



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

TESIS DOCTORAL

**REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN AGUAS RESIDUALES
URBANAS, MEDIANTE SISTEMA DE ISLAS FLOTANTES
ARTIFICIALES CON MACRÓFITAS ACUÁTICAS**

Para obtener el grado de

Doctor en Ciencias Ambientales

PRESENTA

M.C.I.Q. Luis Alfredo Hernández Vásquez

Directora

Dra. Claudia Romo Gómez

Codirector

Dr. Alejandro Alvarado Lassman

Mineral de la Reforma, Hgo., octubre de 2024



Mineral de la Reforma, Hgo. a 04 de octubre de 2024

Número de control: ICBI-D/1121/2024
 Asunto: Autorización de impresión de tesis.

MTRA. OJUKY DEL ROCÍO ISLAS MALDONADO
DIRECTORA DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR DE LA UAEH

Por este conducto le comunico que el comité revisor asignado al **M. C. I. Q. Luis Alfredo Hernández Vásquez**, alumno del Doctorado en Ciencias Ambientales (Tradicional) con número de cuenta 454915, autoriza la impresión del proyecto de tesis titulado **“Remoción de contaminantes en aguas residuales urbanas, mediante sistema de Islas Flotantes Artificiales con macrófitas acuáticas”** en virtud de que se han efectuado las revisiones y correcciones pertinentes.

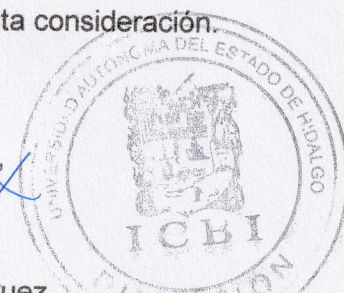
A continuación, se registran las firmas de conformidad de los integrantes del comité revisor.

PRESIDENTE	Dr. Alejandro Alvarado Lassman	
SECRETARIO	Dr. Otilio Arturo Acevedo Sandoval	
1 ^{er} VOCAL	Dra. Claudia Romo Gómez	
2 ^{do} VOCAL	Dr. César Camacho López	
3 ^{er} VOCAL	Dra. Eliazar Aquino Torres	
Suplente	Dr. José Belisario Leyva Morales	<u>JOSE B. LEYVA M.</u>

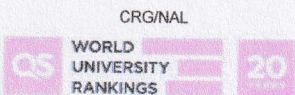
Sin otro particular, reitero a Usted la seguridad de mi atenta consideración.

Atentamente
 “Amor, Orden y Progreso”

Mtro. Gabriel Vergara Rodríguez
 Director del ICBI



Ciudad del Conocimiento, Carretera Pachuca-Tulancingo Km: 4.5 Colonia Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México. C.P. 42184
 Teléfono: 771 71 720 00 Ext. 40001
 direccion_icbi@uaeh.edu.mx,
 vergarar@uaeh.edu.mx



Agradecimientos

Antes que nada, agradezco a Dios por no dejarme solo, y permitirme culminar este proyecto.

Gracias a la mujer que amo, Brenda Johana Ramírez Hernández, gracias por estar en los buenos y malos momentos, gracias por tu paciencia. Gracias por tu apoyo incondicional, por velar por mí, por no dejarme solo en ningún momento a pesar de los problemas, gracias por ser mi equilibrio y por ser mi brújula moral.

A mis padres Patricia y Eduardo, gracias por sus consejos, por darme fortaleza en los momentos difíciles por estar para mí y darme su amor. Mis hermanos Lalo y Josué, gracias por su cariño y apoyo. Gracias a mi sobrina July por llenarme de amor y por llenarme de esperanza.

Al Dr. Alejandro Alvarado Lassman por su enorme ayuda, por siempre orientarme y estar al pendiente de mí, gracias doctor porque sin usted no se hubieran logrado nada. Gracias por todas las facilidades y su incondicional disponibilidad, me llevo una gran cantidad de enseñanzas para la vida.

al Dr. Francisco, Dra. Claudia, Dr. Otilio, Dr. Cesar, Dra. Eliazar Aquino, por su enorme apoyo y compromiso para que además de cumplir con el trabajo doctoral, pudiera mejorar profesionalmente.

A la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH) por siempre mantener una alta calidad académica e infraestructura para una formación integral del alumnado. Agradezco el apoyo recibido del personal docente y administrativo de la UAEH.

A mis amigos y a todas las personas que conocí a lo largo del desarrollo de la tesis doctoral, gracias por todas las experiencias vividas, hicieron aún más ameno este recorrido.

Contribuciones derivadas de la tesis doctoral

Algunos de los resultados obtenidos en el presente trabajo formaron parte de las siguientes publicaciones:

- Hernández-Vásquez, L. A., Romo-Gómez, C., Alvarado-Lassman, A., Prieto-García, F., Camacho-López, C., & Acevedo-Sandoval, O. A. (2024). Artificial Floating Islands for the Removal of Nutrients and Improvement of the Quality of Urban Wastewater. *Water*, 16(10), 1443. <https://doi.org/10.3390/w16101443>
- Hernandez-Vasquez, L.A., Prieto-García F., Alvarado-Lassman A., Romo-Gómez, C., Aquino-Torres E., Hernández Salinas G., Ramírez-Rivera E.D., Acevedo Sandoval O.A., Reyes Rosas, S. (2023). Treatment of laundry wastewater by constructed wetlands with *Eichhornia crassipes*. *Desalination and water treatment*, 312, 50-54. DOI: 10.5004/dwt.2023.30009
- Hernandez-Vasquez, L.A., Prieto-García F., Prieto M.J., Alvarado-Lassman A., Aquino-Torres E., Ramírez-Rivera E. D., Barrón-Zambrano J.A. & Lope-Navarrete M.C. (2023). Bioremediation of Wastewater Enriched with Cd, Cr and Pb Using Floating Macrophytes. *Journal of Experimental Agriculture International*, 45(8), 97-110. DOI: 10.9734/jeai/2023/v45i82161
- Hernandez-Vásquez, L.A., García, F.P., Méndez, J.P., Lassman, A., & Otazo, E.M. (2022). Artificial wetlands and floating islands: Use of macrophytes. *South Florida Journal of Development*, 3(1), 476-498. DOI: <https://doi.org/10.46932/sfjdv3n1-036>

Además, se presentaron en los siguientes eventos académicos y científicos:

- III Congreso de Desarrollo del Sur de la Florida (5 de diciembre 2023) Evaluation of Artificial Floating Islands (IFAs) for domestic wastewater treatment: study of invasive macrophyte species. Luis Alfredo Hernández-Vasquez, Francisco Prieto-García, Alejandro Alvarado-Lassman, Claudia Romo-Gómez, Cesar Camacho-López, Eliazar Aquino-Torres.

- V Congreso internacional Y VII Encuentro de la red de vinculación SOMUCAAB 2023 (Morelia, Michoacán de Ocampo, a 18 de noviembre de 2023). Implementación de un sistema de humedal artificial usando *Eichhornia crassipes* para el tratamiento de aguas grises. Luis Alfredo Hernández Vásquez, Fanni Abigail Figueroa Aguilar, Alejandro Alvarado Lassman, Claudia Romo Gómez, Otilio A. Acevedo Sandoval, César Camacho López.
- Congreso internacional de desarrollo sustentable y energías renovables. (6 al 8 de noviembre de 2023). Fitorremediación de aguas grises por medio de Islas Flotantes Artificiales con *Eichhornia crassipes*. Luis Alfredo Hernández Vásquez, Claudia Romo-Gómez, Alejandro Alvarado Lassman, Otilio Arturo Acevedo-Sandoval, Gregorio Hernández-Salinas, Emanuel de Jesús Ramírez-Rivera, Neira Sánchez-Zárate, Yovani López-González.
- XIX Congreso internacional y XXV congreso nacional de ciencias ambientales. (19 al 21 de octubre de 2022). Depuración de aguas contaminadas por medio de sistemas de islas flotantes artificiales. Luis Alfredo Hernández Vásquez, Francisco Prieto Rodríguez, Judith Prieto Méndez, Elena María Otazo Sánchez, Alejandro Alvarado Lassman.
- Congreso internacional de desarrollo sustentable y energías renovables. (4 al 6 de noviembre de 2021). Evaluación de macrófitas flotantes para el tratamiento de un agua residual sintética en humedales artificiales. Luis Alfredo Hernández Vásquez, Francisco Prieto Rodríguez, Judith Prieto Méndez, Elena María Otazo Sánchez, Alejandro Alvarado Lassman.
- III Congreso internacional de ríos y humedales, desarrollado de manera virtual. (25 al 29 de octubre de 2021). Establecimiento de Islas flotantes artificiales para depuración de cuerpos de agua. Luis Alfredo Hernández Vásquez, Francisco Prieto García, Judith Prieto Méndez, Elena María Otazo Sánchez, Alejandro Alvarado Lassman.

ÍNDICE

	Pág.
ACRÓNIMOS.....	XII
RESUMEN	XIII
ABSTRACT.....	XV
1.1.1 El agua.....	1
1.1.2 Contaminantes del agua.....	2
1.1.3 Enfermedades relacionadas con el agua contaminada	2
1.2.1 Indicadores de contaminación acuática.....	3
1.2.2 Nitrógeno.....	4
1.2.3 Fósforo	5
1.2.4 Contaminación por metales pesados	6
1.3.1 Humedales artificiales	7
1.3.3 Islas Flotantes Artificiales	8
1.4.1 Fitorremediación	10
1.5.1 Macrofitas acuáticas	13
1.5.2 Macrofitas acuáticas flotantes.....	14
II. ANTECEDENTES	17
2.1. Tratamiento de aguas contaminadas por medio de IFA.....	17
2.2. Tratamiento de agua con IFAs en México	19
III. JUSTIFICACIÓN.....	21
IV. OBJETIVOS	23
Objetivo general.....	23
Objetivos específicos.....	23
V.- METODOLOGÍA	24

VI

5.1 Selección y adaptación de macrofitas flotantes	25
5.2 Diseño de Islas Flotantes Artificiales	25
5.3 Preparación y caracterización de ARS.....	26
5.4. Bioensayos de fitorremediación	27
5.4.1 Ensayos de fitorremediación con ARS	27
5.4.2 Ensayos de fitorremediación con ARU.....	28
5.5. Variables de respuesta para los bioensayos	29
5.5.1 Eficiencia de remoción de $-\text{NO}_3^-$ y P-PO_4^{3-}	29
5.5.2 Evaluación de la Tasa de Crecimiento Relativo.....	29
5.5.3 Determinación de Clorofila Total	30
5.5.4 Evaluación de la acumulación de N-NO_3^- y P-PO_4^{3-}	30
5.6.1 Análisis estadístico	32
5.6.2 Diseño experimental para evaluación de remoción de contaminantes en ARS	33
VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	35
6.1 Establecimiento de IFA y adaptación de las macrofitas.....	35
6.2 Bioensayos de fitorremediación con ARS	35
6.2.1 Caracterización de las ARS	35
6.2.2 Evaluación de pH en los ensayos de fitorremediación en ARS.....	36
6.2.3 Remoción de DQO en ARS.....	38
6.2.4 Remoción de N-NO_3^- y P-PO_4^{3-} en los Aguas Residuales Sintéticas	40
6.2.5 Análisis estadístico para los bioensayos con ARS	43
6.2.6 Remoción de metales tóxicos en los bioensayos con ARS	44
6.2.7 Análisis de Tasa de Crecimiento Relativo (TCR) en los Ensayos con ARS	47
6.2.8 Contenido de Clorofila total en bioensayos con Agua residual Sintética	49
6.3 Bioensayos de fitorremediación con ARU.....	50
6.3.1 Ensayos con ARU: Caracterización Físicoquímica.....	50

6.3.2 Monitoreo y evaluación de los ensayos con Aguas Residuales Urbanas (ARU).....	51
6.3.3 Eficiencia de remoción en los ensayos con Agua residual Urbanas (ARU).....	53
6.3.4 Evaluación de acumulación de N-NO ₃ ⁻ y P-PO ₄ ³⁻	55
6.3.5 Tasa de Crecimiento Relativo (TCR) y clorofila total para los bioensayos con ARU.....	58
VII. CONCLUSIONES.....	61
VIII. RECOMENDACIONES.....	63
IX.- REFERENCIAS.....	64
X.- ANEXOS.....	81

 ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1.1 Humedales artificiales	7
Figura 1.2 Tipos de humedales artificiales	8
Figura 1.3 Islas Flotantes Artificiales	9
Figura 1.4 Mecanismos de fitorremediación	12
Figura 1.5 Clasificación de macrófitos acuáticos según sus biotipos	14
Figura 1.6 Macrofitas flo	15
Figura 5.1 Etapas de la metodología	24
Figura 5.2 Esquema de IFA	25
Figura 6.1 Montaje de IFAs inoculadas con: (a) <i>Eichhornia crassipes</i> (b) <i>Pistia stratiotes</i> , (c) <i>Salvinia molesta</i>	35
Figura 6.2 Porcentajes de remoción de DQO en ensayos con <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> y <i>S. molesta</i> en ARS.	39
Figura 6.3 Porcentajes de remoción de N-NO ₃ ⁻ en ensayos con <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> y <i>S. molesta</i> en ARS.	40
Figura 6.4 Porcentajes de remoción de P-PO ₄ ³⁻ en ensayos con <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> y <i>S. molesta</i> en ARS.	42
Figura 6.5 Gráficas de efectos principales de pH (a) y porcentajes de remoción de DQO (b), N-NO ₃ ⁻ (c) P-PO ₄ ³⁻ (d) obtenidos en los ensayos con <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> y <i>S. molesta</i> .	44

Figura 6.6	Porcentajes de remoción de (A) Cromo, (B) Cadmio y (C) Plomo en ensayos con <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> y <i>S. molesta</i> en ARS.	46
Figura 6.7	Generación de (A) Clorofila total, (B) TCR en ensayos con <i>E. crassipes</i> y <i>P. stratiotes</i> y <i>S. molesta</i> en ARS.	47
Figura 6.8	(A) Valores de FBC para las macrófitas, (B) Valores de FT para las macrófitas en los bioensayos con ARU	56
Figura 6.9	(A) Valores de Clorofila total para las macrófitas, (B) Valores de TCR para las macrófitas en los bioensayos con ARU	58

 ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.	
Tabla 1.1	Indicadores de la calidad del agua	3
Tabla 5.1.	Componentes del ARU para un volumen total de 20 litros	27
Tabla 5.2.	Concentraciones teóricas de N-NO ₃ ⁻ , P-PO ₄ ³⁻ y DQO para ARS	27
Tabla 5.3	Categorías de bioacumulación según el factor bioconcentración	32
Tabla 5.4	Categorías de bioacumulación según el factor bioconcentración	32
Tabla 5.5	Matriz del diseño experimental del tipo L ₉ (3) ⁴ , a tres niveles de ruido	34
Tabla 6.1	Caracterización fisicoquímica y concentración de metales pesados de las ARS	36
Tabla 6.2	Concentración de salida para parámetros fisicoquímicos en los bioensayos con ARS a un TRH de 21 días.	37
Tabla 6.3	Concentración de salida para metales pesados en los bioensayos con ARS a un TRH de 21 días.	45
Tabla 6.4	Caracterización Fisicoquímica de Aguas Residuales Urbanas	51
Tabla 6.5	Valores de salida para los bioensayos de fitorremediación con ARU a un TRH de 15 días.	51
Tabla 6.6.	Eficiencia de remoción en los bioensayos con ARU a un TRH de 15 días	53

ACRÓNIMOS

ANOVA	Análisis de Varianza
NH₄⁺	Amoniacó
ARU	Aguas Residuales Urbanas
ARS	Aguas Residuales Sintéticas
CE	Conductividad Eléctrica
COT	Carbono Orgánico Total
CT	Carbono total
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DBO	Demanda Biológica de Oxígeno
E	Eficiencia
HA	Humedales Artificiales
IFA	Islas Flotantes Artificiales
N-NO₃⁻	Nitrógeno de nitrato
NT	Nitrógeno Total
NTK	Nitrógeno Total Kjeldahl
OD	Oxígeno disuelto
OMS	Organización Mundial de la Salud
P-PO₄³⁻	Fosforo de fosfato
SDT	Sólidos Disueltos Totales
SST	Sólidos Suspendidos Totales
ST	Sólidos Totales
TRH	Tiempo de Retención Hidráulica
FBC	Factor de Bio Concentración
FT	Factor de Traslocación
TCR	Tasa de Crecimiento Relativa

RESUMEN

El agua representa un recurso natural fundamental tanto para el ser humano como para todas las formas de vida en nuestro planeta. Este recurso no solo es indispensable para el consumo humano, sino que también es indispensable para la realización de diversas actividades, desde las domésticas hasta las industriales. No obstante, el impacto de estas actividades antropogénicas ha disminuido significativamente la cantidad y calidad del agua disponible a nivel mundial. Los procesos convencionales de tratamiento de agua no logran eliminar completamente la contaminación, además, los costos operativos y de mantenimiento son altos. Por este motivo, en los últimos años se han desarrollado diversas tecnologías fisicoquímicas y biológicas con el fin de mitigar de manera más eficiente la contaminación del agua. En este sentido, la fitorremediación es un proceso que utiliza plantas y microorganismos asociados a las plantas para mitigar, degradar, inactivar o eliminar contaminantes del suelo, agua o aire. Este enfoque se basa en la capacidad natural de las plantas para absorber, acumular y transformar contaminantes orgánicos e inorgánicos a través de procesos metabólicos, bioquímicos y físicos, contribuyendo así a la restauración y recuperación ambiental. Actualmente las Islas Flotantes Artificiales (IFAs) son estructuras flotantes que se utilizan para la descontaminación y el tratamiento de aguas contaminadas. Están diseñadas para imitar y potenciar procesos naturales de depuración mediante el uso de plantas acuáticas y microorganismos asociados, considerándose una tecnología económica y ambientalmente sostenible. En las Islas Flotantes Artificiales (IFAs) se emplean macrófitas, plantas acuáticas que juegan un papel crucial en la eliminación de diversos contaminantes mediante procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren desde sus raíces hasta sus hojas. Por lo anterior, el objetivo del presente estudio consistió en evaluar un sistema de islas flotantes artificiales usando tres especies de macrófitas (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* y *Salvinia molesta*) para la remoción de N-NO_3^- , P-PO_4^{3-} , DQO, Cr, Cd y Pb contenidos en aguas residuales. Se realizaron ensayos con Aguas Residuales Sintéticas (ARS) y Agua Residual Urbana (ARU) bajo tiempos de retención hidráulicos (TRH) de 21 y 15 días, respectivamente. En ambos estudios, se midió pH, Turbidez, Sólidos Totales Disueltos (STD), Conductividad Eléctrica (CE), Oxígeno Disuelto (DO), Nitrato (N-NO_3^-), Fosfato (P-PO_4^{3-}), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Carbono Total (CT) y Nitrógeno Total (NT). Adicionalmente, para los ensayos con ARS se determinó el contenido de Cr, Cd y Pb. Para los ensayos con ARU se determinó el Factor de

Bioacumulación (FBC) y Factor de traslocación (FT) para N-NO_3^- y P-PO_4^{3-} . De igual manera se determinó el contenido de clorofila total y la Tasa de Crecimiento Relativo (TCR) para cada macrófita. Los resultados de los bioensayos con ARS muestran que para *Eichhornia crassipes* se alcanzó una disminución del 35 a 77.5 % de DQO, 95 a 99 % de N-NO_3^- y 47 a 86 % de P-PO_4^{3-} . Con *Pistia stratiotes* se obtuvieron disminuciones del 29 a 74 % de DQO, 95 a 99 % de N-NO_3^- y 44 a 84 % de P-PO_4^{3-} . Y *Salvinia molesta* disminuyó el 29 a 55 % de DQO, 93 a 99 % de N-NO_3^- y 53 a 82 % de P-PO_4^{3-} .

Para los ensayos de ARU con *Eichhornia crassipes*, se alcanzaron eficiencias de 64.6 ± 12.8 % para DQO, 62.6 ± 1.1 % de N-NO_3^- y 61.9 ± 3.1 % de P-PO_4^{3-} . Para *Pistia stratiotes* se obtuvieron porcentajes de remoción del 58.7 ± 12.4 % para DQO, 41.5 ± 1.6 % de N-NO_3^- y 58.6 ± 3.14 % de P-PO_4^{3-} . Para *Salvinia molesta*, la remoción fue de 31.85 ± 9.5 % para DQO, 37.8 ± 9.5 % de N-NO_3^- y 6.0 ± 1.8 % de P-PO_4^{3-} . La TCR para los bioensayos con *Eichhornia crassipes* aumento 0.00025 g/g d, en cambio, para *Pistia stratiotes* y *Salvinia molesta* no hubo crecimiento. De igual manera, se obtuvo una disminución en la generación de clorofila para *Pistia stratiotes* y *Salvinia molesta* un 40.3 y 70.7 %, respectivamente. En cambio, la producción de clorofila para *Eichhornia crassipes* fue de 45.97 ± 0.84 mg/g, lo que representa un aumento del 37.22 %. Esto demuestra que, el uso de macrófitas flotantes en humedales artificiales es una alternativa eficiente para el tratamiento de aguas contaminadas. Las mayores eficiencias de remoción tanto para ARS y ARU se obtuvieron en los ensayos con *Eichhornia crassipes*. Por ello, *Eichhornia crassipes* demostró mejor desempeño en la fitorremediación y un mejor potencial para su aplicación en sistemas reales.

ABSTRACT

Water represents a fundamental natural resource for both humans and all forms of life on our planet. It is not only essential for human consumption, but also for carrying out various activities, from domestic to industrial. However, the impact of these anthropogenic activities has significantly reduced the quantity and quality of water available worldwide. Conventional water treatment processes are unable to eliminate pollution and operating and maintenance costs are high. For this reason, in recent years various physicochemical and biological technologies have been developed to more efficiently mitigate water pollution. In this sense, phytoremediation is a process that uses plants and microorganisms associated with plants to reduce, degrade, inactivate, or eliminate contaminants from soil, water, or air. This approach is based on the natural capacity of plants to absorb, accumulate, and transform organic and inorganic contaminants through metabolic, biochemical, and physical processes, thus contributing to environmental restoration and recovery. Currently, Artificial Floating Islands (AFI) are floating structures used for the decontamination and treatment of contaminated water. They are designed to imitate and enhance natural purification processes through the use of aquatic plants and associated microorganisms, considered an economically and environmentally sustainable technology. Artificial Floating Islands (AFI) use macrophytes, aquatic plants that play a crucial role in the elimination of various pollutants through physical, chemical, and biological processes that occur from their roots to their leaves. Therefore, the objective of the present study was to evaluate a system of artificial floating islands using three species of macrophytes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, and *Salvinia molesta*) for the removal of $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3\text{-P}}$, COD, Cr, Cd and Pb contained in wastewater. Tests were conducted with synthetic wastewater (ARS) and urban wastewater (ARU) under hydraulic retention times (HRT) of 21 and 15 days, respectively. In both studies, pH, turbidity, total dissolved solids (TDS), electrical conductivity (EC), dissolved oxygen (DO), nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$), phosphate ($\text{PO}_4^{3\text{-P}}$), chemical oxygen demand (COD), total carbon (TC) and total nitrogen (TN) were measured. In addition, for the SWW tests, the Cr, Cd, and Pb contents are considered. For the UWW tests, the bioaccumulation factor (BCF) and translocation factor (TF) are calculated for $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3\text{-P}}$. Likewise, the total chlorophyll content and the relative growth rate (RGR) will be determined for

each macrophyte. The results of the ARS bioassays show that for *Eichhornia crassipes* a decrease of 35 to 77.5 % of COD, 95 to 99 % of NO₃-N and 47 to 86 % of PO₄³-P was achieved. With *Pistia stratiotes* decreases of 29 to 74 % of COD, 95 to 99 % of NO₃-N and 44 to 84 % of PO₄³-P were obtained. And *Salvinia molesta* decreased 29 to 55 % of COD, 93 to 99 % of NO₃-N and 53 to 82 % of PO₄³-P.

