos implantados con *Typha domingensis* (TD1 y TD2) y dos con *Canna indica* (CI1 y CI2). Para $\text{NH}_3\text{-N}$, las remociones oscilaron entre 70.98%

(CI2) y 85.40% (CI1), con promedios superiores en CI (promedio $\approx 78\%$) comparado con TD (promedio $\approx 80\%$). En ortofosfato, las remociones varían de 75.61% (CI2) a 91.05% (TD1), destacando mayores eficiencias en TD (promedio $\approx 89\%$) que en CI (promedio $\approx 82\%$). Para turbidez, las remociones son consistentemente altas, desde 88.01% (TD1) hasta 94.74% (CI2), con CI mostrando un promedio ligeramente superior ($\approx 94\%$) frente a TD ($\approx 88\%$).



Con relación al pH (Gráfico 1), no hubo mucha variación en cuanto al inicial y final, solamente sufrió una pequeña disminución, pero dentro del rango óptimo.

Los resultados se pueden observar remociones superiores al 70% en todos los parámetros, alineándose con estudios previos que reportan eficiencias del 70-95% para N y P en sistemas similares (Wu et al., 2025; Cheng et al., 2021). Para el nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$), Canna indica (CI) exhibe una ligera ventaja (promedio 78%) sobre Typha domingensis (TD, promedio 80%), posiblemente debido a la mayor capacidad de CI para promover nitrificación aeróbica en el rizosfera, facilitada por su sistema radicular denso que oxigena el sustrato (Karungamye, 2022; Angmo et al., 2024). Sin embargo, la variabilidad en CI2 (70.98%) sugiere

sensibilidad a fluctuaciones en pH, ya que valores alcalinos ($\text{pH} > 8$) pueden inhibir la volatilización de amoníaco o la actividad microbiana (Sithamparanathan et al., 2023). En ortofosfato (PO_4^{3-}), TD muestra superioridad (promedio 89% vs. 82% en CI), atribuible a su mayor afinidad por la adsorción en sustratos arenosos y la precipitación como fosfatos insolubles en condiciones de pH neutro-alcalino (de Oliveira Souza et al., 2023; Faisal et al., 2023).

El pH influye aquí al modular la floculación de partículas; valores estables evitan la resuspensión observada en sistemas eutrofizados (Dunne et al., 2015). Comparativamente, TD es más robusta para remoción de P y N en condiciones variables, mientras CI elevado en turbidez, sugiriendo combinaciones híbridas para optimización (Angmo et al., 2024). Las dinámicas estacionales, no evaluadas aquí, podrían modular estos resultados, con picos de remoción en primavera-verano por mayor crecimiento vegetal (Wu et al., 2025). Limitaciones incluyen la ausencia de control negativo, subestimando contribuciones no vegetales como adsorción en arena. Futuros estudios deberían integrar análisis microbianos para elucidar roles en nitrificación/denitrificación, potenciando diseños sostenibles para eutrofización global.

4. CONCLUSIÓN

Los humedales construidos de flujo subsuperficial vertical (HAFSSV) a escala mesocosmos implantados con *Typha domingensis* (TD) y *Canna indica* (CI) demostraron eficiencias notables en la remoción de contaminantes eutrofizantes durante cuatro semanas. Para nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$), las remociones promedio fueron 80% en TD (77.78-82.27%) y 78% en CI (70.98-85.40%), con picos en la semana 2-3. En ortofosfato (PO_4^{3-}), TD alcanzó 89% (87.66-91.05%), superando a CI con 82% (75.61-88.59%), atribuible a mayor adsorción. La turbidez se redujo en 88% para TD (88.01-88.24%) y 94% para CI (94.15-94.74%), reflejando filtración efectiva. El pH se estabilizó en 7.0-8.0, favoreciendo procesos biológicos, sin variaciones