For the ARU tests with *Eichhornia crassipes*, efficiencies of 64.6 ± 12.8 % for COD, 62.6 ± 1.1 % for NO₃-N and 61.9 ± 3.1 % for PO₄³-P were achieved. For *Pistia stratiotes*, removal percentages of 58.7 ± 12.4 % for COD, 41.5 ± 1.6 % for NO₃-N and 58.6 ± 3.14 % for PO₄³-P were obtained. For *Salvinia molesta*, removal was 31.85 ± 90 % for COD, 37.8 ± 9.5 % for NO₃-N, and 6.0 ± 1.8 % for PO₄³-P. The TCR for the bioassays with *Eichhornia crassipes* increased by 0.00025 g/g d, however, for *Pistia stratiotes* and *Salvinia molesta* there was no growth. Likewise, a decrease in chlorophyll generation was obtained for *Pistia stratiotes* and *Salvinia molesta* by 40.3 and 70.7 %, respectively. In contrast, chlorophyll production for *Eichhornia crassipes* was 45.97 ± 0.84 mg/g, representing an increase of 37.22 %. This shows that the use of floating macrophytes in artificial wetlands is an efficient alternative for the treatment of contaminated water. The highest removal efficiencies for both ARS and ARU were obtained in the tests with *Eichhornia crassipes*. Therefore, *Eichhornia crassipes* demonstrated a better performance in phytoremediation and a better potential for its application in real systems.

1.1.1 El agua

El agua cubre el 70 % de la superficie del planeta Tierra y es considerada como uno de los recursos más importantes para el sustento de la vida. Sin embargo, del volumen total, solo 2.5 % está considerada como agua dulce y menos del 1 % se encuentra disponible para uso y consumo humano (Hasan et al., 2019). En México la disponibilidad de agua es baja, representando solo el 0.1 % del total del agua dulce del planeta y de precipitaciones. México recibe aproximadamente 1 449 471 millones de metros cúbicos de agua en forma de precipitación. De esta agua, se estima que el 71.4 % se evapotranspira y regresa a la atmósfera, el 22.2 % escurre por los ríos o arroyos, y el 6.4 % restante se infiltra al subsuelo de forma natural y recarga los acuíferos (CONAGUA, 2021).

La gestión del agua a nivel mundial enfrenta desafíos cruciales debido a la creciente demanda, la contaminación y el cambio climático. La gestión del recurso hídrico tiene como finalidad la distribución equitativa, conservación, aprovechamiento y mejora en la calidad del agua suministrada en todo el territorio. Sin embargo, más del 70 % de las actividades industriales, agroindustriales, comerciales y de servicios generan aguas residuales con alta carga orgánica, frecuentemente conteniendo sustancias tóxicas y recalcitrantes (Egea et al., 2019; Vargas, 2019). En la mayoría de los casos, las aguas residuales generadas no reciben tratamiento y se descargan directamente en las redes de alcantarillado público o en cuerpos de agua naturales (Carvajal y Lazo, 2017; SEMARNAT, 2018). Según estudios recientes, los contaminantes químicos provenientes de actividades industriales, agrícolas y domésticas han aumentado significativamente en las últimas décadas (García et al., 2022). Estos contaminantes incluyen metales pesados, pesticidas, fertilizantes y compuestos orgánicos persistentes, los cuales pueden persistir en el medio ambiente y bioacumularse en la cadena alimentaria (Zambrano, 2023). La falta de regulación efectiva y la infraestructura inadecuada de tratamiento de aguas residuales agravan aún más esta problemática, afectando la disponibilidad de agua potable segura y la biodiversidad acuática (Guevara, 2021).

1.1.2 Contaminantes del agua

La contaminación del agua se refiere a cualquier cambio químico, físico o biológico en la calidad de este recurso, modificando su composición natural. (Guadarrama et al., 2016; Nellyyat, 2016). Los principales contaminantes del agua se pueden clasificar en:

- **Sustancias químicas inorgánicas** como los ácidos y compuestos con metales tóxicos.
- **Sustancias químicas orgánicas** como petróleo, plástico, plaguicidas y detergentes, entre muchos otros.
- **Agentes patógenos** como algunas bacterias, virus y parásitos, provenientes de desechos orgánicos.
- **Desechos que requieren oxígeno para** degradarse por bacterias. Cabe mencionar que, cuando se presentan grandes poblaciones de estas bacterias pueden llegar a agotar el oxígeno del agua, sacrificando la vida de ecosistemas acuáticos.
- **Los nutrientes vegetales** como el nitrógeno, fósforo y potasio pueden ocasionar el crecimiento excesivo de plantas acuáticas, las cuales impiden el paso de la luz solar y se descomponen agotando el oxígeno del agua y provocando la muerte de diversas especies marinas (Nellyyat, 2016).

1.1.3 Enfermedades relacionadas con el agua contaminada

La relación entre la calidad del agua y la salud humana es inmutable, puesto que este recurso es imprescindible no sólo para la vida, sino para la salud y bienestar del ser humano (Guevara, 2021). El consumo de agua contaminada ha generado un aumento de enfermedades gastrointestinales y se le ha asociado a daños en los sistemas cardiovascular, inmunológico y hormonal, así como a efectos reproductivos, teratogénicos, mutaciones y cáncer (Lázaro, 2015). Según un informe sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo 2021 de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO), alrededor de 829,000 personas en todo el mundo mueren cada año a causa de diarrea causada por agua potable, saneamiento e higiene de manos insalubres, incluidos casi 300,000 niños menores de cinco años, lo que representa el 5.3 % de todas las muertes en este grupo de edad (Lin et al., 2022). Entre otras enfermedades comunes relacionadas con la contaminación del agua se encuentran el cólera y otros

enteropatógenos, infecciones virales como los enterovirus entre ellos la polio, hepatitis viral A y E, parasitosis intestinales, entre otros (OMS, 2015).

La sexta edición del reporte Perspectivas del Medio Ambiente Mundial (GEO-6, por sus siglas en inglés), hace referencia que la resistencia antimicrobiana se convertirá en una de las principales causas de muerte para el 2050 debido a la contaminación de los cuerpos de agua dulce. Al ser el agua uno de los recursos más importantes para la vida según la Organización Mundial de la Salud (OMS), (2017) y El Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF), (2019), más de 990 millones de personas no tienen acceso a agua potable, por lo cual su consumo se encuentra limitado a varios lugares del mundo.

1.2.1 Indicadores de contaminación acuática

Los cambios en la calidad del agua pueden ser determinados y monitoreados a través de la evaluación de diferentes parámetros indicadores (Tabla 1.1).

Tabla 1.1. Parámetros indicadores de la calidad del agua

Parámetros	
Fisicoquímicos	Hidrológicos y morfométricos
Temperatura	Caudal
Turbidez y color	Profundidad
Sólidos suspendidos y disueltos	Longitud
pH	
Oxígeno Disuelto	
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	
Demanda Biológica de Oxígeno (DBO)	
Nutrientes: Fósforo y Nitrógeno	
Compuestos Orgánicos e inorgánicos	

Estos se clasifican en índices biológicos y fisicoquímicos. Los primeros se basan en determinaciones cuantitativas y cualitativas de algunas características de la ictiofauna, la fauna bentónica de invertebrados, los macrófitos, el zooplancton, el bacterio plancton, el fitoplancton y

el Fito bentos, entre otros. En el caso de los parámetros fisicoquímicos, se refieren a una serie de mediciones de los factores abióticos del sistema como se muestra en la Tabla 1.1 (Nannavecchia, 2016).

En los últimos diez años la contaminación de los ríos y lagos es un problema ambiental grave en donde las fuentes de materia orgánica son diversas, como es el caso de las actividades agrícolas, industriales y las aguas residuales generadas en zonas urbanas y rurales (UNESCO, 2020). El parámetro indicador del grado de contaminación orgánica más utilizado y aplicable a las aguas residuales y superficiales es la Demanda Química de Oxígeno (DQO). La DQO es un indicador de la cantidad de sustancias disueltas o en suspensión susceptibles de ser oxidadas por medios químicos en una muestra de agua. Es usada para medir el grado de contaminación y se expresa en miligramos de oxígeno diatómico por litro (Romero, 2005). Al ser de DQO un parámetro importante para la evaluación de la materia orgánica en el agua en México hubo una modificación a la NOM-001-SEMARNAT-1996, entre los parámetros que se incorporaron fue la DQO y se publicó la NOM-001-SEMARNAT-2021.

1.2.2 Nitrógeno

La mayor parte de la contaminación por nitrógeno se debe al uso de fertilizantes y otros agroquímicos, además de los desechos provenientes de actividades domésticas, por lo general de origen residual. La forma común es el nitrógeno amoniacal, seguido de especies como iones nitrato, nitrito y hasta gases como el óxido nitroso (Cárdenas et al., 2023). La aplicación en exceso de fertilizantes inorgánicos nitrogenados es una práctica normal, debido al desconocimiento del nivel de nutrientes en el suelo y a la idea de obtener un mejor rendimiento del cultivo. Dado que la velocidad con la que se aportan estas sustancias es mayor que la velocidad con la que se asimilan, provocando su acumulación, lo que produce contaminación del suelo y con ello, el riesgo de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas (González, 2019).

Los desechos industriales son también una fuente importante de nitrógeno, particularmente, los procedentes de instalaciones agrícolas, alimentarias e industrias químicas. Así, resulta que, según el mayor o menor grado de industrialización de la zona, la aportación de nitrógeno a las

aguas residuales domésticas, industriales, agrícolas y ganaderos será extremadamente variable (Moloantoa et al., 2022).

1.2.3 Fósforo

La contaminación del agua por fósforo tiene como fuente principal el uso de fertilizantes agrícolas, aunque proviene también de la erosión del suelo y la materia orgánica en descomposición que descargan industrias, urbes y granjas de animales domésticos. El fósforo tiene la capacidad de fijarse fuertemente al suelo, lo que paradójicamente ha provocado que se aplique en exceso sobre los cultivos, ya que implica pocas pérdidas desde el punto de vista agrícola. No obstante, las pequeñas cantidades de este nutriente que se transportan con la erosión hídrica y eólica del suelo puede tener severos impactos en la calidad de las fuentes de agua superficiales, el exceso de fósforo contribuye a la eutrofización de las fuentes de agua circundantes (Varol, 2020; Liu et al., 2021).

El fósforo en el agua no se considera tóxico para los humanos y los animales, sin embargo, tiene efectos indirectos a través de la eutrofización de los cuerpos de agua superficiales, causando el crecimiento acelerado de algas y una disminución de oxígeno debido a la descomposición de éstas cuando mueren (Rodríguez et al., 2010; Liu et al., 2021). Algunas algas son potencialmente dañinas en fuentes de abastecimiento de agua por la presencia de endotoxinas que ocasionan daños severos en el ser humano y otros organismos, que van desde trastornos del aparato digestivo, daños neuromusculares, hasta la muerte. El riesgo dependerá de su abundancia en el sistema acuático (Lavie et al., 2010). Los florecimientos algales también entorpecen las actividades pesqueras y turísticas, taponan los canales de riego, las turbinas de las plantas hidroeléctricas aceleran la pérdida de agua por evapotranspiración de las presas y vasos de almacenamiento y azolvan el embalse. Aunque la mayor parte del fósforo que pierde el suelo lo hace en forma de partículas y no disuelto. Con el tiempo, se convierte a fosfato, del cual pueden disponer fácilmente los organismos acuáticos (Varol, 2020). Diversas investigaciones han demostrado que el fósforo suele jugar un papel más importante que el nitrógeno en la eutrofización de los ecosistemas dulceacuícolas, mientras que en los ecosistemas costeros resulta más crítico (Lavie et al., 2010; Rodríguez et al., 2010).

1.2.4 Contaminación por metales pesados

Los metales pesados son elementos químicos con alta densidad (mayor a 4 g/cm^3), masa y peso atómico por encima de 20 una y son tóxicos en concentraciones bajas. Algunos de estos elementos considerados como metales pesados son Aluminio (Al), Berilio (Be), Cobre (Cu), Hierro (Fe), Manganeso (Mn), Cadmio (Cd), Mercurio (Hg), plomo (Pb), entre otros (London et al., 2016). Actualmente uno de los mayores problemas a nivel mundial es la contaminación de las fuentes hídricas por metales pesados, debido a la toxicidad que generan. Asimismo, su presencia en cuerpos naturales como ríos, es considerado un serio problema para los habitantes de poblaciones que se abastecen de dichos sistemas, se considera que el incremento en la concentración de estos en las fuentes hídricas procede de las diversas actividades antropogénicas (actividades de tipo industrial y urbana). Adicionalmente, los metales afectan a seres vivos en múltiples formas, dado que son potencialmente tóxicos, pudiendo llegar a inducir cáncer, son bioacumulables y se biomagnifican (Herath, 2015).

En el caso del ser humano, se han reportado erupciones cutáneas, malestar de estómago y úlceras, problemas respiratorios, debilitamiento del sistema inmune, daño en los riñones e hígado, cáncer de pulmón, afecciones cardíacas, óseas, testiculares y del sistema nervioso central y periférico o la muerte (Nava y Méndez, 2011). Además, algunos metales tóxicos, incluidos el cromo, el cadmio y el arsénico (metaloide), provocan inestabilidad genómica. Por ello, la reparación del ADN tras la inducción de estrés oxidativo y daño al ADN por metales anteriormente mencionados, se han considerado como de carcinogenicidad. Incluso, con el conocimiento actual de los peligros de los metales pesados, la incidencia de intoxicación sigue siendo considerable y requiere un tratamiento preventivo y eficaz. La aplicación de la terapia de quelación para el tratamiento por exposición a metales podría ser una alternativa de desintoxicación que promete buenos resultados (Balali et al., 2021).

1.3.1 Humedales artificiales

Los Humedales Artificiales (HA) son zonas construidas por el hombre (Figura 1.1) en las que se reproducen, de manera controlada, los procesos físicos, químicos y biológicos de eliminación de contaminantes que ocurren naturalmente en los humedales naturales (Stefanakis, 2018). Los humedales naturales incluyen pantanos, ciénagas, lagos y las llanuras aluviales de los ríos, y pueden estar permanentemente húmedos o inundados solo durante ciertos períodos, estos sistemas de humedales tienen una enorme importancia ecológica para la descontaminación de agua en el medio ambiente (Lorduy et al., 2022). Los HA son una de las tecnologías de remediación efectivas que no solo ayudan a la descontaminación, sino que mejoran el paisaje donde son instalados y aprovechan plantas nativas para la biorremediación (Omondi y Navalía, 2020).

Entre las ventajas de los HA se encuentran que su mantenimiento y operación son de bajo costo en comparación con otros sistemas de tratamiento convencionales de agua, hacen uso de recursos energéticos renovables (solar y cinético) y elementos naturales (microorganismos y plantas) que no dependen de alta tecnología, y su capacidad de procesamiento de grandes volúmenes de agua que contienen diferentes tipos de contaminantes. Además, los HA son sistemas que pueden contribuir en sitios de visitas públicas y con fines de educación e investigación ambiental (Hassan et al., 2021).



Figura 1.1 Humedal artificial (White y Cousins, 2013)

Los HA se pueden clasificar en sistemas de flujo libre, flujo subsuperficial y por sistemas híbridos, como se muestra en la Figura 1.2. Los Humedales de Flujo Libre se componen por sedimentos y macrófitas flotantes, sumergidas y/o emergentes, de apariencia similar a las marismas naturales. Los humedales de Flujo subsuperficial se dividen en dos: humedales de flujo horizontal que emplean un lecho de grava plantado con macrófitas emergentes, donde el agua fluye horizontalmente desde la entrada hasta la salida y humedales de flujo vertical, donde el agua se descarga como lluvia en toda la superficie del humedal y fluye verticalmente a través de diferentes capas de arena y/o lecho de grava plantado con vegetación emergente. Cuando se emplea una combinación de HA, se denominan sistema híbrido (Wu et al., 2018).

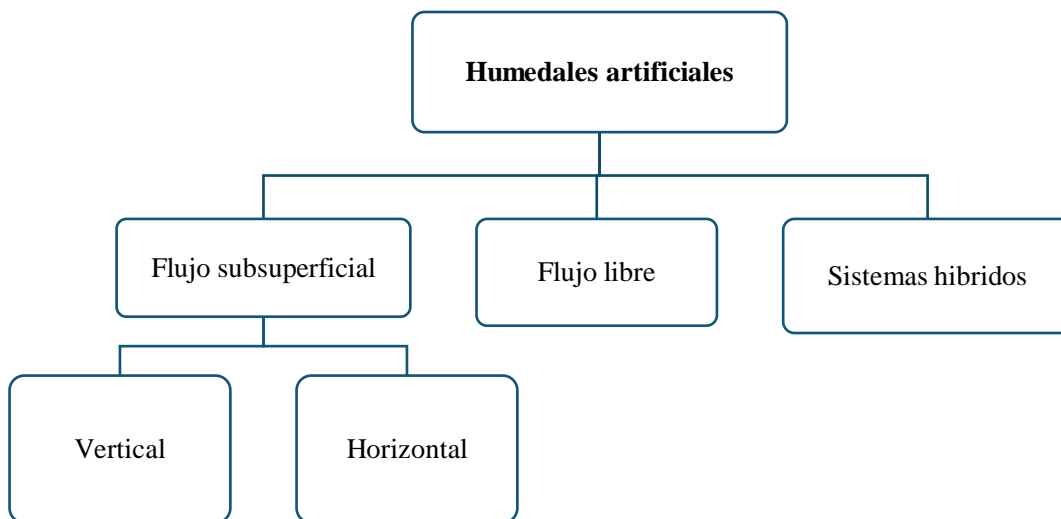


Figura 1.2. Tipos de humedales artificiales (Kochi et al., 2020).

1.3.3 Islas Flotantes Artificiales

Las Islas Flotantes Artificiales (IFA), son un tipo de humedal construido, diseñadas para flotar en la superficie de agua y estructuradas para el desarrollo y/o crecimiento de las especies vegetales cuyas raíces crecen dentro del agua (Headley y Tanner, 2012). Tiene un diseño similar a los sistemas flotantes naturales existentes en diferentes cuerpos de agua, ya que están estructurados por una estera orgánica gruesa flotante que soporta el crecimiento de las plantas y son una solución

de bajo costo para la remediación de aguas contaminadas (Yeh et al., 2015; Afzal et al., 2019). Es multifuncional ya que ayuda en la reducción de la propagación de contaminantes, conservación del hábitat, descontaminación del agua, depuración de aguas, paisajismo verde, puede reducir la penetración de la luz, la competencia por los nutrientes del agua e inhibir el crecimiento de algas. Además, se ha reportado que las especies vegetales utilizadas pueden absorber nutrientes nitrogenados excesivos, reducir nitrato y fosfato en aguas residuales. Algunas plantas incluso podrían degradar químicos tóxicos, por ejemplo, tricloroetileno (Amagua et al., 2020). Las raíces de las plantas acuáticas proporcionan un espacio para que los microorganismos crezcan en los tallos de las plantas y la superficie de la raíz, que puede mejorar la eliminación de materia orgánica; estos efectos están relacionados con el oxígeno disuelto (Lu et al., 2015).

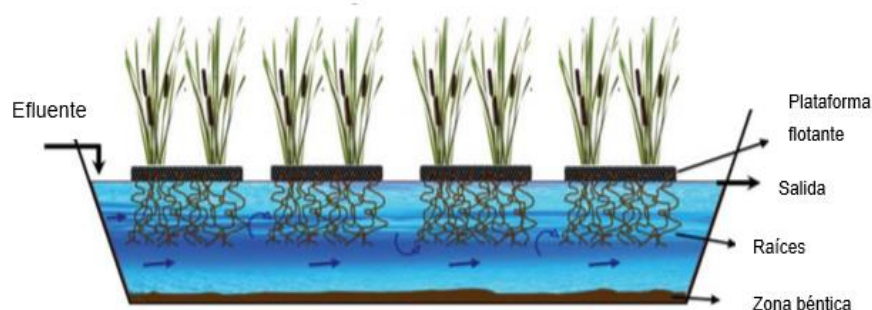


Figura 1.3. Islas Flotantes Artificiales (Stefanakis, 2018).

Para asegurar la durabilidad, resistencia y eficiencia en el proceso de remediación ambiental mediante el sistema IFA, se diseñan los lechos flotantes considerando los parámetros físicos y biológicos. Es importante considerar las materias, materiales y su disposición en el lecho flotante, las características principales de los sistemas son:

- **Flotabilidad:** La flotabilidad, puede ser provista en las estructuras de las IFA por tubos de polivinilo o polipropileno sellados.
- **Medio de crecimiento:** El medio de crecimiento de las plantas tiene que ser seleccionado con precaución para favorecer el desarrollo de las raíces de las macrófitas, así como su

colonización por biopelículas. Para ello es recomendable rellenar la estructura interna con fibras naturales como las de coco, caña de bambú, caña y paja de cebada o con polímeros sintéticos (Campaña y Moreno, 2020).

El sistema IFA inicia su funcionamiento en el instante en que la sección sumergible (raíz) de la planta es puesta en contacto con el agua a tratar, ya que esta juega un papel importante en los procesos de tratamiento de agua. Mientras que los contaminantes presentes en el agua que circula por debajo de la estera (matriz flotante), son removidos por la superficie de las raíces dando lugar a la formación de biopelículas.

Los principales componentes para dar origen a la matriz flotante son:

- **El agua contaminada:** se encuentra en constante circulación a través del sustrato y de la vegetación que se haya implementado.
- **El sustrato:** sirve de soporte a la vegetación, permitiendo la fijación de la población microbiana, que va a participar en la mayoría de los procesos de eliminación de los contaminantes.
- **La vegetación (macrófitas):** contribuye a la oxigenación del sustrato, a la eliminación de nutrientes y sobre su parte subterránea también se desarrolla la comunidad microbiana, todos estos aspectos contribuyen en el tratamiento del agua (Aguiar y Castillo, 2019).

1.4.1 Fitorremediación

La fitorremediación comprende un conjunto de tecnologías que reducen *in situ* o *ex situ* la concentración de diversos compuestos a partir de procesos bioquímicos realizados por las plantas y microorganismos asociados a ellas (Figura 1.4). La fitorremediación aprovecha la capacidad de ciertas plantas para absorber, acumular, metabolizar, volatilizar o estabilizar contaminantes presentes en el suelo, aire, agua o sedimentos como: metales pesados, metales radioactivos, compuestos orgánicos y compuestos derivados del petróleo. Esta tecnología ofrece numerosas ventajas relacionadas con la amplia aplicabilidad y bajo costo en relación con las plantas de tratamiento convencional (Kadlec y Wallace, 2009). La fitorremediación tiene un enfoque

ecológico que se usa para la mitigación de contaminantes y para revegetar suelos contaminados con metales pesados de una manera rentable. Para mejorar la eficiencia de la fitorremediación, es indispensable una mejor comprensión de los mecanismos subyacentes a la acumulación y tolerancia de los contaminantes en las plantas (Yan, 2020).

Además, es importante recalcar las principales ventajas que se tienen al realizar un tratamiento de aguas contaminadas mediante la fitorremediación:

- Se puede realizar *in situ* y *ex situ*.
- Se realiza sin necesidad de trasportar el sustrato contaminado, con lo que se disminuye la diseminación de contaminantes a través del aire o del agua.
- Es una tecnología sustentable.
- Eficiencia tanto para contaminantes orgánicos como inorgánicos.
- Bajo costo.
- No requiere personal especializado para su manejo.

Este tipo de tecnologías son especialmente útiles para su aplicación en grandes superficies, con contaminantes relativamente inmóviles o con niveles de contaminación bajo, y deben considerarse procesos de recuperación a largo plazo (Delgadillo et al., 2011).

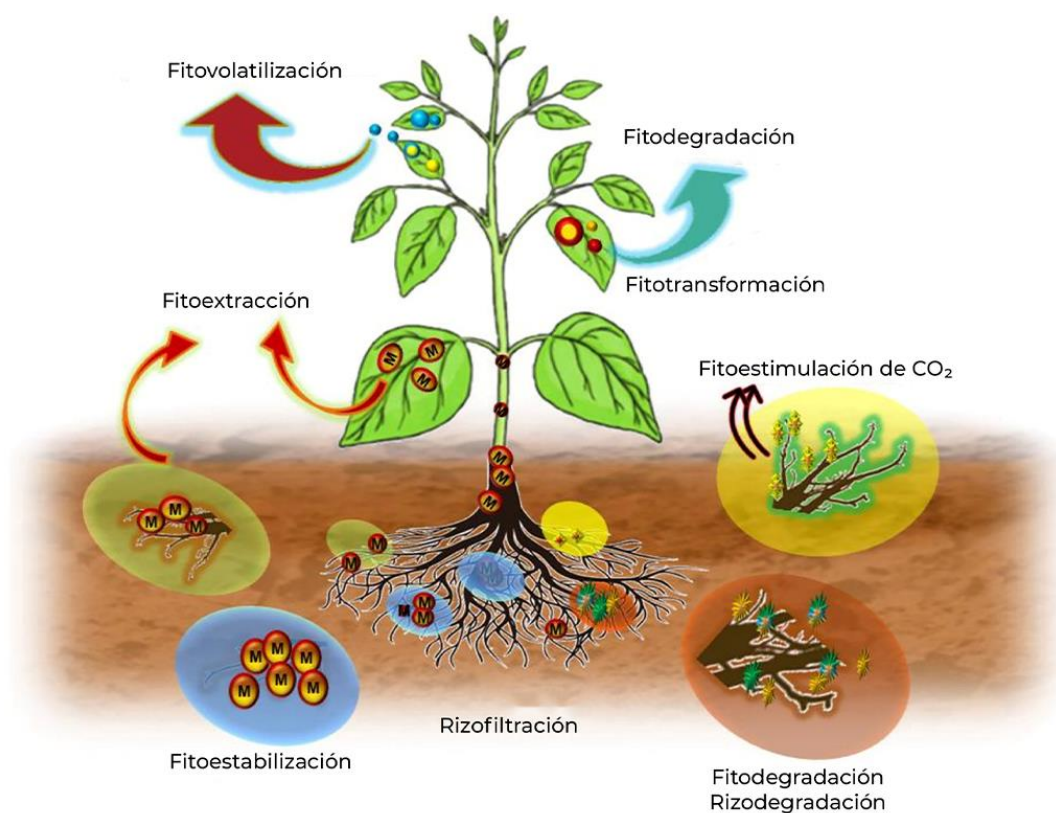


Figura 1.4 Mecanismos de fitorremediación (Tufail et al., 2022)

Tradicionalmente, las plantas vasculares acuáticas han sido consideradas como una plaga en sistemas enriquecidos con nutrientes. Su rápida proliferación puede dificultar la navegación y amenazar el balance de la biota en los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, en la actualidad se considera que estas plantas también pueden ser manejadas adecuadamente y volverse útiles, debido a su capacidad para remover y acumular diversos tipos de contaminantes. Además, su biomasa puede ser aprovechada como fuente de energía, forraje y fibra. Los primeros sistemas de tratamiento de aguas residuales a base de plantas se implementaron en los países europeos a principios de 1960, utilizando juncos o carrizos. La fitorremediación acuática tiene la ventaja de que se pueden remover, *in situ*, diferentes metales a bajas concentraciones en grandes volúmenes de agua (López et al., 2004).

1.5.1 Macrofitas acuáticas

Las macrófitas acuáticas son organismos fotosintéticos los cuales se caracterizan por tener un tamaño grande, crecen de forma periódicamente y/o permanente, sumergidos debajo, flotando o subiendo a través de la superficie del agua de cuerpos de agua continentales de agua dulce o salobre. Esta definición incluye plantas acuáticas que viven en cuerpos de agua y cursos de agua continentales permanentes, temporales y efímeros. Las masas de agua continentales permanentes (incluidos lagos, ríos, canales, embalses y otras aguas continentales que rara vez se secan (Murphy, et al., 2019). Se puede referir a ellas como macrófitas, macrófitos, hidrófitas, halófitas y plantas acuáticas. Son plantas vasculares (angiospermas y pteridofitas) o avasculares (musgos), están representados en siete divisiones vegetales: *Cyanobacteria* (algas verde-azules), *Chlorophyta* (algas verdes), *Rhodophyta* (algas rojas), *Xanthophyta* (algas verde-amarillas), *Bryophyta* (musgos y hepáticas), *Pteridophyta* (helechos) y *Spermatophyta* (plantas con semillas), de igual manera existen varias clasificaciones para las macrófitas (Chambers et al., 2008).

Se clasifican de acuerdo con sus biotipos (Figura 1.5), reflejando sus interacciones con el medio acuático como sumergidos, emergentes, flotantes, sumergidos libres, sumergidos enraizados, sumergidos con hojas flotantes o anfibio (Pompêo, 2017; Kochi et al., 2020).

Entre las principales características de las macrófitas acuáticas se encuentran la capacidad de acumular y acelerar el ciclo de nutrientes (Chen y Costa, 2023), proporcionan estructuras para que se realicen procesos de floculación y la sedimentación, aunado a esto mejoran las condiciones esenciales para que las actividades microbianas estabilicen y degraden los contaminantes (Herath, 2015). Las macrófitas también influyen en las propiedades fisicoquímicas del agua al liberar compuestos bioactivos de las raíces. Estos compuestos liberados pueden mejorar el proceso de sorción y sedimentación (Headley y Tanner, 2012; Kochi et al., 2020).

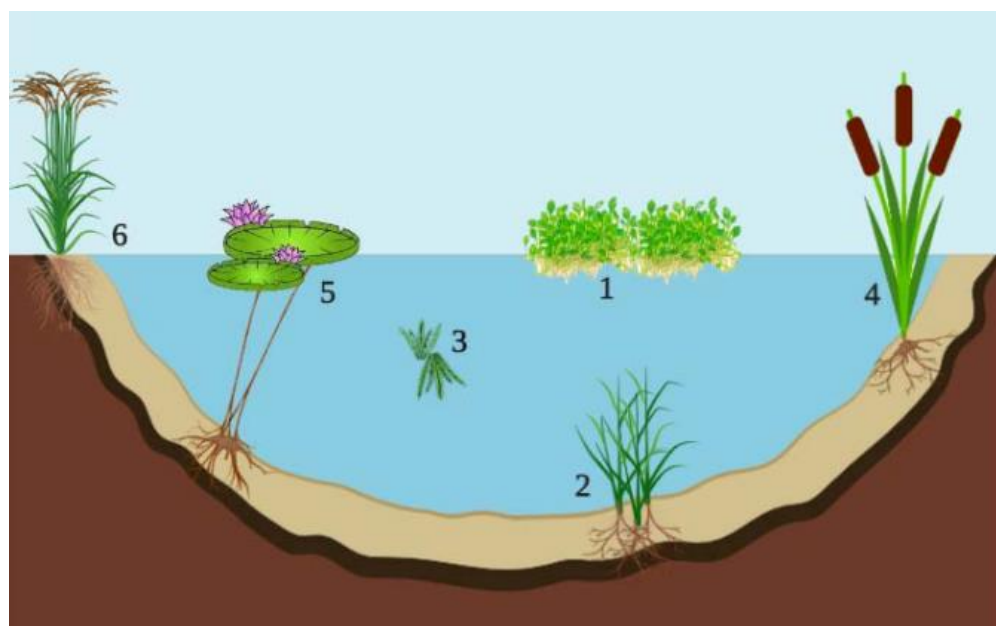


Figura 1.5 Clasificación de macrófitas acuáticas según sus biotipos: (1) Flotación libre, (2) Arraigado sumergido, (3) Sumergido libre, (4) Emergente, (5) Sumergido con hojas flotantes, (6) anfibio (Kochi et al., 2020).

1.5.2 Macrofitas acuáticas flotantes

Las macrófitas flotantes pueden encontrarse sumergidas parcialmente en el agua o flotando en la superficie. Se pueden utilizar satisfactoriamente para tratar aguas contaminadas porque son capaces de eliminar contaminantes a través del proceso de fitorremediación (de Vasconcelos, et al., 2021), entre las especies de macrófitas más destacadas se encuentran; *Pistia stratiotes*, *Lemna gibba*, *Azolla pinnata*, *Salvinia molesta*, *Trapa natans*, *Eichhornia crassipes*, *Ipomoea aquatica*, entre otras (Anand, et al., 2019).

Eichhornia crassipes (Figura 1.6a) comúnmente conocida como jacinto de agua, es una macrófita monocotiledónea perteneciente a la familia Pontederiaceae (*Solms*). El nombre jacinto de agua se refiere a su hábitat acuático y a la similitud del color de la flor del jacinto de jardín. Es una hierba perenne, estolonífera, erecta, que flota libremente y vive en la interfaz aire-agua que forma dos dosel distintos: dosel de hojas que comprenden estructuras sobre el agua y dosel de raíces que comprenden estructuras debajo del agua. El jacinto de agua maduro se compone de

raíces, rizomas, estolones, hojas, inflorescencias y racimos de frutos. Tiene hojas gruesas y redondeadas de color verde, flores de color azul lavanda con un punto amarillo central organizadas en inflorescencias en espiga y raíces de color púrpura oscuro a negro con rizomas y estolones (Dechassa y Abate, 2020). Es una planta acuática nativa de la cuenca del Amazonas que se distribuye en todas las regiones tropicales y subtropicales del mundo. La capacidad de la planta para crecer en diferentes tipos de ecosistemas acuáticos, incluidos lagos, arroyos, estanques, vías fluviales y acequias, y en climas fríos y cálidos, le permite a la planta desafiar la estabilidad ecológica de estos cuerpos de agua (Ayanda et al., 2020).

Pistia stratiotes L. (Figura 1.6b) conocida como lechuga de agua, col del Nilo o concha. Es una planta vascular acuática monocotiledónea perenne que flota libremente y pertenece a la familia Araceae. Se caracteriza por tener hojas gruesas y suaves que se desarrollan en forma de roseta. *Pistia stratiotes* es originaria de Sudamérica y se ha introducido en América del Norte, Europa, Asia, África y Oceanía (Madeira et al., 2022). En México se distribuye en los estados de Sinaloa, Tamaulipas, Guanajuato, Hidalgo, Nayarit, Jalisco y Veracruz (Julias et al., 2012). Crece en arroyos, lagos y estanques, es de rápido crecimiento por lo cual es considerada como una planta invasora.

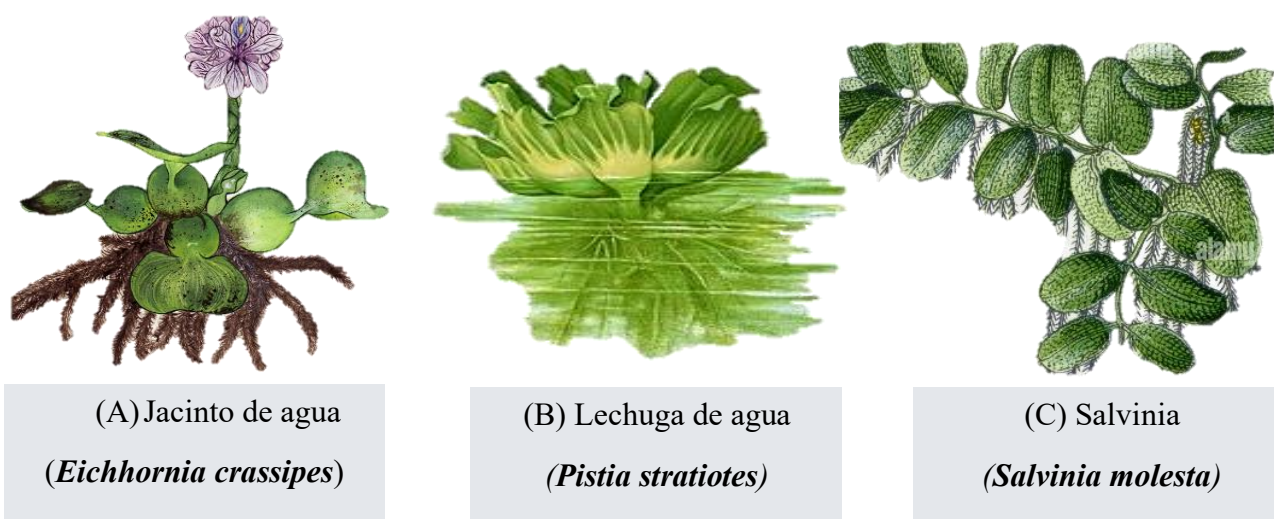


Figura 1.6 Macrofitas acuáticas flotantes: a) Jacinto de agua, b) Lechuga de agua y c) Salvinia

Salvinia molesta (Figura 1.6c) conocida como Salvinia gigante, es un helecho acuático, suele encontrarse en aguas estáticas o tranquilas como lagos, ríos, humedales y canales. El hábitat de esta se encuentra en zonas tropicales, subtropicales o templadas cálidas del mundo. La estructura vegetal de la misma es la de un helecho que flota libremente con tallos sin raíces y raíces peludas. Puede crecer hasta 20 cm de largo y el color del helecho es verde claro a verde medio, con bordes parduscos cuando madura, hojas anchas, forma densas esteras de follaje en la superficie del agua, se ha introducido ampliamente como planta ornamental y se ha utilizado en proceso de saneamiento de aguas (Al-Baldawi et al., 2020).

II. ANTECEDENTES

2.1. Tratamiento de aguas contaminadas por medio de IFA

Las IFAs son estructuras que se han sido estudiadas y en algunos de los casos, implementadas en países como Alemania, Australia, Bélgica, China, Colombia, India, Italia, Nueva Zelanda, Reino Unido, Singapur, Sri Lanka, Tailandia, Turquía y Uganda (Pavlineri et al., 2017). Las IFAs son sistemas eficientes para la eliminación de nitrógeno total, amoníaco, nitrato, amonio, fósforo y reducción de la DQO de efluentes residuales (Zhang, 2014).

Abed et al. (2017) estudiaron la fitorremediación de humedales de tratamiento flotante con las plantas *Phragmites australis* (Cav.) y *Trin. ex Steud* a escala de macrocosmos. Evaluaron la remoción de contaminantes, formulando aguas grises sintéticas. Se formularon dos tratamientos baja concentración (LC) y alta concentración (HC). El tratamiento LC se realizó con una concentración inicial de 28 mg/L de DQO, 39.9 mg/L de STD, 164.6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de CE, 22.9 NTU de turbidez y un pH de 6.9. Para HC la concentración inicial fue de 129 mg/L de DQO, 317 mg/L de STD, 988.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de CE, 188.9 NTU de turbidez y un pH de 8.4. Aplicando dos tiempos de retención hidráulicos (TRH) variando de dos a siete días. Los resultados mostraron que para el tratamiento HC después de siete días, se obtuvieron remociones del 17 a 18 %. La mayor remoción se obtiene en un TRH de siete días y en los tratamientos LC, obtenido del 17.5 al 27.9 %. De igual manera, se reportó una disminución de las concentraciones de oxígeno disuelto, de 16.2 % y 10.6 % para HC y LC, respectivamente. Para la DQO disminuyó del 22 a 27 % en el tratamiento HC y para LC alcanzó remociones de hasta el 40.5 %.

Parwin y Paul (2019) evaluaron una IFA a nivel microcosmos con *Eichhornia crassipes*, para el tratamiento de aguas residuales crudas de cocina, la prueba se realizó en contenedores de 30 litros con un TRH de 21 días. Para conocer la capacidad de remoción del IFA. Las aguas contenían 1,166.7 mg/L de DBO_5 , 114.4 mg/L de COT, 1,000 mg/L de SST, así como la producción de biomasa de la macrofitas flotantes. Los resultados mostraron una reducción de la DBO_5 del 77.23 %, 39.24 % de COT y 95.94 % de SST. De igual manera, se observó un aumento del 50 % en la biomasa de *Eichhornia crassipes* al final del experimento.

Zhao et al., (2020) realizaron una investigación con un sistema híbrido con un humedal de flujo subsuperficial y IFA, tratando aguas de río eutrofizadas. Las plantas utilizadas fueron *Oenanthe decumbens* y *Hydrilla verticillata*, el trabajo se desarrolló en experimentos por lotes con un TRH de 15 días y una temperatura promedio de 15 °C. Los parámetros y concentraciones iniciales evaluadas 8 mg/L de NT, 8 mg/L de N-NH₄⁺ y 4 mg/L de N-NO₃⁻. Obteniendo porcentajes de remoción de 44.8 %, 94.7 % y 48.9 % para NT, N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻, respectivamente.

Queiroz et al. (2020) investigaron el uso de las macrófitas *Eichhornia crassipes* y *Eichhornia paniculata* en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea mediante fitorremediación (IFA). El estudio se realizó a una temperatura ambiente de 25°C, utilizando un peso inicial de 25 kilogramos de plantas. Se evaluaron los parámetros de Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Sólidos Totales (ST) durante un Tiempo de Retención Hidráulica (TRH) de 15 días. Además, se midió el incremento en la biomasa. Los resultados mostraron que con *Eichhornia crassipes* se logró una remoción de DQO del 86.4 % y de ST del 64.3 %, con un aumento de la biomasa que varió entre el 40 % y el 75 %. Por otro lado, con *Eichhornia paniculata* la remoción de DQO fue del 84.8 % y de ST del 65.18 %, mientras que el aumento de la biomasa osciló entre el 30 % y el 57 %. Estos resultados demuestran el potencial de las plantas del género *Eichhornia* para la fitorremediación de aguas residuales lácteas con altas cargas orgánicas.

Mustafa et al. (2020) estudiaron el potencial de las macrófitas invasoras *Pistia stratiotes*, *Salvinia molesta* y *Eichhornia crassipes* en el tratamiento terciario de aguas residuales domésticas utilizando sistemas hidropónicos. Los experimentos se llevaron a cabo con tiempos de retención de 6, 12 y 24 horas durante 14 días. Se evaluó la remoción de turbidez, fósforo (P-PO₄³⁻, N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻). Los mejores porcentajes de remoción se lograron con un tiempo de retención de 24 horas. La turbidez se redujo en un 91 % con *P. stratiotes*, 94 % con *S. molesta* y 89.3 % con *E. crassipes*. En cuanto a la remoción de P-PO₄³⁻, se observó una disminución del 81.2 % con *P. stratiotes*, 82.7 % con *S. molesta*, y 88.5 % con *E. crassipes*. La reducción de N-NH₄⁺ fue del 90.5 % con *P. stratiotes*, 89.1 % con *S. molesta*, y 83.6 % con *E. crassipes*. Para N-NO₃⁻, los porcentajes de remoción fueron del 83.6 % con *P. stratiotes*, 92.1 % con *S. molesta*, y 93 % con *E. crassipes*.

Prasad et al. (2021) evaluaron el potencial de *Eichhornia crassipes* para el tratamiento de aguas grises, monitoreando el crecimiento de la planta y la frecuencia de cosecha. El sistema de tratamiento se operó de manera continua durante 30 días a una temperatura ambiente de 37 °C. Se determinaron concentraciones iniciales de fósforo (P-PO₄³⁻, 0.96 mg/L) y DQO, 113.86 mg/L en el agua, y se evaluó su disminución a lo largo del tiempo. Además, se midió el contenido de biomasa y se identificó el intervalo de cosecha óptimo. El peso inicial de la biomasa fue de 100 ± 20 g. Los resultados mostraron una remoción del 63.26 ± 10.47 % para P-PO₄³⁻ y del 51.91 ± 5.32 % para DQO. Durante el estudio, la biomasa *Eichhornia crassipes* de agua aumentó en un 75 %. Se recomendó un intervalo de cosecha de 15 a 20 días para optimizar la fitorremediación de aguas grises y lograr un tratamiento eficiente.

2.2. Tratamiento de agua con IFAs en México

En México, se han realizado diferentes estudios para el uso de IFAs como estrategia de descontaminación de aguas residuales (Marín et al. 2023). Por ejemplo, Olguín et al. (2017) evaluaron un sistema de IFA con *Pontederia sagittata* y *Cyperus papyrus* por un periodo de dos años, para mejorar la calidad de aguas residuales urbanas en un estanque de 15,000 m². Este trabajo se realizó en Xalapa, Veracruz, donde la temperatura ambiente promedio fue de 27.5 °C. Los parámetros evaluados fueron DQO, OD, N-NO₃⁻, NH₄⁺, Coliformes Fecales (CF) y el crecimiento de biomasa. Los resultados mostraron que existió un aumento del OD del 15 a 67 %, una eliminación de DQO del 12 al 44 %, 11 a 22 % de NH₄⁺, 9 a 76 % de N-NO₃⁻ y 9 a 86 % para CF. La biomasa aumento hasta en un 536 %. Con ello, se concluyó que las IFAs son una tecnología eficiente para la remoción de contaminantes en agua residual a condiciones ambientales de la ciudad de Xalapa. Con los resultados concluyeron que *P. sagittata* y *C. papyrus* en IFA mejoran la calidad del agua y al mismo tiempo, proporciona condiciones aeróbicas para la degradación microbiana de la materia orgánica.

Jiménez et al. (2017) estudiaron la descontaminación de aguas residuales domésticas a escala piloto utilizando las plantas *Paspalum paniculatum* y *Thalia geniculata*. El estudio se realizó en la ciudad de Tabasco, México, donde la temperatura ambiental fue de 26°C. Se evaluaron los parámetros

DBO, DQO, SST, nitrógeno y fósforo totales. Además, se midió el crecimiento de la biomasa de las plantas. Los resultados mostraron que las eficiencias de remoción fueron: 80 % a 94 % para DBO, 85 % a 94 % para DQO, 80 % a 94 % para SST, 79 % a 94 % para nitrógeno total y 79 % a 94 % para fósforo total. La productividad de la biomasa de las plantas aumentó en un 300 %. Estos resultados demostraron que las plantas nativas utilizadas son adecuadas para el tratamiento de aguas residuales en las regiones tropicales de México, y al ser nativas el costo de operación puede disminuir considerablemente.

Cabañas et al. (2024) evaluaron la remoción de microplásticos mediante IFA, que consisten en arreglos lineales plantados con *Cyperus papyrus* y *Pontederia sagittata*, instalados en dos estanques urbanos (“Estanque 1” y “Estanque 2”) ubicados en el centro de la ciudad de Xalapa, Veracruz, México. Los resultados mostraron que los arreglos lineales de las IFAs en el Estanque 1 (IFA1 y IFA2) lograron una remoción eficiente de microplásticos tanto en la columna de agua como en los sedimentos, con tasas de remoción total del 82.4 % y 81.1 %, respectivamente. A pesar de la alta concentración inicial de microplásticos, que fue de 5×10^{-5} mg/g en los sedimentos y 2.8 mg/L en el agua, las tasas de remoción fueron notablemente altas. En contraste, en el Estanque 2, la efectividad de las plantas se concentró principalmente en la primera línea de plantas, que mostró las mayores tasas de remoción, con un 61.6 % en la columna de agua y un 72.6 % en los sedimentos. No obstante, la remoción total en las dos líneas de plantas fue de 64.6 % en el agua y 48.8 % en los sedimentos. Las plantas *C. papyrus* y *P. sagittata* retuvieron microplásticos de manera significativa en sus raíces, con concentraciones de 16.4 y 11.9 mg/g. Estos resultados sugieren que el principal mecanismo de remoción de microplásticos fue la retención en las raíces, lo que facilita la eliminación de microplásticos del ambiente acuático mediante la cosecha periódica de raíces. Por lo tanto, se destaca el papel crucial de las raíces en la estabilización y reducción de estos contaminantes.

III. JUSTIFICACIÓN

El acelerado crecimiento poblacional y el aumento en la demanda de productos y servicios han generado serios problemas de contaminación en aguas superficiales y, en algunos casos, también en aguas subterráneas. Entre los contaminantes más comunes se encuentran altas concentraciones de nutrientes, como nitrógeno, fósforo y materia orgánica. Estos contaminantes provocan la eutrofización de cuerpos de agua, resultando en un crecimiento desmedido de plantas acuáticas y una disminución en la concentración de oxígeno disuelto. Además, ciertos contaminantes pueden bioacumularse y biomagnificarse a lo largo de la cadena trófica, alcanzando niveles perjudiciales para la salud de diversos organismos, incluidos los seres humanos.

A lo largo del tiempo, se han investigado diversas tecnologías para la eliminación de contaminantes en agua y suelo. Aunque los procesos convencionales de tratamiento de agua han mostrado cierta efectividad, a menudo presentan limitaciones significativas, tales como costos elevados, tiempos prolongados de operación y eficiencia limitada. En contraste, la fitorremediación emerge como una alternativa prometedora, económica y basada en procesos naturales para la remoción de contaminantes a través del uso de plantas.

Dentro de las tecnologías de fitorremediación, los sistemas de Islas Flotantes Artificiales representan una innovadora solución ecotecnológica. Estos sistemas emplean plantas para llevar a cabo la remoción de contaminantes en el agua, y se destacan por su bajo costo, respeto por el medio ambiente y su capacidad para operar en ecosistemas naturales sin alterarlos significativamente. La aplicación de IFA puede ofrecer una solución sustentable y económica para el tratamiento de aguas residuales, facilitando la depuración con una configuración sencilla y sin necesidad de personal altamente especializado para su operación y mantenimiento.

Sin embargo, a pesar de sus ventajas, la implementación y evaluación de sistemas IFA en la remediación de aguas aún no se ha estudiado exhaustivamente en cuanto a diversos parámetros críticos. La falta de información detallada sobre el rendimiento y la eficiencia de estos sistemas en diferentes contextos y condiciones subraya la necesidad de investigaciones adicionales. Esta tesis pretende abordar esa brecha de conocimiento, evaluando y optimizando el uso de IFA para la

remoción de contaminantes en aguas residuales, con fin de establecer directrices claras para su aplicación efectiva y amplia.