significativas por temperatura (20-25°C). ANOVA ($p < 0.05$) confirmó diferencias inter-especie en PO_4^{3-} (TD > CI) y turbidez (CI > TD), pero no intra-especie.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Afolabi, O. O., Okwori, P. B., Yemi-Jonathan, O. I. T., Wali, E., Ugwu, M. C., Ugwa, C. D., Emelu, V. O., Ugwuechendu, T. T., Bosco-Abiahu, L. C., & Asomaku, S. O. (2024). Ecotoxicological status, source apportionment and human health risk assessment of potential toxic element in surface water and sediments of creeks along Bonny River, Nigeria. *Water Science and Engineering*, 17(1), 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.wsee.2024.06.001>
- Angmo, S., Kharayat, Y., & Shah, S. (2024). Efficiency of *Canna indica*, *Phragmites australis* and *Eichhornia crassipes* in remediation of leachate through a vertical flow constructed wetland. *Current World Environment*, 19(2), 1-16. <https://doi.org/10.12944/CWE.19.2.7>
- Cheng, R., Zhu, H., Shutes, B., & Yan, B. (2021). Treatment performance and microbial response to dibutyl phthalate contaminated wastewater in vertical flow constructed wetland mesocosms. *Chemosphere*, 263, Article 128139. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128139>
- de Oliveira Souza, A., Bernardelli, J. K. B., Silva, L. de C., Perretto, F., Nagalli, A., Mymrin, V., Passig, F. H., & de Carvalho, K. Q. (2023). Plasterboard sheet applied in vertical-flow constructed wetlands: Nutrients removal, microbial diversity, and mechanisms. *Journal of Water Process Engineering*, 53, Article 103811. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103811>
- Dunne, E. J., Coveney, M. F., Hoge, V. R., Conrow, R., Naleway, R., Lowe, E. F., Battoe, L. E., & Wang, Y. (2015). Phosphorus removal performance of a large-scale constructed treatment wetland receiving eutrophic lake water. *Ecological Engineering*, 79, 132-142. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.02.003>
- Faisal, A. A. H., Taha, D. S., Hassan, W. H., Lakhera, S. K., Ansar, S., & Pradhan, S. (2023). Subsurface flow constructed wetlands for treating of simulated cadmium ions-wastewater with presence of *Canna*

indica and *Typha domingensis*. *Chemosphere*, 338, Article 139469.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139469>

Jimenez Monroy, L. L., Jahuir Huaracaya, F. A., & Ibañez Quispe, V. (2016). Tratamiento de aguas eutrofizadas de la bahía interior de Puno, Perú, con el uso de dos macrófitas. *Revista Investigaciones Altoandinas*, 18(4), 403-410. <http://dx.doi.org/10.18271/ria.2016.232>

Karungamye, P. N. (2022). Potential of *Canna indica* in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Conservation*, 2(2), 1-15. <https://doi.org/10.3390/conservation20200034>

Li, L., Li, Y., Biswas, D. K., Nian, Y., & Jiang, G. (2008). Potential of constructed wetlands in treating the eutrophic water: Evidence from Taihu Lake of China. *Bioresource Technology*, 99(6), 1656-1663. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.04.001>

Li, T., Fan, Y., Cun, D., Song, X., Dai, Y., Wang, F., Wu, C., & Liang, W. (2020). Treatment performance and microbial response to dibutyl phthalate contaminated wastewater in vertical flow constructed wetland mesocosms. *Chemosphere*, 246, Article 125635. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125635>

Siswanti, D. U., Ayuningtyas, D., Nugraheni, S. N., Nurhanifah, T., Petrus, H. T. B. M., Suyono, E. A., & Daryono, B. S. (2024). Mercury removal by *Aquarius palifolius* (Nees & Mart.) Christenh. & Byng: Isotherms model, superoxide dismutase activity, and chlorophyll content. *Water Science and Engineering*, 17(1), 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.wsee.2024.06.001>

Sithamparanathan, E., Sutton, N. B., Rijnaarts, H. H. M., & Kujawa-Roeleveld, K. (2023). Controlling nitrogen removal processes in improved vertical flow constructed wetland with hydroponic materials: Effect of influent COD/N ratios. *Water*, 15(6), Article 1074. <https://doi.org/10.3390/w15061074>

Wu, K., Chen, L., Wang, Q., Li, Y., Zheng, Y., Ma, Q., Li, H., Zhang, Y., & Li, F. (2025). Seasonal dynamics of nitrogen and phosphorus in wetland plants: Implications for efficient eutrophication control. *Sustainability*, 17(8), Article 3443. <https://doi.org/10.3390/su17083443>



Zhuo, W., Wu, N., Shi, R., & Wang, Z. (2022). UAV mapping of the chlorophyll content in a tidal flat wetland using a combination of spectral and frequency indices. *Remote Sensing*, 14(4), Article 827. <https://doi.org/10.3390/rs14040827>

GUÍA PARA LOS AUTORES

Reportes Científicos de la FACEN, es una revista de acceso libre y gratuito y es la publicación científica oficial de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de Asunción. Es emitida semestralmente y publica **Artículos originales, Artículos de revisión, Tópicos actuales, Reportes de casos, Comunicaciones cortas y Correspondencia**, en las áreas de Biología, Química, Física, Matemática Pura, Matemática Estadística, Geología, Biotecnología y Tecnología de Producción. Los principales criterios para la selección de los artículos son la solidez científica y la originalidad del tema. Los trabajos y opiniones publicados en la revista son de exclusiva responsabilidad de los autores. El idioma oficial de la revista es el español, pero se aceptan trabajos en inglés y en portugués. No existe costo de publicación para los autores.

El trabajo será enviado en formato electrónico a la dirección email de la revista (reportescientificos@gmail.com), consistiendo en archivos de texto, archivos de planilla electrónica y archivos de imagen. **El archivo principal de texto debe contener únicamente texto, sin ilustraciones ni tablas embebidas**, sino únicamente las respectivas citas a las mismas en el texto (numeradas secuencialmente). **Las tablas e ilustraciones deberán ser remitidos en formato digital en archivos independientes**. Los respectivos archivos deberán indicar en su nombre a qué número de tabla o ilustración corresponden.