IV. OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar un sistema de islas flotantes artificiales usando tres especies de macrófitas (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* y *Salvinia molesta*) para la remoción de N-NO_3^- , P-PO_4^{3-} , DQO, Cr, Cd y Pb contenidos en aguas residuales.

Objetivos específicos

- ❖ Seleccionar y acondicionar tres especies de macrófitas para evaluar su capacidad de remoción, bioacumulación de contaminantes y el crecimiento de la biomasa.
- ❖ Evaluar la capacidad de fitorremediación de *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* y *Salvinia molesta* para la remoción de N-NO_3^- , P-PO_4^{3-} , DQO, Cr, Cd y Pb en agua sintética.
- ❖ Evaluar la capacidad de fitorremediación *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* y *Salvinia molesta* para la remoción de N-NO_3^- , P-PO_4^{3-} y DQO en agua residual urbana.
- ❖ Evaluar la producción de biomasa en presencia de en agua sintética y residual.

V.- METODOLOGÍA

La metodología que se siguió se desarrolló en varias etapas como se muestre en la Figura 5.1.

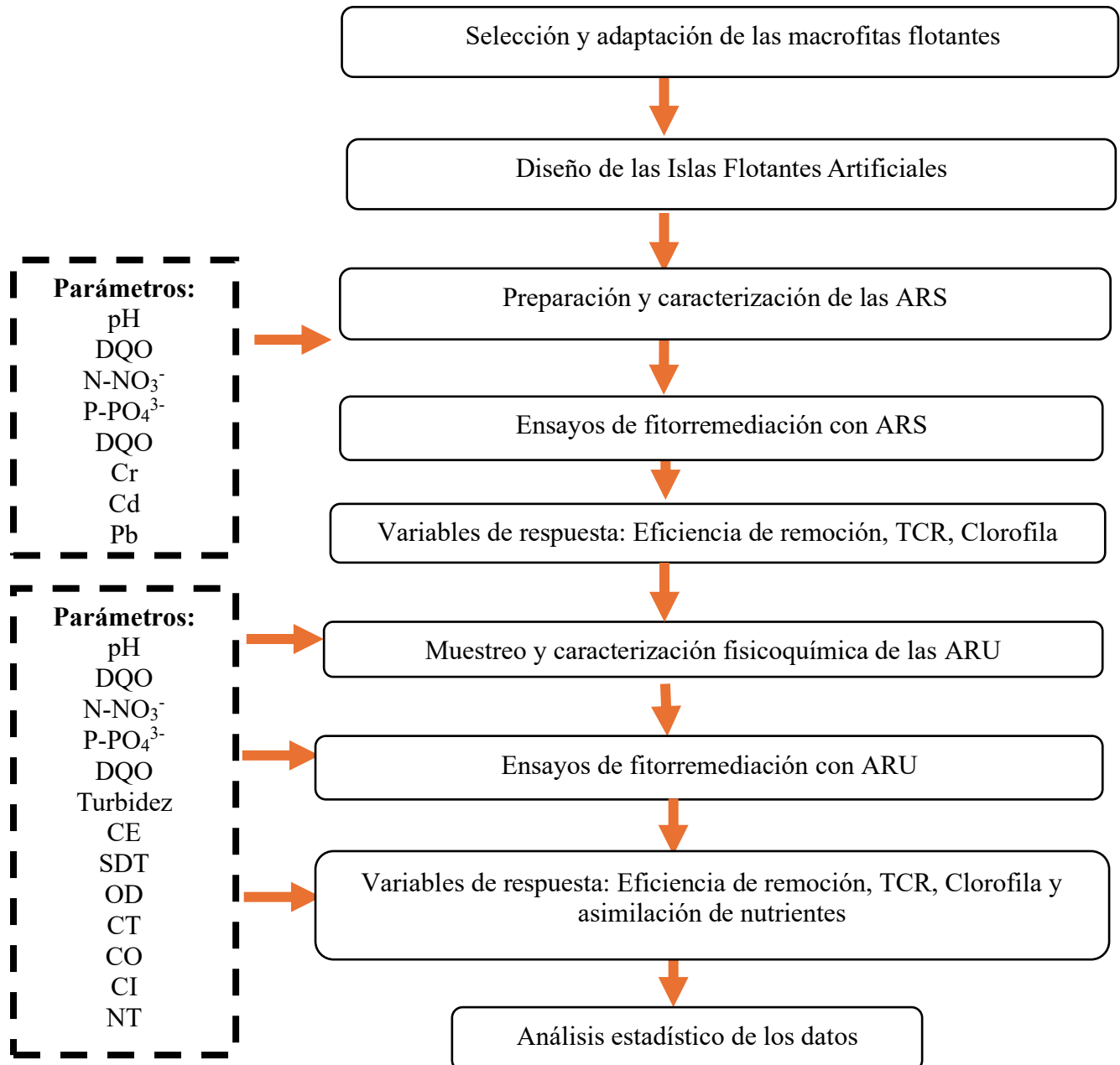


Figura 5.1 Etapas de la Metodología

5.1 Selección y adaptación de macrofitas flotantes

Las macrofitas flotantes que se emplearon en el presente estudio fueron *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* y *Salvinia molesta*. Se seleccionaron plantas jóvenes sin enfermedades, que tuvieran una longitud de 10 ± 5 cm, sin considerar la raíz, con un peso promedio de 30 ± 5 g. Estas plantas fueron recolectadas de un cuerpo de agua cercano a la zona de estudio, la cual se describe en la sección 5.4. Las macrofitas fueron trasladadas en bolsas plásticas y se colocaron en celdas de vidrio con un volumen de trabajo de 20 L. Las celdas actuaron como banco de plantas para el estudio y se mantuvo bajo resguardo, en un ambiente aireado con exposición a luz solar. El tiempo de adaptación de las plantas fue de cinco días con agua corriente (Queiroz et al., 2020).

5.2 Diseño de Islas Flotantes Artificiales

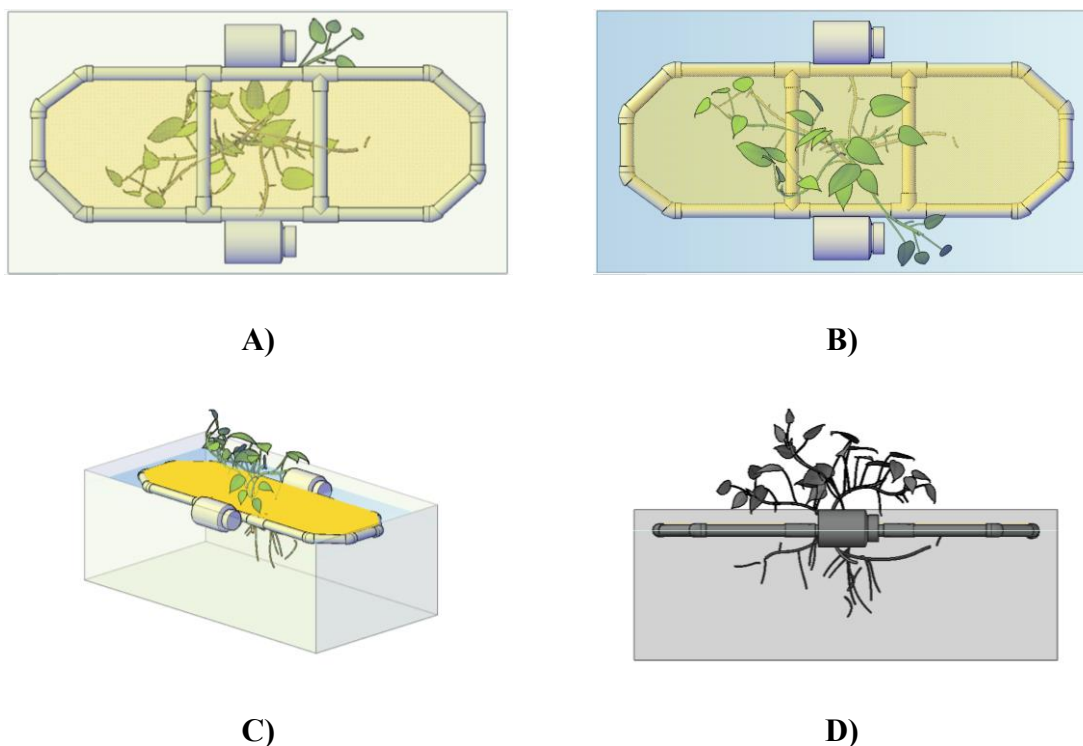


Figura 5.2. Esquema de IFA: (A) montaje del sistema con tubos de PVC y botellas de plástico, (B) malla de yute, (C) IFA dentro de contenedor de vidrio (D) vista frontal en celda

La configuración de las IFAs se dividió en dos partes, (1) la estructura flotante y (2) la vegetación (Luna y Aburto, 2014). La estructura flotante estuvo compuesta por un marco de tubos de policloruro de vinilo (PVC) de 0.5 pulgadas (1.27 cm) de diámetro, sobre el cual se instaló una malla plástica, una malla de fibra de yute y contenedores de polietileno (Figura 5.2). La parte basal de las plantas se situó entre la malla plástica y la de yute, confiriendo el soporte adecuado para el crecimiento de las plantas (Martínez y López, 2018). Los contenedores de polietileno fueron estructuras de forma cilíndrica con un diámetro de 6 cm y longitud de 12.5 cm, herméticamente sellados y llenos de aire. Se colocaron cinco estructuras y en cada contenedor de vidrio, cubriendo un área de 432 cm² como se muestra en la Figura 5.2-C. Todas las IFA se inocularon con 100 g de cada macrofito (Goswami y Majumder, 2015).

5.3 Preparación y caracterización de ARS

La Tabla 5.1. muestra la composición de las Aguas Residuales Sintéticas (ARS) fue semejante a la composición promedio del agua residual doméstica como lo reportan Crombet et al. (2013) y Sandoval et al. (2015). Asimismo, también fueron adicionados cofactores como calcio, magnesio, azufre, hierro, manganeso, aluminio, boro, cobre, molibdeno y zinc (Granja y Ramírez, 2015; Troncoso y Aponte, 2020), a fin de que las plantas puedan tener los nutrientes necesarios.

Una vez constituida las ARS, las plantas fueron expuestas a finde evaluar la capacidad de fitorremediación de las plantas, las especies fueron expuestas a tres concentraciones de N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻ y DQO como se muestra en la Tabla 5.2. Se consideraron tres tratamientos a concentraciones baja (C1), media (C2) y alta (C3).

Tabla 5.1. Componentes del ARS para un volumen total de 20 L

Sustancia	Cantidad (mg /L)
Suero de leche	6,520
Sacarosa	9,800
Acetato de sodio	22,400
Fosfato ácido de potasio	9,000
Nitrato de potasio	15,400
Urea	48,000
Mg, Ca, Fe, Mn, Cu y Zn	1
Cd, Cr y Pb	1

Tabla 5.2. Concentraciones teóricas de N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻ y DQO para ARS

Tratamientos	N-NO ₃ ⁻	P-PO ₄ ³⁻	DQO
	mg/L		
C1	200	150	550
C2	300	200	830
C3	400	300	1,250

5.4. Bioensayos de fitorremediación

5.4.1 Ensayos de fitorremediación con ARS

Los ensayos fueron realizados en el Tecnológico Nacional de México, campus Orizaba, en la ciudad de Orizaba, Veracruz, México, a una temperatura ambiente promedio es de 22

°C. a una temperatura ambiente promedio es de 22 °C y realizados a escala de microcosmos, en las celdas de control de vidrio, bajo condiciones de sombra. La recolección, preservación y análisis fisicoquímico de las muestras siguieron los procedimientos establecidos en los métodos estándar de la Asociación Americana de Salud Pública (APHA, 2012). En todos los ensayos se monitorearon los parámetros pH, CE, SDT, N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻, DQO, Cd, Cr y Pb, a los 7, 15, y 21 días (Goswami y Majumder, 2015; Queiroz et al., 2020). Para la determinación de pH, SDT y CE se utilizó un medidor portátil (Hanna Instruments, HI9829, EE. UU). Las concentraciones de N-NO₃⁻ se midieron con el kit de pruebas de nitrato (Hanna Instruments, HI97728B, Rumania), para P-PO₄³⁻ se utilizó un colorímetro para fosfatos (Hanna Instruments HI713, EE. UU.) y para la determinación de DQO se utilizó el método colorimétrico 5220 D (APHA, 2012).

5.4.2 Ensayos de fitorremediación con ARU

Se realizaron ensayos bajo las mismas condiciones de los ensayos con ARS, pero en el Área Académica de Química de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH), Pachuca de Soto, Hidalgo, México. En la ciudad de Pachuca, Hidalgo, la temperatura ambiente se ha reportado en un rango de 4 a 24 °C, con un promedio anual de 15 °C. El agua residual urbana, fue tomada de la zona urbana de Mineral de la Reforma, Hidalgo. Antes de los ensayos se caracterizó el ARU midiendo turbidez, el pH, OD, CE, SDT, DQO, N-NO₃⁻ y P-PO₄³⁻, COT, CI y NT. Posterior a las determinaciones, las plantas fueron expuestas a el ARU para evaluar la capacidad de remoción de contaminantes en los ensayos, para ello, se calcularon eficiencias de remoción, y los parametros mencionados previamente. Tambien se midieron concentraciones de COT y NT usando un equipo de analizador de carbono orgánico total marca Shimadzu (TOC-L_{CPH/CPN}), de acuerdo con lo reportado por Martínez et al., (2019).

5.5. Variables de respuesta para los bioensayos

5.5.1 Eficiencia de remoción de -NO_3^- y P-PO_4^{3-}

La capacidad de remoción de N-NO_3^- y P-PO_4^{3-} (contaminante) fue evaluada mediante el cálculo de eficiencias (E). La eficiencia de consumo de contaminantes (E), se define como la cantidad de contaminante consumido en relación con la cantidad de contaminante alimentado, expresado en porcentaje. En el presente trabajo, se determinaron las eficiencias de consumo para N-NO_3^- y P-PO_4^{3-} de acuerdo con las Ecuaciones 1 y 2

$$E_{\text{N-NO}_3^-} = \frac{mg_{\text{N-NO}_3^-} \text{ consumido}}{mg_{\text{N-NO}_3^-} \text{ iniciales}} \times 100 \quad \text{Ecuación 1}$$

$$E_{\text{P-PO}_4^{3-}} = \frac{mg_{\text{P-PO}_4^{3-}} \text{ consumido}}{mg_{\text{P-PO}_4^{3-}} \text{ iniciales}} \times 100 \quad \text{Ecuación 2}$$

5.5.2 Evaluación de la Tasa de Crecimiento Relativo

La tasa de crecimiento relativa (TCR), para las tres macrófitas se estimó mediante la Ecuación 3. Que mide los cambios en el peso de biomasa de las plantas a través del tiempo.

$$TCR \left(\frac{g}{g \ d} \right) = \left(\frac{\ln P_i - \ln P_f}{\Delta t} \right) \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde:

P_i = peso inicial de biomasa fresca (g)

P_f = peso final de biomasa fresca (g)

Δt = intervalo de tiempo en días (d)

5.5.3 Determinación de Clorofila Total

Para estimar el contenido de clorofila total, cada macrófita se lavó con agua destilada y se tomaron muestras de 1 g de hoja de cada planta fresca. Posteriormente, las hojas se trituraron y se añadieron 5 mL de acetona al 80 %. El triturado resultante se aforó hasta 50 mL con solución de acetona al 80 % y se centrifugó a 10,000 rpm durante 30 min (Z 383, Hermle LaborTechnik GmbH). Finalmente, se determinó la absorbancia del sobrenadante usando un espectrofotómetro UV-Vis de doble haz (4001/4, Scientific™ GENESYS 20) a 645 y 663 nm. El contenido de clorofila total (mg/g- en peso fresco) se calculó mediante la Ecuación 4, de acuerdo con lo reportado por Pérez et al. (2018) y Kumar et al. (2020).

$$\text{Clorofila total } \left(\frac{\text{mg}}{\text{g}}\right) = 8.2 \times A_{663\text{nm}} + 20.2 \times A_{645\text{nm}} \quad \text{Ecuación 4}$$

Donde:

A_{663} = absorbancia a 663 nm

A_{645} = absorbancia a 645 nm

5.5.4 Evaluación de la acumulación de N-NO_3^- y P-PO_4^{3-}

La capacidad de las macrófitas para absorber y acumular elementos potencialmente tóxicos del agua se describió mediante el factor de bioconcentración (FBC) y el factor de traslocación (FT). El FBC está determinado por la relación entre las concentraciones de elementos tóxicos en la masa seca de las raíces de las macrófitas y las del sedimento generado en las aguas. El FT se define como la capacidad de las macrófitas de transferir elementos potencialmente tóxicos desde las raíces a las partes superiores de la planta. En este estudio, el valor de FT se estimó como la relación entre la concentración de elementos potencialmente tóxicos (N-NO_3^- y P-PO_4^{3-}) en las hojas de las macrófitas y en las raíces. Los valores de FBC y FT se calculan utilizando las Ecuaciones 5 y 6 (Haghnazar et al., 2021).

Para determinar la concentración de N-NO_3^- y P-PO_4^{3-} en raíces y hojas, cada planta fue cortada y dividida en raíces, tallos y hojas, para posteriormente secarse en un horno a 100 ± 5 °C durante 4 horas. Los tejidos de las plantas secos fueron triturados en un mortero hasta obtener un tamaño de partícula de 0.420 mm (Edegbai y Oki, 2022; Rosell et al., 2023). El polvo obtenido se almacenó en bolsas de polietileno hasta su análisis. Para ello, se pesaron 100 mg de muestra y se agregaron 20 mL de agua destilada a 80 °C, agitando durante 30 minutos usando un agitador magnético, posteriormente se filtró a través de un filtro de membrana de borosilicato de 0.45 μm de tamaño de poro (Carrasco, 2006). La determinación de N-NO_3^- se basó en la reducción de nitratos a nitrito, para ello se utiliza como agente reductor cadmio. El cadmio reacciona con el nitrito para producir un color rojo, para posteriormente hacer la detección colorimétrica. La intensidad del color es proporcional a la cantidad original de nitrato y nitrito presente en la muestra (Morales et al., 2023).

El método para cuantificar P-PO_4^{3-} , fue una adaptación del método del ácido ascórbico, en donde ocurre una reacción (molibdato amónico, el tartrato antimonilico potásico en medio ácido y la presencia de ortofosfatos para dar ácido hetero-poliácido fosfomolibdico) que se reduce a azul de molibdeno, de color intenso por el ácido ascórbico (Severiche y Gonzales 2012; Juárez et al., 2022).

$$FBC \left(\frac{mg}{g} \right) = \frac{C_{raices}}{C_{agua}} \quad \text{Ecuación 5}$$

$$FT \left(\frac{mg}{g} \right) = \frac{C_{hojas}}{C_{raices}} \quad \text{Ecuación 6}$$

Donde:

C_{raices} = concentración de N-NO_3^- y/o P-PO_4^{3-}

C_{hojas} = concentración de N-NO_3^- y/o P-PO_4^{3-}

C_{agua} = concentración de N-NO_3^- y/o P-PO_4^{3-}

La bioacumulación se puede evaluar utilizando el FBC en las siguientes categorías (Tabla 5.3), acuerdo con lo reportado por (Nematollahi et al., 2020). En cuanto al factor de traslocación, un valor de FT >1 indica un buen sistema de transferencia y capacidad de fitoextracción (Parihar et al., 2021).

Tabla 5.3 Categorías de bioacumulación según el factor bioconcentración

Rango de factor	Bioacumulación
0.001 < FBC < 0.01	Absorción muy débil
0.01 < FBC < 0.1	Absorción débil
0.1 < FBC < 1	Absorción intermedia
1 < FBC < 10	Fuerte absorción;
y 10 < FBC < 100	Absorción intensiva

La tabla 5.4 se muestran las rutas de asimilación de contaminantes con base en los factores de bioconcentración y transferencia (Nematollahi et al., 2020).

Tabla 5.4 Categorías de bioacumulación según el factor bioconcentración

Rangos de bioconcentración y transferencia	Ruta de bioacumulación
FBC >1 y FT > 1	Fitoextracción
FBC >1 y FT <1	Fitoestabilización

5.6.1 Análisis estadístico

Se realizó un análisis estadístico de los datos obtenidos, mediante un análisis de medidas, una prueba de Ryan-Joiner para evaluar la distribución normal de las variables dependientes

y la prueba de Levene para la demostrar la igualdad de varianzas. Cuando los datos siguieron una distribución normal, se aplicó una prueba de análisis de varianza (ANOVA). A los datos que no seguían una distribución normal, se les aplicó una transformación de Johnson, logrando la normalización de estos. Posteriormente se realizó una comparación de medias mediante la prueba de Tukey. Para todos los análisis estadísticos se utilizó el software MINITAB versión 21.42 (2024 Minitab, LLC) y GraphPad Prism 8.0 (GraphPad Software, Inc), con un nivel de confianza de 95 %.

5.6.2 Diseño experimental para evaluación de remoción de contaminantes en ARS

La matriz del diseño experimental contó con cuatro variables (N-NO_3^- y/o P-PO_4^{3-} , DQO en mg/L y Tiempo de Residencia Hidráulico (TRH) en días, a tres niveles por cada uno; los TRH se seleccionaron con base en lo que propuso Alvarado et al., 2008; Goswami et Majumder, 2015; Solís et al., 2016; Queiroz et al., 2020. Se consideró, además, como factor de ruido, la especie macrófita a utilizar: *Pistia stratiotes*, *Salvinia molesta* y *Eichhornia crassipes*.

La matriz del diseño experimental (Tabla 5.5) corresponde a un diseño de arreglo ortogonal del tipo $L_9(3)^4$, siendo cuatro variables o factores a tres niveles, siguiendo la metodología de Taguchi (Loloide et al., 2016; Canales y Prieto, 2020). En la Tabla 5.5 se muestra la matriz del diseño, en esta se aprecia que resultan nueve tratamientos experimentales a tres niveles de ruido. A la derecha de la tabla se observan los 27 resultados que se esperan como factores de respuesta. La respuesta evaluada fue E (Troncoso y Aponte, 2020).

Tabla 5.5. Matriz del diseño experimental del tipo $L_9(3)^4$, a tres niveles de ruido

Niveles	Factores de control				Factores de ruido		
	N-NO ₃ ⁻ mg/L	P-PO ₄ ³⁻ mg/L	DQO mg/L	TRH, días	<i>Pistia stratiotes</i>	<i>Salvinia molesta</i>	<i>Eichhornia crassipes</i>
1	200	150	555	7	1	2	3
2	300	200	830	15	4	5	6
3	400	300	1,250	21	7	8	9
4	200	200	830	21	10	11	12
5	300	300	1,250	7	13	14	15
6	400	150	555	15	16	17	18
7	200	300	1,250	15	19	20	21
8	300	150	555	21	22	23	24
9	400	200	830	7	25	26	27

VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1 Establecimiento de IFA y adaptación de las macrofitas

Las IFAs estudiadas fueron inoculadas con plantas jóvenes, sin enfermedades, observándose que las tres macrófitas se adaptaron a las condiciones ambientales en donde se realizaron los bioensayos de fitorremediación. Con ello, se confirma que el diseño de las IFAs fue funcional, dado que la estructura se mantuvo en todo momento sobre la superficie del agua en las celdas de control de vidrio, como se muestra en la Figura 6.1.

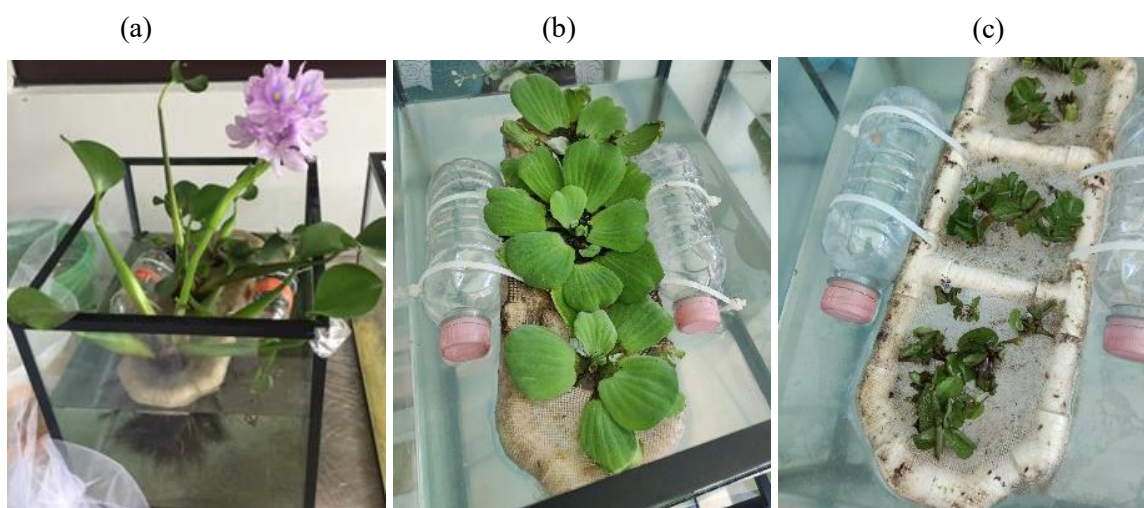


Figura 6.1. Montaje de IFAs inoculadas con: (a) *Eichhornia crassipes* (b) *Pistia stratiotes*, (c) *Salvinia molesta*

6.2 Bioensayos de fitorremediación con ARS

6.2.1 Caracterización de las ARS

Los resultados de la caracterización fisicoquímica de las tres concentraciones usadas de las ARS se muestran en la Tabla 6.1. Dado que las concentraciones fueron preparadas de acuerdo con la

literatura, los resultados obtenidos son característicos de aguas grises. Winward et al. (2008) caracterizaron agua proveniente de lavabos, bañeras y duchas de 18 apartamentos de estudiantes, situados en la Universidad de Cranfield, Reino Unido. La caracterización mostro que la concentración media para DQO fue de 495 ± 192 mg/L y de SST fue 93 ± 66 mg/L. Por otra parte, Anaya et al., (2022) recolectaron aguas de lavamanos situados en Facultad de Química de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Perú, de donde reportaron que las aguas grises contenían un pH de 7.32 – 8.03; conductividad (dS/m) = 873 – 1083, turbiedad (NTU) = 295 – 305, DBO (mg/L) = 8, DQO (mg/L) = 16. De acuerdo con lo anterior, las concentraciones de las ARS preparadas en laboratorio (Tabla 6.1), muestran que los resultados se encuentran dentro de los reportados en literatura para Aguas Residuales Sintéticas.

Tabla 6.1 Caracterización fisicoquímica y concentración de metales pesados de las ARS

Parámetros (mg/L)	C ₁	C ₂	C ₃
pH	7.94 ± 0.13	7.89 ± 0.14	7.9 ± 0.11
DQO	563 ± 20.21	926 ± 64.58	$1,290 \pm 79$
P-PO ₄ ³⁻	154 ± 4.58	205 ± 6.51	302 ± 1.53
N-NO ₃ ⁻	203 ± 2.00	307 ± 2.52	413 ± 15.28
CE*	$1,280 \pm 1.51$	$1,795 \pm 1.81$	$2,475 \pm 1.20$
SDT	641 ± 1.11	893 ± 3.43	$1,184 \pm 4.52$
Cd	1 ± 0.02	5 ± 2.10	10 ± 1.11
Cr	1 ± 0.20	5 ± 1.44	10 ± 2.00
Pb	1 ± 0.08	5 ± 2.74	10 ± 1.82

*(dS/m)

6.2.2 Evaluación de pH en los ensayos de fitorremediación en ARS

Los valores iniciales de pH en los bioensayos de fitorremediación oscilaron entre 7.89 ± 0.14 y 7.94 ± 0.13 . En el tercer día de tratamiento se observó un aumento de pH, para los ensayos con *E. crassipes* se alcanzó un valor de 9.19, para *P. stratiotes* fue de 9.28 y para *S. molesta* de 8.81. (tabla 6.2)

Tabla 6.2 Concentración de salida para parámetros fisicoquímicos en los bioensayos con ARS a un TRH de 21 días.

Especies Parámetros (mg/L)	<i>E. crassipes</i>			<i>P. stratiotes</i>			<i>S. molesta</i>		
	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3
pH*	8.89 ± 0.01	8.8 ± 0.09	8.8 ± 0.20	8.9 ± 0.09	8.81 ± 0.1	8.96 ± 0.06	8.93 ± 0.06	8.83 ± 0.05	8.86 ± 0.04
CE**	2,550 ± 1.53	3,66 ± 4.32	4,85 ± 5.76	2,560 ± 9.2	3,650 ± 8.9	4,800 ± 12.22	2,555 ± 5.5	3,652 ± 2.3	4,803 ± 7.8
SDT	1,393 ± 2.65	1,950 ± 3.79	2,253 ± 2.51	1,390 ± 10.2	1,950 ± 15.1	2,250 ± 12	1,392 ± 2.5	1,952 ± 6.7	2,250 ± 3.5
DQO	127 ± 8.19	396 ± 9.29	831 ± 20.05	146 ± 8.08	475 ± 31.76	918 ± 40.72	252 ± 11.79	542 ± 5.69	919 ± 27.97
P-PO₄³⁻	0.65 ± 0.18	4 ± 1.53	11 ± 2.08	0.78 ± 0.10	4 ± 1.00	16 ± 1.53	1 ± 0.48	5 ± 1.06	13 ± 4.05
N-NO₃⁻	21 ± 0.80	79 ± 4.04	159 ± 2.14	24 ± 1.44	79 ± 2.98	171 ± 3.82	26 ± 0.82	123 ± 2.11	140 ± 15.53

*Valor adimensional, ** (dS/m)

El aumento de pH es atribuido al consumo de CO₂, generación de carbonatos y demás sales que provocan cambios en el pH, resultado de la fotosíntesis que realiza cada macrófita durante el proceso de fitorremediación (Mendoza et al., 2018). De acuerdo con Mumtaz et al. (2014), un pH de 6-9 promueve el crecimiento de plantas acuáticas durante el tratamiento de aguas residuales. Sin embargo, al completar el Tiempo de Residencia Hidráulico (21 días) se obtuvo una ligera disminución del pH, teniendo valores de 8.96 ± 0.06 a 8.8 ± 0.20 , el cual se sigue relacionando con el consumo del CO₂ que se disuelve por el equilibrio del agua con la atmosfera.

6.2.3 Remoción de DQO en ARS

Los resultados obtenidos de Demanda Química de Oxígeno (DQO), en todos los Bioensayos se observó una marcada disminución en la DQO (Figura 6.2). En los ensayos realizados con *Eichhornia crassipes* se mostró una remoción máxima de 77.5 ± 1.0 %. Para los ensayos con *Pistia stratiotes* se alcanzó una remoción de 74 ± 2.3 % y para *Salvinia molesta* se presentó una remoción de 55.3 ± 3.4 %. Estos datos, evidencian una marcada disminución en la concentración de DQO durante los procesos de fitorremediación con las tres especies vegetales estudiadas. Sin embargo, *Eichhornia crassipes* y *Pistia stratiotes* demostraron ser particularmente eficaces, mientras que *Salvinia molesta*, aunque menos eficiente, también contribuyó a la reducción de DQO. Estos resultados confirman la capacidad de las tres plantas para ser utilizadas en procesos de fitorremediación para la reducción de DQO.

Un estudio realizado por Víctor et al. (2016), evaluaron el potencial de fitorremediación de *E. crassipes* y *P. stratiotes* con aguas residuales urbanas. Los experimentos se realizaron en dos tanques con un volumen útil de 400 L, en cada tanque se plantó solo un tipo de planta y se inocularon con 4 kg (peso fresco) de plantas jóvenes. El Tiempo de Residencia Hidráulico fue de 20 días. Los autores reportan que los experimentos donde solo se utilizó *E. crassipes* alcanzaron una remoción de 82.45 %, en cambio con los experimentos con solo *P. stratiotes*, la remoción alcanzada fue de 70 %. Los resultados reportados por Víctor son más altos, a lo encontrado en el presente trabajo, a lo cual se le puede atribuir al contenido de biomasa empleada, puesto que este estudio es 40 veces menor.

Queiroz et al. (2020) estudiaron el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea usando humedales flotantes con *E. crassipes*, para el proceso de fitorremediación se emplearon 2 kg de biomasa de *E. crassipes*. Las condiciones del tratamiento fueron TRH de 15 días y a una temperatura ambiental de 25 °C. Alcanzando una remoción de 86.4 % de DQO. Sin embargo, al contrastar los resultados con el presente trabajo, se alcanzan remociones menores a las reportadas por Queiroz, a lo cual se le puede atribuir a la cantidad de biomasa utilizada en este estudio fue 20 veces mayor.

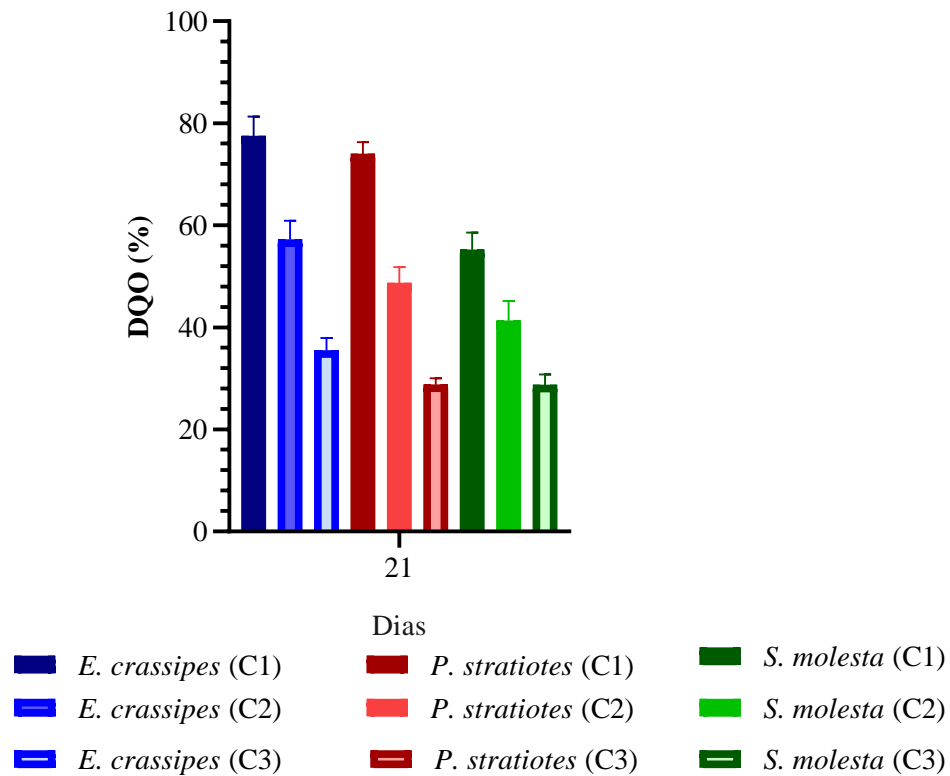


Figura 6.2 Porcentajes de remoción de DQO en ensayos con *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. molesta* en ARS (C1=Concentración baja, C2= Concentración media y C3= Concentración alta).

6.2.4 Remoción de N-NO₃⁻ y P-PO₄³⁻ en los Aguas Residuales Sintéticas

Los iones nitrato (NO₃⁻) y fosfato (PO₄³⁻) son los nutrientes más importantes que las plantas acuáticas absorben, debido a que son muy útiles para su crecimiento. En este sentido, los resultados de los porcentajes de remoción obtenidos de N-NO₃⁻ son presentados en la Figura 6.3, en donde se aprecia que la remoción que los porcentajes de remoción de N-NO₃⁻ superiores a 98.3 ± 1.2 %. Las eficiencias de remoción más altas se obtuvieron en los ensayos a concentraciones bajas (C1), con un 99.7 ± 0.1 %, 99.5 ± 0.5 % y 99.4 ± 0.4 % para *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. molesta*, respectivamente.

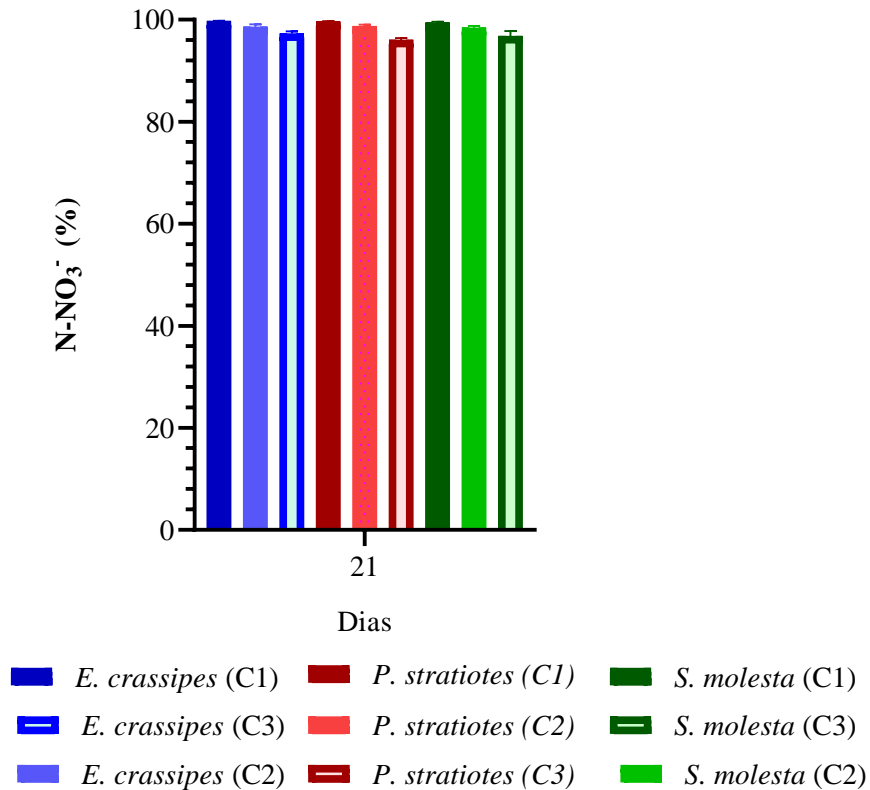


Figura 6.3 Porcentajes de remoción de N-NO₃⁻ en ensayos con *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. molesta* en ARS (C1=100 mg/L, C2=300 mg/L y C3=400 mg/L).

Un estudio realizado por Parwin y Paul (2018) evaluó la eficiencia de *E. crassipes* para el tratamiento de aguas residuales grises en humedales artificiales, en donde el volumen útil del sistema fue de 30 L, el TRH fue de ocho días y se emplearon 850 g de plantas en cada sistema. Las condiciones iniciales fueron 350 mg/L N-NO₃⁻ y 70 mg/L de N-NH₄⁺. Alcanzando remociones de 78.75 % de N-NO₃⁻ y 60.28 % de N-NH₄⁺. Los resultados obtenidos en el presente trabajo fueron mayores a lo reportado por estos autores como se muestra en la figura 6.3.

Con todas las concentraciones trabajadas (200, 300 y 400 mg/L), no hubo diferencias estadísticamente significativas entre los porcentajes ($P > 0.05$) de remoción. A pesar de la diferencia de 100 mg/L en la concentración inicial de nitrato en los tres ensayos, se obtuvo una remoción completa de este compuesto. Las tres plantas empleadas tienen una alta capacidad de remover concentraciones hasta 400 mg de N-NO₃⁻. Esto puede deberse a que las macrofitas flotantes requieren de altas cantidades de nitratos para su crecimiento y el desarrollo de diferentes procesos biológicos, para producir proteínas y aminoácidos (Ting et al., 2020).

En la Figura 6.4 se presentan la eficiencia de remoción para las tres macrofitas evaluadas, las cuales alcanzan una eficiencia promedio de 62 ± 3.22 %. La mayor remoción fue de 86 ± 0.9 % con *E. crassipes*, en los tratamientos C1 con una concentración de 150 mg/L. En los bioensayos con *P. stratiotes* el porcentaje de remoción más alto fue de 84.5 ± 0.7 % en los ensayos con C1. En el caso de los ensayos con *S. molesta*, la remoción más alta fue de 82 ± 1.0 %, en los tratamientos C1. La alta remoción de fosfatos se atribuyó a que las plantas requieren de la asimilación del fosfato para su crecimiento, lo emplean para el desarrollo de los tejidos de la planta (Prasad et al., 2021).

Abed et al. (2017) evaluaron la fitorremediación de humedales flotantes a escala macrocosmos usando *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. (junco común), en donde utilizaron aguas grises sintéticas con dos concentraciones: LC (Concentración baja) y HC (Alta concentración). Para los tratamientos LC el contenido fue de 4 mg/L de P-PO₄³⁻ y 1.13 mg/L de NO₃⁻. En los experimentos con HC las concentraciones fueron de 52 mg/L de P-PO₄³⁻ y 14 mg N-NO₃⁻. Los experimentos se realizaron en cubos de plástico con un volumen útil de 10 L, en un TRH de 7 días. Los autores

reportaron que las eficiencias de remoción para LC fueron 16.7 % y 58.4 % de $P-PO_4^{3-}$ y $N-NO_3^-$, respectivamente. Para los ensayos con HC, se obtuvieron remociones de 21.8 % y 7.7 % de $P-PO_4^{3-}$ y $N-NO_3^-$, respectivamente. Estos resultados no son mejores que los encontrados en el presente trabajo, aun cuando las concentraciones de nitratos y fosfatos son mayores, teniendo concentraciones hasta 30 veces mayores. Esto puede ser un indicio que los sistemas de tratamiento de Islas Flotantes Artificiales con *E. crassipes* y *P. stratiotes* y *S. molesta* presentó mayor asimilación de nutrientes que *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. y pueden ser alternativa una mejor, para la remoción de contaminantes en agua.

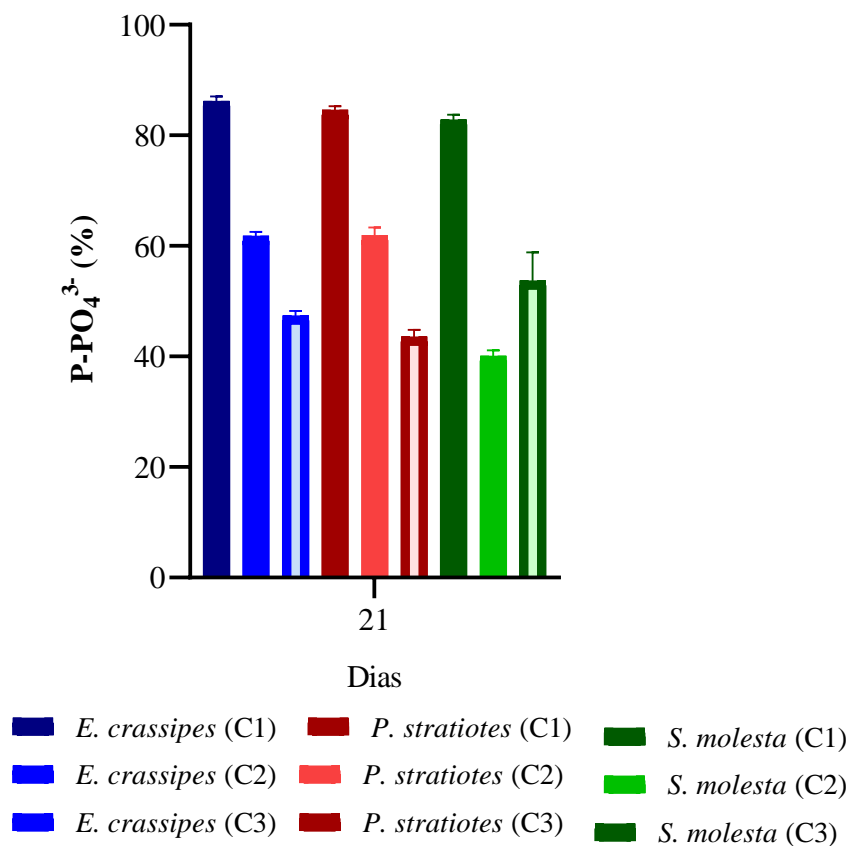
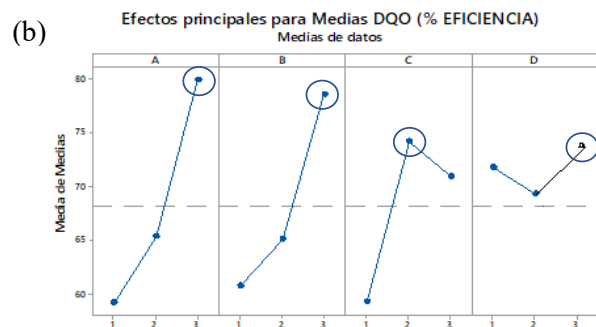
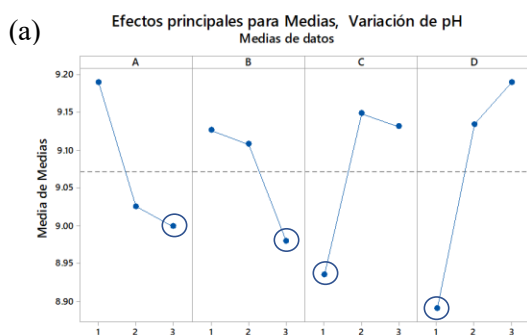


Figura 6.4 Porcentajes de remoción de $P-PO_4^{3-}$ en ensayos con *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. molesta* en ARS (C1=150 mg/L, C2=200 mg/L y C3=300 mg/L).

Un estudio realizado por De Vasconcelos et al. (2021) evaluaron la eficiencia de remoción de *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. molesta* para el tratamiento de efluentes acuícolas, en donde los tratamientos se evaluaron durante un período de 7 días. La concentración inicial de nutrientes fue de: 0.002 mg/L nitrógeno total (N-total), 0.003 mg/L de N-NO_3^- y 1.8 mg/L de Fosforo total (Ptotal). Los autores mencionan que durante el proceso de fitorremediación la concentración de N-NO_3^- sufrió un aumento en todos los tratamientos. Para los tratamientos con *E. crassipes* incrementándose hasta 4.3 mg/L. La reducción de fosforo total para los tratamientos con *E. crassipes* fue de 67.5 %, para *P. stratiotes* fue de 75.8 % y para *S. molesta* 78.3 %. Comparado con lo obtenido en el presente trabajo, la remoción de nitratos y fosfatos es superior, ya que en este estudio estas remociones superan el 80 % como se muestra en las figuras 6.3 y 6.4.

6.2.5 Análisis estadístico para los bioensayos con ARS

El análisis estadístico de ANOVA, $p > 0.05$ de los resultados de los bioensayos con ARS, mostraron que no hubo diferencias estadísticamente significativas entre las tres macrofitas, tampoco entre los tres tratamientos con C1, C2 y C3. El análisis de efectos principales para medias obtenidas del diseño de Taguchi mostró una comparación entre los porcentajes de remoción en los diferentes ensayos con ARS y las tres macrófitas (Figura 6.5). En todos los ensayos, el pH se mantuvo en el rango de crecimiento para las plantas (6-9) (Mendoza et al., 2018). No obstante, los mayores porcentajes de remoción de nitrato, fosfato y DQO, se obtuvieron en los ensayos con concentraciones iniciales de 400 mg/L de N-NO_3^- y 300 mg/L de P-PO_4^{3-} .



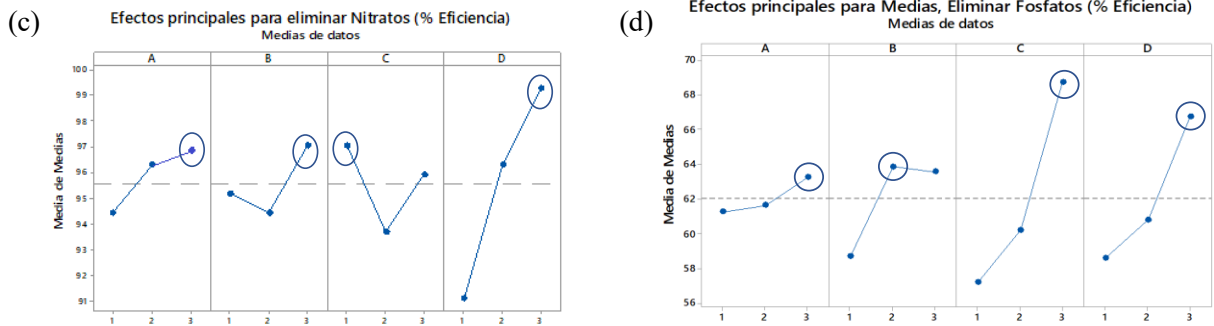


Figura 6.5. Gráficas de efectos principales de pH (a) y porcentajes de remoción de DQO (b), $N-NO_3^-$ (c) $P-PO_4^{3-}$ (d) obtenidos en los ensayos con *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. molesta*.