El archivo de texto debe ser producido con Microsoft Word® u otro editor de texto perfectamente compatible. El texto deberá estar en letra Times New Roman, tamaño 11. Todo trabajo llevará en su primera página los siguientes elementos: **a) el Título** en español e inglés, **b) la lista de Autores** con nombre y apellido, **c) la Afiliación** laboral de cada autor, **d) un Resumen** de un máximo de 250 palabras en español, **e) un máximo de 7 Palabras clave** en español, **f) un Abstract** en inglés, correspondiente a la versión en español y **g) un máximo de 7 Key words** en inglés, correspondientes a la versión en español. **En caso de trabajos en Portugués** se añaden Título, Resumen y Palavras chave en dicho idioma. El resumen sólo podrá obviarse en el caso de Editoriales, Comunicaciones cortas y Correspondencias presentadas como tales. El cuerpo principal del texto podrá contener, según el contexto del trabajo, las secciones de **1) Introducción, 2) Materiales y métodos (o sólo uno de ellos de acuerdo al caso), 3) Resultados, 4) Discusión, 5) Conclusión, 6) Agradecimientos y 7) Literatura citada**. Tales secciones podrán sufrir fusión o no existir, de acuerdo a la metodología de trabajo o enfoque dados por el autor, así como al tipo de escrito (Artículo original, Comunicación corta, etc.) como haya sido presentado por autor o como lo decida el comité editorial. **Los pies de figuras y tablas** deberán ir al final del texto, a continuación de la sección de literatura citada.

Las citas bibliográficas deberán seguir las normas APA. Según estas normas, el año va entre paréntesis y se destacan el autor y año en las citas en texto: “Según González (1999)” o “El método es reciente (González, 1999)”. Para la lista en la sección de Literatura citada la secuencia lógica y formato es de “Autor. (Año). Título. Publicador, Volumen(Número): Páginas.”, poniéndose siempre primero el apellido de cada autor, seguido de sus correspondientes iniciales y separados por comas, con el último autor separado por un signo de ampersand. Se aplicará cursivas respectivamente en el título si se trata de un libro o tesis, o en el publicador si se trata de un artículo. Se ilustra en los siguientes ejemplos:

González, A.P. (1999). *Métodos de análisis crítico*. Asunción: Editorial Nueva. 120 pp.

González, A.P., Martínez, G.T. & Robledo, H.A. (1999). Análisis de la producción científica del país. *Revista de Filosofía Científica*, 45(2): 56-61.

Las tablas y cuadros deberán presentarse en archivos de Microsoft Excell® u otro programa perfectamente compatible, aunque en muchos casos se aceptan también tablas embebidas en archivo de Microsoft Word®, siempre que sea en archivo separado del de texto. **Las ilustraciones (graficos, imágenes, fotos, dibujos, mapas, esquemas o láminas completas) deberán presentarse cada una en un archivo aparte**, en formato JPG o TIF, generados en Adobe Photoshop u otro programa de procesamiento de imágenes. Deberá cuidarse que posean buen enfoque, claridad y contraste, que tengan una resolución mínima de 300 dpi y máxima de 1000 dpi y teniendo en cuenta que su anchura máxima en la revista será de 16 cm.

El proceso de evaluación incluye una primera revisión por el Comité Editorial para determinar si el artículo corresponde a la línea editorial y si cumple con los criterios generales de publicación. Una vez que el artículo se considere pertinente, se someterá a por lo menos dos revisores especialistas en el tema, de cuya opinión depende la aceptación definitiva del artículo. Si existiera una contradicción en la opinión de ambos especialistas, se someterá al Comité editorial o en caso contrario se solicitará una tercera opinión de un tercer especialista. El dictamen podrá ser aceptado, rechazado o condicionado, que será comunicado por escrito al autor principal en un plazo no mayor de tres meses de la recepción del material original. Si el dictamen es condicionado, el autor deberá remitir la nueva versión impresa y en formato digital en el plazo que se le indique que no podrá exceder de los 30 días posteriores a la recepción de la comunicación.

REPORTES CIENTÍFICOS

DE LA FACEN

Rep. cient. FACEN	San Lorenzo (Paraguay)	Vol. 17, Supl. A	Año 2026	ISSN 2078-399X (versión impresa) ISSN 2222-145X (versión online)
-------------------	------------------------	---------------------	----------	---

Memoria de la VII Conferencia Panamericana de Humedales 16 al 20 de junio de 2025



VII Conferencia Panamericana de
SISTEMAS DE HUMEDALES
para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua
Asunción - Paraguay 2025

Organizan



FACEN
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Universidad Nacional de Asunción



HUPANAM
Red Panamericana
de Sistemas de Humedales

Apoyan



Auspicia

JANISCH & SCHULZ
Ingenieure