6.2.6 Remoción de metales tóxicos en los bioensayos con ARS

En la Tabla 6.3 se muestran las concentraciones de Cd, Cr y Pb después del TRH (21 días) en los tratamientos C1, C2 y C3. Para las tres macrofitas, los tratamientos C1 (1 mg/L) es donde se presentó una mayor disminución de la concentración inicial de Cd, Cr y Pb. En cambio, en los tratamientos C3 (10 mg/L), se obtuvo una menor disminución de la concentración inicial de Cd, Cr y Pb.

En la Figura 6.6 se muestran la eficiencia de remoción de las tres macrofitas en los bioensayos con Cd, Cr y Pb. Las tres macrofitas presentan remociones que van del 81 al 99 %. Las remociones en el tratamiento C1 para las tres macrofitas alcanzan remociones del 99 % de Cr, Cd y Pb. Un estudio realizado por Ayaz et al. (2020) evaluaron la remoción de metales tóxicos de cuatro especies de macrofitas: *Typha latifolia*, *Lemna gibba*, *P. stratiotes* y *E. crassipes*, en donde los bioensayos tuvieron un Tiempo de Residencia Hidráulico (TRH) de 60 días. Las concentraciones iniciales de cadmio (Cd), cobre (Cu) fueron de 4.5 a 8.0 mg/L y plomo (Pb) 6.81 a 8.01 mg/L. Los autores reportaron que la remoción para Cd fue de: *Typha* 96.2 %, *E. crassipes* 72.2 %, *Lemna* 60.4 % y *P. stratiotes* 93.3 %. Mientras que la remoción para Cu fue de 83.6 %, 82.3 %, 90.0 % y 81.7 % para *Typha*, *E. crassipes*, *Lemna* y *P. stratiotes* respectivamente. La remoción de Pb fue de 95.9 %, 78.0 %, 91.3 % y 97.1 %, para *Typha*, *E. crassipes*, *Lemna* y *P. stratiotes* respectivamente. Estos resultados no son mejores que los encontrados en el presente trabajo, obtiene remociones mayores en un menor Tiempo de Residencia Hidráulico.

Tabla 6.3 Concentración de salida para metales pesados en los bioensayos con ARS a un TRH de 21 días.

Especies	<i>E. crassipes</i>			<i>P. stratiotes</i>			<i>S. molesta</i>		
	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3
Parámetros (mg/L)									
Cd	0.001 ± 0.0001	0.45 ± 0.121	0.85 ± 0.04	0.001 ± 0.0003	0.28 ± 0.03	0.93 ± 0.04	0.001 ± 0.0006	0.28 ± 0.03	1.55 ± 0.49
Cr	0.001 ± 0.0002	0.85 ± 0.040	1.53 ± 0.38	0.001 ± 0.0005	0.9 ± 0.04	1.55 ± 0.49	0.001 ± 0.0008	0.65 ± 0.09	1.46 ± 0.09
Pb	0.001 ± 0.0001	0.47 ± 0.035	1.08 ± 0.10	0.001 ± 0.0004	0.54 ± 0.06	1.03 ± 0.06	0.001 ± 0.0009	0.54 ± 0.06	1.4 ± 0.51

Xie et al. (2022) estudiaron la fitorremediación de aguas residuales provenientes de un corredor industrial, en donde las aguas contenían una concentración inicial de 5 mg/L de Cd, Cr y Pb. Donde se usaron las especies *Pistia stratiotes* y *Lemna Gibba* para llevar a cabo el proceso de fitorremediación, bajo un TRH de 45 días. Los resultados obtenidos muestran que la eficiencia de eliminación de metales osciló entre el 82 % y el 95 % para *Lemna gibba* y entre el 72 % y el 84.4 % para *P. stratiotes*. Comparado con lo reportado por Xie et al. (2022) los resultados con las tres especies empleadas en este estudio (*E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. molesta*) fueron mejores en la remoción de Cd, Cr y Pb, aun cuando se tenía el doble de concentración (10 mg/L).

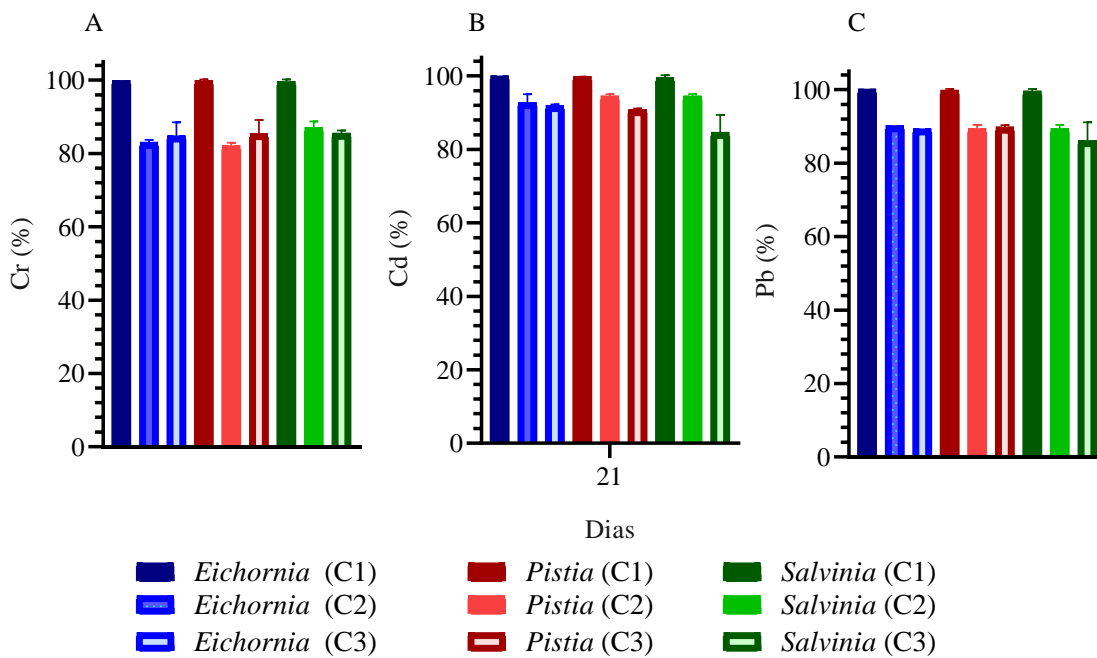


Figura 6.6 Porcentajes de remoción de (A) Cromo, (B) Cadmio y (C) Plomo en ensayos con *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. molesta* en ARS (C1=1 mg/L, C2=5 mg/L y C3= 10 mg/L).

A los resultados obtenido en el presente trabajo se les realizo un análisis de varianza, los resultados no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes tratamientos. Sin embargo, la remoción de Cd es mayor en todos los bioensayos, y asimilado en mayor cantidad que los otros metales, destacando que los bioensayos utilizando *E. crassipes* es donde se alcanza una

remoción de 91.8 ± 0.4 a 99 ± 0.01 %. En los bioensayos con *P. stratiotes* se alcanzan remociones de 90 ± 0.4 a 99 ± 0.5 %. En cambio, los ensayos con *S. molesta* 84.5 ± 4.9 a 99 ± 0.3 %. Caviedes et al. (2016), reportaron que los iones de Cd^{2+} son fácilmente absorbidos por las estructuras radiculares de muchas especies de plantas y luego trasladados a las hojas.

6.2.7 Análisis de Tasa de Crecimiento Relativo (TCR) en los Ensayos con ARS

La determinación de la TCR vario con las diferentes concentraciones (Figura 6.7 B), para los tratamientos C1 se cuantifico un aumento de 1.9 % para *E. crassipes*, 1.2 % para *P. stratiotes* y 0.3 % para *S. molesta*. En cuanto a los tratamientos C2, se determinó que hubo un aumento de 1.3, 1.1 y 0.6 % para *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. molesta*, respectivamente. Para el tratamiento C3 no se cuantifico ningún aumento en la tasa de crecimiento relativo.

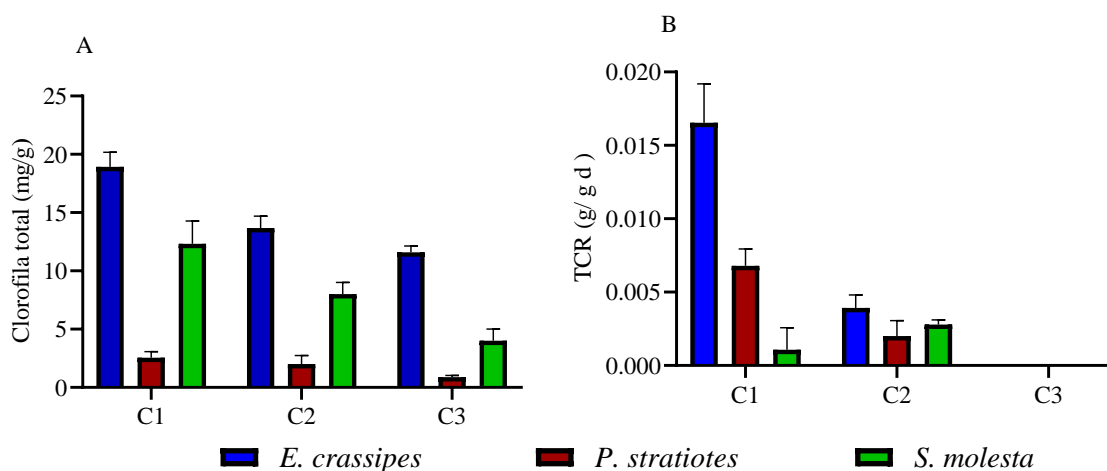


Figura 6.7 Generación de (A) Clorofila total, (B) TCR en ensayos con *E. crassipes* y *P. stratiotes* y *S. molesta* en ARS.

Diferentes autores reportan que algunas afectaciones se pueden presentar en la biomasa, debidas al contenido de contaminantes en las aguas residuales. Por ejemplo, los metales tóxicos como Cd, Cr y Pb producen especies reactivas de oxígeno que destruyen las paredes y las membranas celulares de las plantas bajo estrés, pueden ser nocivos a una concentración de 5 a 30 mg/L (Srivastava et al., 2007; Caviedes et al., 2016). La acumulación de metales pesados en las plantas es nociva, en

este sentido una concentración mayor de 5 mg/L de metales pesados, disminuye o inhibe el crecimiento, afectando el proceso fotosintético, y la absorción de nutrientes por las plantas (Caviedes et al., 2016). Los resultados de esta investigación muestran una disminución de biomasa, con concentraciones de 10 mg/L de Cd, Cr y Pb lo que es congruente con lo señalado por Caviedes et al. (2016).

Un estudio realizado por Cuello et al. (2016) investigaron el potencial de la macrófita *Lemna Minor* sp., (conocida comúnmente como lenteja de agua) en el tratamiento de aguas residuales municipales del municipio de Valledupar-Colombia. Los parámetros analizados fueron producción de biomasa y remoción de materia orgánica. El ensayo se realizó a escala laboratorio con 500 g de biomasa, en un TRH de 15 días. Los valores iniciales fueron: pH 7.35 y 100 mg/L de DQO. Al término del estudio el pH aumento a 8.65, alcanzando una remoción de 78.95 % de DQO, y una TCR fue de aproximadamente 0.1595 mg/g d, teniendo un aumento del 1.11 %. Estos resultados están por debajo de los encontrados en este estudio, para los tratamientos C1 la concentración de DQO es 5.5 veces mayor (550 mg/L), y el incremento en la TCR es mayor.

Gao et al., (2020) estudiaron las plantas *Myriophyllum aquaticum* (*M. aquaticum*) para el proceso de fitorremediación de aguas residuales sintéticas, en donde el TRH fue de 21 días y la formulación de las aguas residuales sintéticas se realizó con 25 a 400 mg/L de N-NH₄⁺ y para evaluar el proceso de fitorremediación se determinó la TCR. Los resultados mostraron que con el aumento de la concentración de N-NH₄⁺ y el tiempo de estrés, la TCR de *M. aquaticum* presentó una tendencia decreciente, por lo que concluyeron que para los tratamientos con mayor concentración de amoníaco la TCR disminuye en un 0.019 mg/g d, teniendo un aumento de 1.10 %. Los autores mencionan que las concentraciones elevadas de N-NH₄⁺ influyen sobre el proceso fotosintético. Comparado con lo obtenido en el presente trabajo, se muestran resultados similares en los tratamientos C1, donde los incrementos de la TCR fueron de 1.05 a 1.89 %.

6.2.8 Contenido de Clorofila total en bioensayos con Agua residual Sintética

Los resultados del monitoreo de clorofila total en los ensayos con Agua residual Sintética (ARS) se muestran en la Figura 6.7 A. En donde se observó un comportamiento diferente para los tres tratamientos. Al realizar el análisis por especie se observó que para los tratamientos con la concentración baja (C1) *E. crassipes* presentó un aumento de 7 ± 1.3 % de clorofila total, en los tratamientos con C2 y C3 se obtuvo una disminución de 22 ± 0.5 y 34 ± 2.0 %, respectivamente. En todos los tratamientos con *P. stratiotes* se obtuvo una reducción de 5 al 67 %, igualmente en los ensayos con *S. molesta*, se observó una disminución en todos los tratamientos de 15 al 72 %.

Estos resultados son similares a lo reportado por Leblebici et al. (2019) dado que evaluaron la acumulación de metales y la cantidad de clorofila reportaron durante siete días en *P. stratiotes*, la cual fue expuesta a aguas con diferentes concentraciones de Níquel (Ni). Los resultados indicaron una disminución de la clorofila total en relación con la concentración de Ni. Cuando *P. stratiotes* fue expuesta a concentraciones de Ni de 1 mg/L, se observó una reducción en la cantidad de pigmento de clorofila en hojas. Con una concentración de 20 mg/L de Ni después del séptimo día, la cantidad de pigmentos de clorofila disminuyo en un 89 %.

Loría et al. (2019) investigo la remoción de Pb, utilizando *Salvinia biloba Raddi* (*S. biloba*) expuesta a agua contaminada con 2.65 ± 0.07 , 12.62 ± 0.02 o 30.57 ± 0.01 mg/L de Pb. Para el análisis de la clorofila se usó un grupo de plantas control, donde no se les expuso a los metales tóxicos, el TRH para ambos casos fue de 10 días. *S. biloba* al estar expuesta a las concentraciones de Pb mencionadas, presentaron cambios en la producción de clorofila. La concentración de 30.57 ± 0.01 mg/L de Pb, genero una diminución 27 a 33 %. de la concentración de clorofila total. Asimismo, la especie estudiada presentó clorosis y necrosis en sus hojas. Los grupos control no mostraron cambios aparentes en su estado fisiológico respecto a su condición inicial. De igual manera Arán et al. (2016) investigaron el potencial fitorremediador de *Limnobium laevigatum*, la cual fue expuesta a un agua residual sintética, con diferentes concentraciones de Cr, Ni, Pb y Zn. Se plantearon diferentes tratamientos, en donde las concentraciones empleadas fueron de 0.00007 mg/L a .001 mg/L de cada metal, un TRH de 21 días. En los tratamientos con mayor concentración de metales, se muestra una marcada disminución de los pigmentos fotosintéticos, que reveló una disminución del 20 a 21 % del contenido de clorofila. La disminución en la generación de clorofila

es un indicativo de que se está generando estrés oxidativo mediante la liberación de radicales libre y especies reactivas de oxígeno que destruyen los lípidos de membrana, proteínas, pigmentos y ácidos nucleicos, induciendo así la muerte de las plantas (Bonanno y Lo Giudice, 2010). Los resultados obtenidos en el presente trabajo coinciden con lo reportado en literatura e indicaron que, a mayor concentración de contaminantes, la producción de clorofila disminuye.

6.3 Bioensayos de fitorremediación con ARU

6.3.1 Ensayos con ARU: Caracterización Físicoquímica

En la Tabla 6.4 se muestran los resultados de los valores promedios de la caracterización físicoquímica del Agua Residual Urbana (ARU) utilizada en este trabajo. Se presentan valores promedio de pH, Conductividad Eléctrica (CE), Sólidos Disueltos Totales (SDT), Oxígeno Disuelto (OD), turbidez, Demanda Química de Oxígeno (DQO), Carbono Orgánico Total (COT), Fosfatos (P- PO_4^{3-}), Nitratos (N- NO_3^-) y Nitrógeno Total (NT).

Un estudio realizado por Mendoza et al. (2018) evaluaron la calidad del agua residual urbana provenientes de la ciudad de Riohacha en Colombia. Para evaluar la calidad del agua, realizaron una caracterización físicoquímica. Los autores reportan valores de 7.60 ± 0.16 para pH, 1.19 ± 0.79 mg/L de OD, 355 ± 115 mg/L de DQO, 1.554 ± 1.694 mg/L de N- NO_3^- y 2.975 ± 2.457 P- PO_4^{3-} mg/L. Comparado con lo obtenido en el presente trabajo, se muestran resultados similares, en la caracterización de pH y OD.

Kobir et al. (2024) caracterizaron aguas residuales urbanas en dos zonas: Kushtia (zona 1) y Jhenaidah (zona 2), pertenecientes a la localidad Jhenaidah en Bangladesh. Para la zona 1, los valores fueron: 0.21 - 1.24 mg/L de OD, 97.33 - 592.34 mg/L de DQO y 431.34 - 849.33 mg/L de SDT. Para la zona 2, los valores reportados fueron 0.34 - 1.72 mg/L de OD, 55.33 a 491.67 mg/L de DQO y 412.34 - 895.66 mg/L de SDT. Asimismo, al comparar los datos obtenidos por Kobir, los valores de las zonas en sus rangos más altos de OD, DQO y SDT, tiene una similitud con los valores reportados en el presente estudio.

Tabla 6.4 Caracterización Físicoquímica de Aguas Residuales Urbanas

Parámetros	mg/L
pH	7.81 ± 0.71
CE*	2.64 ± 14.85
SDT	1,32 ± 7.78
OD	1.63 ± 0.04
Turbidez**	248 ± 31.82
DQO	741 ± 4.36
COT	170 ± 3.73
P-PO₄³⁻	29 ± 0.51
N-NO₃⁻	22 ± 1.06
NT	117 ± 0.45

*dS/m, **FNU

6.3.2 Monitoreo y evaluación de los ensayos con Aguas Residuales Urbanas (ARU)

Los valores iniciales y finales de los parámetros físicoquímicos para los bioensayos con ARU se muestran en la Tabla 6.5.

Tabla 6.5. Valores de salida para los bioensayos de fitorremediación con ARU a un TRH de 15 días.

Parámetros (mg/L)	Valores iniciales	<i>E. crassipes</i>	<i>P. stratiotes</i>	<i>S. molesta</i>
pH*	7.81 ± 0.71	8.3 ± 0.28 ^b	8.44 ± 0.02 ^{ab}	8.39 ± 0.41 ^a
CE**	2.64 ± 14.85	3334 ± 675.80 ^a	3237 ± 608 ^a	3316 ± 541.25 ^a
SDT	1,32 ± 7.78	1670 ± 331.00 ^a	1601 ± 318 ^a	1630 ± 281.81 ^a
OD	1.63 ± 0.04	1.1 ± 0.71 ^a	0.3 ± 0.31 ^a	0.3 ± 0.06 ^a
Turbidez***	248 ± 31.82	69.6 ± 2.42 ^a	81 ± 17.73 ^{ab}	145 ± 69.61 ^b
DQO	741 ± 4.36	260 ± 26.80 ^a	299 ± 9.77 ^{ab}	473 ± 157.00 ^b
COT	170 ± 3.73	70 ± 0.10 ^b	72 ± 1.65 ^{ab}	91 ± 15.78 ^a
P-PO₄³⁻	29 ± 0.51	9 ± 0.70 ^a	10 ± 0.40 ^a	29 ± 1.21 ^a
N-NO₃⁻	22 ± 1.06	11 ± 0.21 ^b	17 ± 0.64 ^a	18 ± 2.60 ^a
NT	117 ± 0.45	73 ± 6.80 ^a	73 ± 9.50 ^a	83 ± 2.63 ^a

*Valor adimensional, **dS/m, ***FNU

Para los bioensayos con *E. crassipes* se presentó un aumento de 6.3, 11.5 y 12.1 % en pH, CE y SDT respectivamente, por otro lado, el OD disminuye un 1.8 %. Los bioensayos con *P. Stratiotes*, se observó un aumento de pH, CE y SDT de 8.1 %, 9.3 % y 7.5 %, respectivamente. Para el OD se presenta una disminución del 69.3 %. Los bioensayos con *S. molesta* los valores de pH aumentaron en 7.4 %, CE en 13.9 % y SDT en 10.9 %, para el OD disminuyó en 89 %.

En un estudio realizado por Baldeón et al. (2020) investigaron la fitorremediación de aguas domesticas usando *E. crassipes*. Los autores monitorearon y evaluaron la concentración de pH, CE, ST y DQO, durante un periodo de 15 días. Los valores reportados son de 8.5 a 9.2 de pH, 490 a 530 ds/cm de CE, 13 a 5 mg/L de OD y 16.9 a 8.4 mg/L de DQO. En otro estudio reportado por Mera y García (2023) trataron aguas residuales urbanas, con un pH de 5.5 y CE 156 dS/cm, para su tratamiento usaron *E. crassipes*, el tiempo de tratamiento fue de 9 días. Finalizados los 9 días el pH aumentó a 8.17 y CE a 256.4 dS/cm. Ambos estudios muestran un aumento en el pH, similar a lo presentado en el presente estudio. Lo que indica que un pH alcalino es favorable para el tratamiento de aguas residuales usando plantas acuáticas (Prasad et al., 2021).

De igual manera en las investigaciones realizadas por Baldeón et al. (2020) y Mera y García (2023) se presentó un aumento en la CE y en los SDT, similar a lo reportado en el presente estudio. Esta particularidad se puede deber a las actividades fotosintéticas realizadas por las macrofitas acuáticas (de Vasconcelos et al., 2021). De igual manera existe relación con la alta tasas de descomposición de la materia orgánica contenida en las aguas residuales, con la formación de dióxido de carbono disuelto, lo que aumenta la disponibilidad de minerales y sales, favoreciendo el aumento de alcalinidad total (Mendoza et al. 2018; De Vasconcelos et al., 2021)

6.3.3 Eficiencia de remoción en los ensayos con Agua residual Urbanas (ARU)

En la tabla 6.6 se muestra la eficiencia de remoción en los bioensayos de fitorremediación con Aguas Residuales Urbanas. Cuando se realizaron los bioensayos con *E. crassipes*, las remociones más bajas fueron de Carbono Inorgánico (CI) y Nitrógeno Total (NT), donde se remueve el 12 % y 31 %. Seguido de la remoción de Carbono Orgánico total con 50 %, Fosfatos 62 % y 63 % de Nitratos. Las remociones más altas obtenidas son de 71 % y 65 % para turbidez y DQO, respectivamente. Estos resultados son comparables con lo presentado por Parwin y Paul (2019) quienes investigaron la eficiencia de remoción de *E. crassipes*, para el tratamiento de aguas residuales de origen doméstico. Los autores reportan una eficiencia de remoción del 39.24 % de COT en un Tiempo de Retención Hidráulico de 21 días. Estos resultados no son mejores que los encontrados en el presente trabajo, aun cuando las concentraciones de COT son similares (140 mg/L), las remociones alcanzadas en este estudio son superiores.

Tabla 6.6. Eficiencia de remoción en los bioensayos con ARU a un TRH de 15 días.

E (%)	<i>E. crassipes</i>	<i>P. stratiotes</i>	<i>S. molesta</i>
Turbidez	71 ± 1.89 ^a	67 ± 7.50 ^a	42 ± 27.20 ^a
DQO	65 ± 12.81 ^a	59 ± 12.49 ^a	32 ± 4.00 ^a
COT	50 ± 15.59 ^a	59 ± 3.14 ^a	33 ± 27.56 ^a
CI	12 ± 6.62 ^a	10 ± 9.78 ^{ab}	4 ± 3.52 ^b
P-PO ₄ ³⁻	62 ± 3.12 ^b	59 ± 3.16 ^a	6 ± 1.81 ^a
N-NO ₃ ⁻	63 ± 0.01 ^b	41 ± 1.66 ^a	8 ± 0.70 ^a
NT	31 ± 9.06 ^a	37 ± 8.53 ^a	29 ± 2.34 ^a

Los resultados obtenidos para las eficiencias de eliminación de contaminantes por parte de *P. stratiotes* se muestran en la Tabla 6.6. Las eficiencias más bajas alcanzadas son con los parámetros CI, Nt y N-NO₃⁻, con una remoción del 10 %, 37 % y 41 %, respectivamente. Las eficiencias de remoción más altas alcanzada fueron de 67 %, 59 %, 59 %, 59 % para turbidez, DQO, P-PO₄³⁻ y COT, respectivamente.

Un estudio realizado por Cárdenas et al. (2023) evaluaron la capacidad de purificación de *P. stratiotes*, en el tratamiento de aguas sintéticas. Los autores reportan una eficiencia de remoción de 40.8 % para DQO, en un periodo de nueve días. Comparado con lo obtenido en el presente trabajo, esta remoción es menor y bajo concentraciones de DQO 3.4 veces mayor.

Haydar et al. (2020) evaluaron el potencial de fitorremediación de *P. stratiotes*, en el tratamiento de aguas residuales urbanas, el tiempo de retención hidráulica fue de 8 días. Alcanzando eficiencias de eliminación de 80 % para DQO, 88 % para Fosforo y 82 % para Nitrógeno Total. Estos resultados no son mejores que los encontrados en el presente trabajo con *P. stratiotes*, aun cuando las eficiencias de remoción alcanzan valores más alto, las concentraciones iniciales están por debajo de lo reportando en este estudio, estas concentraciones son 2 veces menores.

Los ensayos de fitorremediación con *S. molesta* (Tabla 6.6), la eficiencia más baja alcanzadas fueron de 4 % para Cl, 6 % para $P-PO_4^{3-}$, 8 % para $N-NO_3^-$, mientras que las remociones más altas fueron 42 %, 33 %, 32 % y 29 % para turbidez, COT, DQO, NT, respectivamente. Un estudio realizado por Ng y Chan (2017) investigaron la eficiencia de remoción de *S. molesta* en Islas Flotantes Artificiales, para ello utilizaron aguas residuales provenientes de la fabricación de aceite de palma, el tiempo de retención hidráulica fue de 16 días. Los autores reportan eficiencias de 87 %, 95 % y 39 % para turbidez, $P-PO_4^{3-}$ y DQO, respectivamente. Estas son menores a las calculadas en el presente trabajo y bajo concentraciones 9 veces mayores.

Mustafa y Hayder (2021) evaluaron la eficiencia de remoción de *S. molesta* para fitorremediación de aguas residuales urbanas en un sistema hidropónico. Los autores reportan eficiencias de remoción de 97.7 %, 99.7 %, 99 % y 90.6 % para turbidez, fosfato, nitrógeno amoniacal y nitrato, respectivamente. Estas eficiencias fueron alcanzadas después de 24 h de tratamiento, las cuales son hasta 5 veces mayores que lo encontrado en el presente estudio.

De acuerdo con el análisis estadístico referente con las eficiencias de remoción en los ensayos con Aguas Residuales Urbanas, no hubo diferencias estadísticamente significativas en todos los parámetros (tabla 6.6), solo se tiene diferencias significativas en los parámetros CI, N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻ (ANOVA, $p > 0.05$).

6.3.4 Evaluación de acumulación de N-NO₃⁻ y P-PO₄³⁻

Los resultados obtenidos de Factor de Bioacumulación (FBC) y Factor de Traslocación (FT) para N-NO₃⁻ y P-PO₄³⁻ en las tres macrófitas estudiadas en el presente trabajo, se representan en la Figura 6.8. Los resultados obtenidos del cálculo del Factor de Bioacumulación FBC (Figura 6.8 A) de nitratos para *P. Stratiotes* y *S. molesta* fueron menores a 1, el valor más alto fue de 2.89 ± 0.23 mg/g con *E. crassipes*. Los valores de FCB en fosfatos para *E. crassipes* fueron 4.88 ± 0.08 mg/g y *P. stratiotes* 3.48 ± 0.20 mg/g, que superan el valor de 1, lo que indica una fuerte absorción por parte de estas dos macrófitas. *S. molesta* mostró una absorción intermedia ($0,1 < \text{FBC} < 1$) con 0.15 ± 0.03 mg/g.

El valor más alto de FT (Figura 6.8 B) lo alcanzó *S. molesta* con 3.72 ± 0.61 mg/g y 6.17 ± 0.21 mg/g para nitratos y fosfatos, respectivamente. *P. stratiotes* alcanza valores de 1.38 ± 0.17 mg/g y 1.03 ± 0.06 mg/g para nitratos y fosfatos, respectivamente. Lo que indica una alta capacidad de translocación desde las raíces hacia las hojas. Por su parte, *E. crassipes* alcanzó valores de 0.32 ± 0.12 mg/g y 0.46 ± 0.03 mg/g para nitratos y fosfatos, respectivamente. Un FT <1 indica una translocación ineficaz.

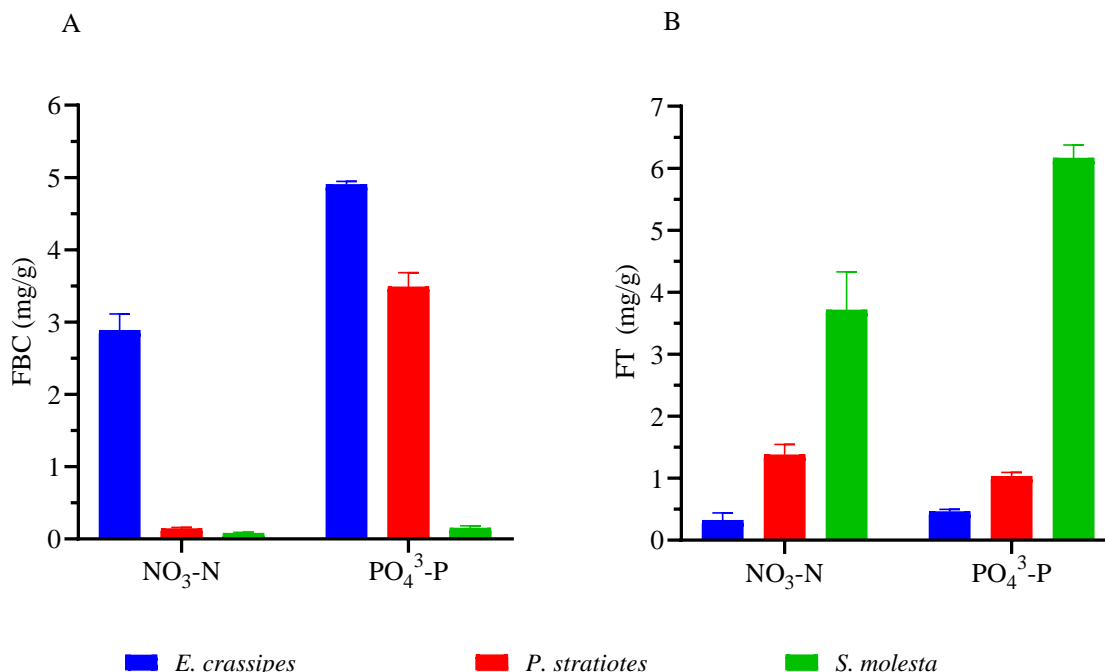


Figura 6.8 (A) Valores de FBC para las macrófitas, (B) Valores de FT para las macrófitas en los bioensayos con ARU

Los resultados indican que *S. molesta* y *P. stratiotes* tuvieron una alta capacidad de translocación de compuestos tóxicos y una alta capacidad de fitoextracción. Por otro lado, *E. crassipes* tiene una baja transferencia de translocación; esta macrófita tiene una estrategia de tolerancia a compuestos tóxicos con alta capacidad de retención en las raíces. Indicando que el mecanismo de retención de contaminantes es la fitoestabilización. Los compuestos son asimilados en raíces, debido a que son largas y densas, y se encargan de absorber los nutrientes y, por tanto, actúan para interceptar y absorber las partículas en suspensión (Haydar et al., 2020). Por otro lado, también es conocido que las bacterias presentes rizosfera participan activamente en los procesos de fitorremediación favoreciendo la asimilación de nutrientes, contribuyendo a la degradación de compuestos complejos a más simples.

Diferentes investigaciones, como lo reportado por Wibowo et al. (2023) en donde investigaron la a *E. crassipes* y *P. Stratiotes* para la bioacumulación con Fe y Mn presentes en agua, ambas

plantas demostraron que la bioacumulación de los metales estudiados se logró en mayor proporción en las raíces. También mencionaron que el factor de bioacumulación en la raíz de *E. crassipes* es de 0.075 mg/g y en la raíz de *P. stratiotes* es de 0.070 mg/g. El valor de FT de *E. crassipes* es de 0.85 mg/g y de *P. stratiotes* es de 0.90 mg/g, estos valores indican que las plantas son plantas hiperacumuladoras. Uno de los factores que pudo haber incidido en la mayor concentración de Fe y Mn en las raíces puede ser por qué las raíces están más cerca de la fuente de iones metálicos y de la misma manera que el mecanismo que utilizan estas plantas es la fitoestabilización.

Un estudio realizado por Li et al. (2023) estudiaron los mecanismos subyacentes a la absorción, acumulación y translocación de ésteres organofosforados y retardantes de llama bromados presentes en agua de río y utilizando *E. crassipes*. Los autores mencionan que existió una absorción pasiva de raíces, teniendo una mayor acumulación en las raíces, alcanzando un valor de bioacumulación de 8.8 y un factor de translocación a las hojas de 2.5. Estos resultados son superiores al presentado en el presente trabajo, sin embargo, las concentraciones con las cuales trabajó Li et al. (2023) son 5,000 veces menores (5,000 ng/g).

Lao et al. (2024) investigaron la acumulación y transformación en *E. crassipes* a través de una serie de experimentos hidropónicos para medir el contenido de fosfato en raíces y en hojas. Los autores reportan que del 87 al 94 % de la concentración de fosfatos se acumula en las raíces, teniendo un mayor factor de Bioacumulación mayor a 5. De igual manera reportan un factor de translocación de 1. Comparado con lo obtenido en el presente trabajo, se muestran resultados similares, sólo que en el estudio presentado por Lao las concentraciones de fosfatos fueron 30 veces menores.

6.3.5 Tasa de Crecimiento Relativo (TCR) y clorofila total para los bioensayos con ARU

La biodisponibilidad de los nutrientes dentro del agua es el factor más importante que afecta el crecimiento de las plantas (Perdomo et al. 2008). En los experimentos de fitorremediación con las tres macrofitas las ARU contenían nutrientes significativos que favorecen el crecimiento. Sin embargo, los diferentes parámetros de crecimiento de las plantas, como la biomasa fresca total, el contenido total de clorofila y la TCR, sufrieron una reducción por la concentración del efluente y su composición de contaminantes.

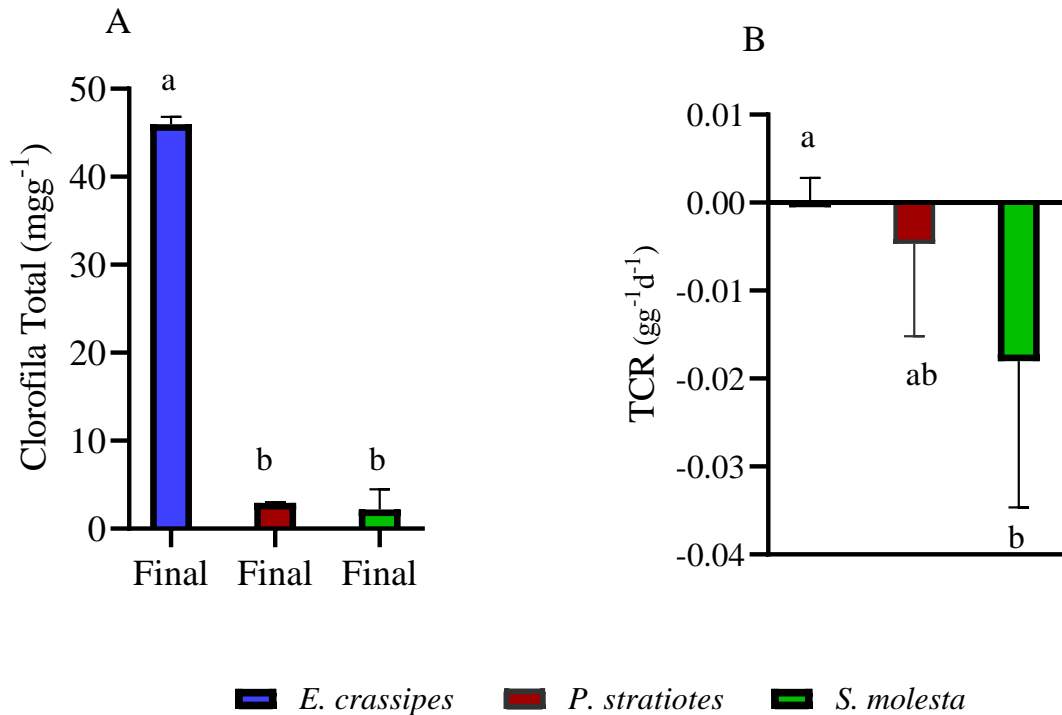


Figura 6.9 (A) Valores de Clorofila total para las macrófitas, (B) Valores de TCR para las macrófitas en los bioensayos con ARU

El contenido total de clorofila (Figura 6.9 A) para *E. crassipes* fue de 45.97 ± 0.8 mg/g, aumentando un 27 %, para *P. stratiotes* fue de 2.94 ± 0.1 mg/g, disminuyendo 40 % y para *S. molesta* el contenido fue de 2.20 ± 2.3 mg/g, disminuyendo un 71 %.

Los resultados de la determinación de la tasa de crecimiento relativo se presentan en la Figura 6.9 B, para *E. crassipes* fue de 0.00024 g/g d, teniendo un aumento del 3 %. Para *P. stratiotes* existe una pérdida de biomasa reflejada en la disminución del 6 ± 1.4 % y para *S. molesta* la disminución es de 22.1 ± 1.9 % (Figura 6.9 B). Estos fenómenos pueden deberse a la composición y a la concentración de nutrientes presentes en las Aguas Residuales Urbanas. Tendiendo un contenido de nutrientes adecuado para *E. crassipes*, en cambio, tóxico para *P. stratiotes* y *S. molesta*, este medio es poco favorable, pues que afecta a su crecimiento y provocando necrosis en estas.

Kumar et al. (2020) evaluaron el crecimiento y la producción de clorofila de *E. crassipes*, para la fitorremediación de aguas residuales provenientes de la industria del papel. Los autores informaron que el contenido máximo de clorofila total para fue de 1.50 ± 0.3 mg/g. Incrementando un 50 % después de 60 días. Los resultados de esta por debajo a lo encontrado en el presente estudio. Por otro lado, Singh et al. (2021) estudiaron la efectividad de *E. crassipes* para la reducción de metales pesados provenientes de efluentes altamente tóxicos de la industria del vidrio, el período de evaluación fue de 40 días, donde el contenido total de clorofila aumentando un 75 % y teniendo un aumento de la TCR de 25 %. Estos resultados no son mejores que los encontrados en el presente trabajo, aun cuando las concentraciones de contaminantes son 1.5 a 2 veces mayor.

De acuerdo con el análisis estadístico, hubo diferencias estadísticamente significativas entre la producción de clorofila y la TCR (ANOVA, $p > 0.05$). Como se muestra en la Figura 6.9 (A) la producción de clorofila total para *E. crassipes* tiene diferencias significativas con las demás especies. Por otro lado, la TCR muestra diferencias significativas para *E. crassipes* con *S. molestas*, pero no se muestran diferencias con *P. stratiotes*.

Xiao et al. (2021) menciona que un cambio en el contenido de clorofila tiene influencia en la remoción de contaminantes, un menor contenido de clorofila se relaciona a una menor remoción. Los resultados obtenidos en el presente trabajo son contrarios a lo mencionado por Xiao et al. (2021), debido a que en las especies *S. molesta* y *P. stratiotes* existió una disminución de clorofila y también una menor remoción de contaminantes. Por otro lado, González et al. (2015,)

mencionana que la exposición a altas concentraciones de contaminantes, las macrófitas acuáticas pueden tener efectos nocivos en la fotosíntesis, tales como clorosis foliar y fenómenos de marchitamiento en los márgenes o ápices de las hojas, provocados por la acumulación de contaminantes en las hojas.

VII. CONCLUSIONES

- *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* y *Salvinia molesta* se adaptaron adecuadamente en el sistema de Islas Flotantes Artificiales.
- En los resultados de los ensayos con Agua Residual Sintética (ARS), no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en los tratamientos C1, C2, C3, ni entre las especies empleadas.
- En los ensayos con ARS los valores más altos de eficiencia se obtienen con *Eichhornia crassipes*, las remociones alcanzando porcentajes de remoción de 70 a 91 % para DQO, de 93 a 100 % para N-NO_3^- y de 75 a 83 % para P-PO_4^{3-} . En el caso de los metales pesados, se lograron eficiencias de remoción de 97 a 100 % para cadmio, cromo y plomo, respectivamente."
- En los ensayos con Agua Residual Urbana (ARU), las especies *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* y *Salvinia molesta* demostraron capacidad para remover concentraciones de DQO, N-NO_3^- , P-PO_4^{3-} , COT, NT y turbidez, alcanzando eficiencias superiores al 50 % en un período de 15 días de operación."
- Los resultados de los ensayos realizados con Aguas Residuales Urbanas mostraron diferencias estadísticamente significativas en los parámetros de Carbono inorgánico (CI), N-NO_3^- , P-PO_4^{3-} , turbidez, TCR y clorofila total. Indicando que *Eichhornia crassipes* es mejor para el proceso de fitorremediación.
- Los resultados de CE y STD mostraron un incremento de un 34.1 y 34.4 % respectivamente, consecuencia de los procesos de fitoestabilización en las IFAs.
- *Eichhornia crassipes* mostró una mayor remoción de contaminantes, con eficiencias de 68.8 % para DQO, 58.7 % de COT, 69.7 % de P-PO_4^{3-} , 56.3 % de N-NO_3^- y 40.9 % de NT en los ensayos con Aguas Residuales Urbanas.

- El uso de las IFAs para la remoción de contaminantes en agua residual de la zona metropolitana de Pachuca provocó que la tasa de crecimiento relativo disminuyera 6 % y 22 % para *Pistia stratiotes* y *Salvinia molesta*, respectivamente. En cambio, la generación de biomasa en *Eichhornia crassipes* aumentó un 3 %.
- Los resultados muestran que las tres macrofitas retiene en mayor cantidad de fosfatos y en menor concentración nitratos, sin embargo, *Eichhornia crassipes* es quien asimila en mayor proporción la cantidad de fosfatos.
- Las rutas de asimilación de nutrientes son semejantes para las tres macrofitas, teniendo una difusión pasiva desde la raíz hasta las hojas. Sin embargo, para *Eichhornia crassipes* tiende a acumular mayor cantidad de nutrientes (28 mg/L de N-NO₃⁻ y 44 mg/L de P-PO₄³⁻) en las raíces. Para *Pistia stratiotes* (3.47 mg/L de N-NO₃⁻ y 34 mg/L de P-PO₄³⁻) y *Salvinia molesta* (7.53 mg/L de N-NO₃⁻ y 31 mg/L de P-PO₄³⁻) la difusión es mayor por tanto la mayor concentración la tienden a acumular en las hojas
- La clorofila total generada por *Pistia stratiotes* y *Salvinia molesta* disminuyó un 40.3 y 70.7 %, respectivamente. En cambio, *Eichhornia crassipes* mostró un aumento de clorofila total del 37.2 %

VIII. RECOMENDACIONES

- Aumentar el número de contaminantes en el agua sintética, con la finalidad de replicar las condiciones de un agua residual real, pero en laboratorio.
- Escalar el proyecto con el fin de implementar estos sistemas en zonas con necesidad de mejorar la calidad del agua.
- Realizar un análisis económico de la factibilidad de implementar los sistemas de Islas Flotantes Artificiales para el tratamiento de Aguas Residuales Urbanas.
- Continuar evaluando la fitorremediación de Aguas Residuales Urbanas con las macrofitas *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* y *Salvinia molesta* en ensayos donde se conviene estas macrofitas
- Evaluar los sistemas de Islas Flotantes Artificiales con otras especies de macrofitas flotantes

IX.- REFERENCIAS

- Afzal, M., Arslan, M., Müller, J. A., Shabir, G., Islam, E., Tahseen, R., Anwar-ul-Haq, M., Hashmat, A.J., Iqbal, S. y Khan, Q.M. (2019). Floating Treatment Wetlands as a Suitable Option for Large-Scale Wastewater Treatment. *Nature Sustainability* 2, 863–871. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0350-y>
- Al-Baldawi, I. A., Abdullah, S. R. S., Almansoori, A. F., Ismail, N. I., Hasan, H. A., y Anuar, N. (2020). Role of *Salvinia molesta* in biodecolorization of methyl orange dye from water. *Scientific reports*, 10(1), 13980. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70740-5>
- Aguiar Terán M. B. y Castillo Torres Y. A. (2019). *Islas Flotantes Artificiales con la Especie Achira (canna indica) como alternativa para la Remoción de Cromo y Coliformes Fecales en Agua Procedente del Rio Cutuchi*. [Tesis especialidad]. Universidad Técnica de Cotopaxi (UTC).
- Amagua, P. E., y Canchig Pilicita, J. L. (2020). *Evaluación de la remoción de contaminantes del sistema IFA con achira (canna indica) a través de un modelo matemático*. [Tesis especialidad]. Universidad Técnica de Cotopaxi (UTC).
- APHA. (1999). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (L. S. Clesceri, A. E. Greenberg, & E. A.D., eds.). Washington D.C: WEF-APHA-AWWA.
- Anand, S., Kumar, S., Kumar, S. y Kumar, N. (2019). Phytoremediation of Heavy Metals and Pesticides Present in Water Using Aquatic Macrophytes. *Phyto and rhizo remediation*, 89-119. https://doi.org/10.1007/978-981-32-9664-0_4.
- Ayanda, O. I., Ajayi, T. y Asuwaju, F. P. (2020). *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms: Uses, challenges, threats, and prospects. *The Scientific World Journal*, 2020(1) 3452172. <https://doi.org/10.1155/2020/3452172>

- Ayaz, T., Khan, S., Khan, A. Z., Lei, M. y Alam, M. (2020). Remediation of industrial wastewater using four hydrophyte species: A comparison of individual (pot experiments) and mix plants (constructed wetland). *Journal of environmental management*, 255, 109833. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109833>
- Balali, M. M., Naseri, K., Tahergorabi, Z., Khazdair, M. R. y Sadeghi, M. (2021). Toxic mechanisms of five heavy metals: mercury, lead, chromium, cadmium, and arsenic. *Frontiers in pharmacology*, 227. <https://doi.org/10.3389/fphar.2021.643972>
- Baldeón, L. Q., Chavez, J. B. A., Suarez, C. F. M. y Huaranga M. C. (2017). Eficiencia de la especie macrófita *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua) para la remoción de parámetros fisicoquímicos, metal pesado (Pb) y la evaluación de su crecimiento en función al tiempo y adopción al medio en una laguna experimental. *Revista de Investigación Ciencia, Tecnología y Desarrollo*, 3(1), 79-93. <http://dx.doi.org/10.17162/rictd.v1i1.899>.
- Cabañas, M. D., Olguín, E. J., Sánchez-Galván, G., Melo, F. J., y Barrientos, M. S. A. (2024). Contribution of the root system of *Cyperus papyrus* and *Pontederia sagittata* to microplastic removal in floating treatment Wetlands in two urban ponds. *Ecological Engineering*, 206, 107334. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107334>
- Camacho, C. (2023). Biodegradación de 17Beta-estradiol y ampicilina contenidos en agua mediante desnitrificación y toxicidad del efluente. [Tesis doctoral]. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH).
- Canales, R. A. y Prieto-García, F. (2020). Taguchi optimization for production of activated carbon from phosphoric acid impregnated agricultural waste by microwave heating for the removal of methylene blue. *Diamond and Related Materials*, 109, 108027. <https://doi.org/10.1016/j.diamond.2020.108027>

- Campaña, E. A. P. y Moreno, E. L. C. (2020). *Evaluación del sistema islas flotantes artificiales (IFA) en el tratamiento de aguas contaminadas por arsénico en la captación del proyecto de riego Chilla Grande*. [Tesis de grado]. Universidad técnica de Cotopaxi. Facultad de Ciencias Agropecuarias y Recursos Naturales. Ecuador.
- Cárdenas, E., Allende, Z., Ferreira, M., Velázquez, A., y Vogt, C. (2023). Estudio de la capacidad depuradora de *Pistia stratiotes L.* en el tratamiento de aguas residuales generados en el Laboratorio de Efluentes de FACEN-UNA. *Reportes científicos de la FACEN*, 14(1), 70-77. <https://doi.org/10.18004/rcfacen.2023.14.1.70>
- Carrasco, G., Tapia, J. y Urrestarazu, M. (2006). Contenido de nitratos en lechugas cultivadas en sistemas hidropónicos. *Idesia (Arica)*, 24(1), 25-30. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292006000100005>
- Carvajal, A. G., y Laso, E. M. (2017). *Uso de islas flotantes para la depuración de aguas residuales [espol]*. [Tesis de grado] Escuela superior politécnica del litoral. <https://www.dspace.espol.edu.ec/retrieve/101605/D-CD102666.pdf>
- Caviedes, D. I., Delgado, D. R. y Olaya Amaya, A. (2016). Remoción de metales pesados comúnmente generados por la actividad industrial, empleando macrófitas neotropicales. *Producción+ Limpia*, 11(2), 126-149.
- Chambers, P. A., Lacoul, P., Murphy, K. J., y Thomaz, S. M. (2008). Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1), 9–26. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9154-6>
- Chen, Z. y Costa Jr, O. S. (2023). Nutrient Sequestration by Two Aquatic Macrophytes on Artificial Floating Islands in a Constructed Wetland. *Sustainability*, 15(8), 6553. <https://doi.org/10.3390/su15086553>

- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2021). Estadísticas del agua en México. Recuperado octubre de 2024 de <https://files.conagua.gob.mx/conagua/publicaciones/Publicaciones/EAM%202021.pdf>
- Crombet, S., Pérez-Pompa, N., Ábalos-Rodríguez, A., Rodríguez-Pérez, S. (2013). Caracterización de las aguas residuales de la comunidad "Antonio Maceo" de la Universidad de Oriente. *Revista Cubana de Química*, 25 (2), 134-142. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=443543735003>
- Cuello, L. F. S., Hernández, L. F. R., y Miranda, J. P. R. (2016). Determinación de la tasa relativa de crecimiento de la *lemna minor sp* en el tratamiento de efluentes de un sistema de tratamiento de aguas residuales municipales. *Revista de Investigaciones*, 7(1), 91-97. *Revista Cubana de Química*, 25 (2) 2, 134-142. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=533777105010>
- Delgadillo, A., González, C., Prieto, F., Villagómez, J., Acevedo, O. (2011). Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. *Tropical and subtropical agroecosystems*, 14(2), 597-612.
- Dechassa, N. y Abate, B. (2020). Current status of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Ethiopia: achievements, challenges and prospects: a review. *Journal of Environment and Earth Science*. 10(12), 1-13. <https://doi.org/10.7176/JEES/10-12-03>
- De Vasconcelos, V. M., de Morais, E. R. C., Faustino, S. J. B., Hernandez, M. C. R., Gaudêncio, H. R. D. S. C., de Melo, R. R. y Bessa Junior, A. P. (2021) Floating aquatic macrophytes for the treatment of aquaculture effluents. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 2600–260. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11308-8>
- Edegbai, B. O., Oki, O. C. (2022) Growth Response of *Abelmoscus esculentus* (L.) Monench Planted in Lead Contaminated Soil. *African Scientist*. 23(2), 120-132. <http://www.niseb.org/afs.AFS2022016/23208>

- Egea, A., Gutiérrez, S. y Quiroga, J. M. (2019). Removal of emerging contaminants from wastewater through pilot plants using intermittent sand/coke filters for its subsequent reuse. *Science of the Total Environment*, 646, 1232–1240. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.399>
- Gao, Y., Yi, N., Wang, Y., Ma, T., Zhou, Q., Zhang, Z. y Yan, S. (2014). Effect of *Eichhornia crassipes* on production of N₂ by denitrification in eutrophic water. *Ecological Engineering*. 68,14-24. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.01.002>
- González, C. I., Maine M. A., Cazenave, J., Sanchez, G. C., Benavides, M. P. (2015). Physiological and biochemical responses of *Eichhornia crassipes* exposed to Cr (III). *Environmental Science and Pollution Research*. 22(5), 3739-47. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3558-6494>
- González, P. (2019). Consecuencias ambientales de la aplicación de fertilizantes. *Asesoría Técnica Parlamentaria*, 1(1), 1-5.
- Goswami, C. y Majumder, A. (2015). Potential of *Lemna minor* in Ni and Cr removal from aqueous solution. *Pollution*. 1(4), 373- 385. <https://doi.org/10.7508/pj.2015.04.003>
- Guadarrama, R., Kido Miranda, J., Roldan Antunez, G., Salas Salgado, M., Mata-García, M., y Vázquez-Briones, M.D.C. (2016). Contaminación del agua. *Revista de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales*, 2(5), 1-10.
- Guevara- Paredes, M. (2021). Calidad del agua: salud de los ecosistemas y salud humana.
- Haghnazar, H., Hudson-Edwards, K. A., Kumar, V., Pourakbar, M., Mahdavianpour, M. y Aghayani, E. (2021) Potentially toxic elements contamination in surface sediment and indigenous aquatic macrophytes of the Bahmanshir River, Iran: Ap-praisal of phytoremediation capability. *Chemosphere*. 285, 131446. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131446>

- Hasan, M. K., Shahriar, A. y Jim, K. U. (2019). Water pollution in Bangladesh and its impact on public health. *Heliyon*, 5(8), e02145. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02145>
- Hassan, I., Chowdhury, S. R., Prihartato, P. K. y Razzak, S. A. (2021). Wastewater treatment using constructed wetland: Current trends and future potential. *Processes*, 9(11), 1917. <https://doi.org/10.3390/pr9111917>
- Haydar, S., Anis, M. y Afaq, M. (2020). Performance evaluation of hybrid constructed wetlands for the treatment of municipal wastewater in developing countries. *Chinese Journal of Chemical Engineering*. 28(6), 1717-1724. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2020.02.017>
- Headley, T. y Tanner, C. (2012). Constructed wetlands with floating emergent macrophytes: an innovative stormwater treatment technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42, 2261-2310. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.574108>.
- Herath, I. y Vithanage, M. (2015) Phytoremediation in Constructed Wetlands. In: Ansari, A., Gill, S., Gill, R., Lanza, G., Newman, L. (eds) *Phytoremediation*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-10969-5_21
- Hernández, R. C. (2022). La importancia de la mapeación de los ecosistemas y sus servicios para la planificación urbana. *Cuadernos de investigación urbanística*, (145), 1-88. <https://doi.org/10.20868/ciur.2022.145.5030>
- Jiménez, E. C., López-Ocaña, G., Bautista-Margulis, R. G., Castelán, E.M., Guerrero-Peña, A., Hernández-Barajas, Jr, y Solís, S.R. (2017) Wastewater treatment by constructed wetlands with *thalia geniculata* and *paspalum paniculatum* in a tropical system of Mexico. *International Journal of Sustainable Development and Planning*. 12(8), 42-50. <https://doi.org/10.2495/SDP-V12-N1-42-50>

- Juárez, C. R., Bugarín-Montoya, R., Alejo-Santiago, G., Aguilar-Castillo, J. A., Peña-Sandoval, G. R., Palemón-Alberto, F., y Aburto-González, C. A. (2022). Concentración de nitratos en lechuga (*lactuca sativa l.*) en un sistema de raíz flotante. *Interciencia*, 47(6), 225-231. <https://www.redalyc.org/journal/339/33971864004/html/>
- Julias, R. T., Rathi J. and Pillai P.M. (2012). Phytoaccumulation of Chromium and Copper by *Pistia stratiotes L.* and *Salvinia natans (L.) All.* *Journal of Natural Product and Plant Resources*, 2 (6): 725-730
- Kadlec, R. H., y Wallace, S. D. (2009). Treatment wetlands (2nd ed). *CRC Press is an imprint of the Taylor & Francis Group*, London New York.
- Kochi, L. Y., Freitas, P. L., Maranhão, L. T., Juneau, P., y Gomes y M. P. (2020). Aquatic Macrophytes in Constructed Wetlands: A Fight against Water Pollution. *Sustainability*. 12(21), 9202. <https://doi.org/10.3390/su12219202>
- Kobir, M. M., Ali, M. S., Ahmed, S., Sadia, S. I. y Alam, M.A. (2024) Assessment of the physicochemical characteristic of wastewater in Kushtia and Jhenaidah Municipal Areas Bangladesh: A Study of DO, BOD, COD, TDS and MPI. *Asian Journal of Geological Research*.7(1), 21-30. <https://journalajoger.com/index.php/AJOGER/article/view/153>
- Kumar, S., Dube, K. K. y Rai, J. P. N. (2005) Mathematical model for phytoremediation of pulp and paper industry wastewater. *Journal of Scientific & Industrial Research*, 64(10), 717–721. <https://nopr.niscpr.res.in/bitstream/123456789/5280/1/JSIR%2064%2810%29%20717-721.pdf>
- Kumar, V., Thakur, R.K. y Kumar, P. (2020) Predicting heavy metals uptake by spinach (*Spinacia oleracea*) grown in integrated industrial wastewater irrigated soils of Haridwar, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192 (11), 1–13. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08673-9>.

- Lao, Z. L., Wu, D., Li, H. R., Liu, Y. S., Zhang, L. W., Feng, Y. F., Yi X. J., Dong-Wei W., Jie J. H. y Ying, G. G. (2024). Uptake mechanism, translocation, and transformation of organophosphate esters in water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): A hydroponic study. *Environmental Pollution*, 341, 122933. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122933>
- Lázaro, R. P. (2015). La nueva cultura del agua, el camino hacia una gestión sostenible. Causas e impactos de la crisis global del agua. *Cuadernos de trabajo Hegoa*, (68), 1-53
- Leblebici, Z., Dalmiş, E. y Andeden, E. E. (2019). Determination of the potential of *Pistia stratiotes* L. in removing nickel from the environment by utilizing its rhizofiltration capacity. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 62, e19180487. <https://doi.org/10.1590/1678-4324-2019180487>
- Li, H., Lao, Z., Liu, Y., Feng, Y., Song, A., Hu, J., y Ying, G. G. (2023). Uptake, accumulation, and translocation of organophosphate esters and brominated flame retardants in water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): A field study. *Science of The Total Environment*, 874, 162435. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162435>
- Li, Y., He, Z.Q., Xia, X.F. y Chen, S. (2021). Research progress of greywater treatment technology at home and abroad. *Journal of Environmental Engineering Technology*. 11 (5), 935-941. <https://doi.org/10.12153/j.issn.1674-991X.20200301> (In Chinese).
- Lin, L., Yang, H., y Xu, X. (2022). Effects of water pollution on human health and disease heterogeneity: a review. *Frontiers in environmental science*, 10, 880246. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.880246>
- Liu, L., Zheng, X., Wei, X., Kai, Z. y Xu, Y. (2021). Excessive application of chemical fertilizer and organophosphorus pesticides induced total phosphorus loss from planting causing surface water eutrophication. *Scientific Reports*, 11(1), 23015. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-02521-7>

- Loloide, Z., Mozaffarian, M., Solieman, M. y Asassian N. (2016). Carbonization and CO₂ activation of scrap tires: optimization of specific surface area by the Taguchi method. *Korean Journal of Chemical Engineering*. 34, 366-375. <https://doi.org/10.1007/s11814-016-0266-4>
- Lorduy, J. V., Barrera, V. N., y Ramos, P. P.(2022) Humedales mayores y menores de Córdoba.
- Loría, K. C., Emiliani, J., Bergara, C. D., Herrero, M. S., Salvatierra, L. M. y Pérez, L. M. (2019). Effect of daily exposure to Pb-contaminated water on *Salvinia biloba* physiology and phytoremediation performance. *Aquatic Toxicology*, 210, 158-166. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.02.019>
- Lu, Y., Song, S., Wang, R., Liu, Z., Meng, J., Sweetman, A. J., Jenkins, A., Ferrier, R. C., Li, H., Luo, W. y Wang, T. (2015). Impacts of soil and water pollution on food safety and health risks in China. *Environment International*, 77, 5-15. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.12.010>
- Luna, V. M., y Aburto-Castañeda, S. (2014). Sistema de humedales artificiales para el control de la eutroficación del lago del Bosque de San Juan de Aragón. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 17(1), 32-55.
- Madeira P. T., Dray Jr. F. A. y Tipping P. W. (2022) The phytogeography and genetic diversity of the weedy hydrophyte, *Pistia stratiotes* L. *Biological Invasions*. 24, 2613-2634, <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02798-3>
- Marín, J. L., Sandoval Herazo, L. C., López-Méndez, M. C., Sandoval-Herazo, M., Meléndez-Armenta, R. Á., González-Moreno, H. R., y Zamora, S. (2023). Treatment wetlands in Mexico for control of wastewater contaminants: A review of experiences during the last twenty-two years. *Processes*, 11(2), 359. <https://doi.org/10.3390/pr11020359>

- Martínez, A.P.F., Díaz-Delgado, C. y Moeller-Chavez, G. (2019). Seguridad hídrica en México: diagnóstico general y desafíos principales. *Ingeniería del agua*, 23(2), 107-121. <https://doi.org/10.4995/Ia.2019.10502>
- Martínez, P. L. y López C. C. (2018). Islas flotantes como estrategia para el establecimiento de plantas acuáticas en el Jardín Botánico de Bogotá. *Gestión y Ambiente*, 21(1), 110-120. <https://doi.org/10.15446/ga.v21n1.69209>
- Mendoza, Y. I. I., Pérez, J. y Galindo, A. A. (2018). Evaluación del aporte de las plantas acuáticas *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* en el tratamiento de aguas residuales municipales. *Información tecnológica*, 29(2), 205-214. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642018000200205>
- Mera, B. E. D. y García, M. J. L. (2023). Fitorremediación con *Eichhornia crassipes* en aguas residuales del cantón Jipijapa, Ecuador. *Revista Iberoamericana Ambiente & Sustentabilidad*, 6, e221-e221. <https://doi.org/10.46380/rias.vol6.e22>.
- Moloantoa, K. M., Khetsha, Z. P., Van Heerden, E., Castillo, J.C., y Cason, E. D. (2022). Nitrate water contamination from industrial activities and complete denitrification as a remediation option. *Water*, 14(5), 799. <https://doi.org/10.3390/w14050799>
- Morales, G. C. H., Gutiérrez, M. Y. J. y Andrade, L. D. C. (2023). Muestreo y Calidad del Agua. *Fondo Editorial Fundación Koinonía*, 10(1), 124-124. <https://doi.org/10.35381/978-980-7792-84-4>
- Murphy, K., Efremov, A., Davidson, T. A., Molina-Navarro, E., Fidanza, K., Betiol, T. C. C. y Urrutia-Estrada, J. (2019). World distribution, diversity and endemism of aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, 158, 103127. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.06.006>

- Mustafa, H. M. y Hayder, G. (2021). Cultivation of *S. molesta* plants for phytoremediation of secondary treated domestic wastewater. *Ain Shams Engineering Journal*, 12(3), 2585-2592. <https://doi.org/10.1016/j.asej.2020.11.028>
- Nannavecchia, P. S. (2016). Contaminación antrópica de los cuerpos de agua. Estudio de su efecto sobre organismos del fitoplancton a escala ecológica y de bioensayos de laboratorio (Doctoral dissertation, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales).
- Nava, R. C., y Méndez, A. M. (2011). Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Archivos de Neurociencias*, 16(3).
- Nellyat, P. (2016). Water pollution: extent, impact, and abatement. *Indian Water Policy at the Crossroads: Resource, Technology and Reforms*. 131-151. https://doi.org/10.1007/978-3-319-25184-4_8
- Nematollahi, M. J., Keshavarzi, B., Zaremoaiedi, F., Rajabzadeh, M. A., Moore, F. (2020) Ecological-health risk assessment and bioavailability of potentially toxic elements (PTEs) in soil and plant around a copper smelter. *Environ. Monit. Assess.* 192 (10), 1–19. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08589-4>
- Ng, Y. S. y Chan, D. J. C. (2017). Wastewater phytoremediation by *Salvinia molesta*. *Journal of Water Process Engineering*, 15, 107-11510. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2016.08.006>
- NMX-AA-029-SCFI-2001. (2001). Análisis de aguas - Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba.
- NMX-AA-030/2-SCFI-2011. (2011). Análisis de agua - Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba.

- NMX-AA-079-SCFI-2001. (2001). Análisis de aguas - Determinación de nitratos en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - método de prueba.
- NOM-001-SEMARNAT-1996. (1996). Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- Olguín, E. J., Sánchez-Galván, G., Melo, F. J., Hernández, V. J. y González-Portela, R. E. (2017). Long-term assessment at field scale of Floating Treatment Wetlands for improvement of water quality and provision of ecosystem services in a eutrophic urban pond. *Science of the Total Environment*, 584, 561-571. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.072>
- Omondi, D.O. y Navalía, A.C. (2020). Constructed Wetlands in Wastewater Treatment and Challenges of Emerging Resistant Genes Filtration and Reloading. *In Inland waters-dynamics and ecology. IntechOpen*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.93293>
- Organización Mundial de la Salud (OMS). Informe 2015 del PCM sobre el acceso a agua potable y saneamiento: datos esenciales [Internet]. Geneva: OMS; c2018 [citado el 01 de noviembre de 2023]. Disponible en: http://www.who.int/water_sanitation_health/monitoring/jmp-2015-key-facts/es/
- Organización de las Naciones Unidas (ONU). (2016). PNUMA advierte sobre el incremento de la contaminación de las aguas en Asia, África y América Latina. Noticias ONU. Informe recuperado de: <https://news.un.org/es/story/2016/08/1363511>
- Parihar, J. K., Parihar, P. K., Pakade, Y. B. y Katnoria, J. K. (2021) Bioaccumulation potential of indigenous plants for heavy metal phytoremediation in rural areas of Shaheed Bhagat Singh Nagar, Punjab (India). *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 2426–2442. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10454-3>

- Pavlineri, N., Skoulikidis, N. y Tsihrintzis, V. (2017). Constructed floating wetlands: a review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis. *Chemical Engineering Journal*. 308, 1120-1132. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.09.140>
- Perdomo, S., Fujita, M., Ike, M. y Tateda, M. (2008). Growth dynamics of *Pistia stratiotes* in temperate climate. wastewater treatment, plant dynamics and management in constructed and natural wetlands. *Springer, Dordrecht*. 277–287. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8235-1_24
- Pérez, M., Camas, A. J. L., Sanchez, A. A., Aguilar, G. A., Gutiérrez, M. F., Escobar, G. E., Voisin, Y., Rios, R. C. y Grajales, C. R. (2018) Optical Method for Estimating the Chlorophyll Contents in Plant Leaves. *Sensors*. 18, 650. <https://doi.org/10.3390/s18020650>
- Pompêo, M. (2017). Monitoreo y manejo de macrófitos acuáticos en embalses tropicales brasileños. *Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo: São Paulo, Brasil*. <https://doi.org/10.11606/97885585658670>
- Prasad, R., Sharma, D., Yadav, K. D. y Ibrahim, H. (2021) Preliminary study on greywater treatment using water hyacinth. *Applied Water Science*. 11(6), 88-96. <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01422-4>
- Queiroz, R. D. C. S. D., Lôbo, I. P., Ribeiro, V. D. S., Rodrigues, L. B. y Almeida-Neto, J. A. D. (2020). Assessment of autochthonous aquatic macrophytes with phytoremediation potential for dairy wastewater treatment in floating constructed wetlands. *International journal of phytoremediation*, 22(5), 518-528. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1686603>
- Rosell, J. A., Marcati, C. R., Olson, M. E., Lagunes, X., Vergilio, P. C., Jiménez-Vera, C. y Campo, J. (2023) Inner bark vs sapwood is the main driver of nitrogen and phosphorus allocation in stems and roots across three tropical woody plant communities. *New Phytologist*. 239(5), 1665-1678. <https://doi.org/10.1111/nph.19085>

- Rodríguez, J. P., Gómez, E., Garavito, L. y López, F. (2010). Estudio de comparación del tratamiento de aguas residuales domésticas utilizando lentejas y buchón de agua en humedales artificiales. *Tecnología y Ciencias del Agua, antes Ingeniería hidráulica en México*, 1(1), 59-68. <https://revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/46>
- Sandoval, Y. L. y Mantilla, M. G. (2015). Caracterización y tratabilidad de agua residual municipal/industrial por lodos activados. *2º Congreso Nacional AMICA. Asociación mexicana de ingeniería ciencia y gestión ambiental*.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2018). Estadísticas del Agua en México. Disponible en: http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2018.pdf
- Severiche, S. C. y González, G. H. (2012). Determinación de fosfatos en aguas por método colorimétrico. Validación del método. *Química Hoy*, 2(3), 28-32. <https://doi.org/10.29105/qh2.3-156>
- Singh, J., Kumar, V., Kumar, P. y Kumar, P. (2022). Kinetics and prediction modeling of heavy metal phytoremediation from glass industry effluent by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19, 5481-5492. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03433-9>
- Srivastava, S., Mishra, S., Tripathi, R. D., Dwivedi, S., Trivedi, P. K., Tandon, P. K. (2007). Phytochelatins and Antioxidant Systems Respond Differentially during Arsenite and Arsenate Stress in *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle. *Environ Sci Technol*. 41(8), 2930–2936. <https://doi.org/10.1021/es062167j>
- Stefanakis, A. I. (2018). Introduction to constructed wetland technology. *John Wiley & Sons, Ltd, Chichester*, 1-21. <https://doi.org/10.1002/9781119268376.ch0>

- Ting, W. H. T., Tan, I. A. W., Salleh, S. F., y Abdul Wahab, N. (2020). Ammoniacal nitrogen removal by *Eichhornia crassipes*-based phytoremediation: process optimization using response surface methodology. *Applied water science*, 10, 1-11. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-1163-x>
- Tufail, M. A., Iltaf, J., Zaheer, T., Tariq, L., Amir, M. B., Fatima, R., Asbat A., Kabeer T., Fahad M., Naeem H., Shoukat U., Noor H., Awais M., Umar W. y Ayyub, M. (2022). Recent advances in bioremediation of heavy metals and persistent organic pollutants: A review. *Science of the Total Environment*, 850, 157961. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157961>
- UNESCO, ONU-Agua, (2020). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los Recursos Hídricos 2020: Agua y Cambio Climático, Paris, UNESCO.
- UNICEF; WHO. *Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene—Joint Monitoring Programme* (2017). Update and SDG Baselines; World Health Organization (WHO); The United Nations Children's Fund (UNICEF): Geneva, Switzerland, 2017.
- UNICEF (2019). Marco mundial para el agua, el saneamiento y la higiene en las zonas urbanas. Nueva York, ISBN: 978-92-806-5087-7.
- Vargas, S. (2019). Escasez, trasvases y redistribución del agua en México. *ru. iiec.unam.mx*.14–29.
- Varol, M. (2020). Spatio-temporal changes in surface water quality and sediment phosphorus content of a large reservoir in Turkey. *Environmental Pollution*, 259, 113860. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113860>
- Víctor, K. K., Séka, Y., Norbert, K. K., Sanogo, T. A., y Celestin, A. B. (2016). Phytoremediation of wastewater toxicity using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes*). *International Journal of Phytoremediation*, 18(10), 949-955. <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1183567>

- Wang, J., Wang, W., Xiong, J., Li, L., Zhao, B., Sohail, I. y He, Z. (2021). A constructed wetland system with aquatic macrophytes for cleaning contaminated runoff/storm water from urban area in Florida. *Journal of Environmental Management*, 280, 111794. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111794>
- White, S. A. y Cousins, M. M. (2013). Floating treatment wetland aided remediation of nitrogen and phosphorus from simulated stormwater runoff. *Ecological Engineering*, 61, 207-215. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.020>
- Wibowo, Y. G., Nugraha, A.T. y Rohman, A. (2023) Phytoremediation of several wastewater sources using *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes* in indonesia. *Environmental Nanotechnology Monitoring & Management*. 20, 100781. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2022.104101>
- Wu, S., Lyu, T., Zhao, Y., Vymazal, J., Arias, C. A., Brix, H. (2018). Rethinking Intensification of Constructed Wetlands as a Green Eco-Technology for Wastewater Treatment. *Environ. Sci. Technol.* 52, 4, 1693–1694. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00010>
- Xiao, H., Peng, S., Liu, X., Jia, J., y Wang, H. (2021) Phytoremediation of nutrients and organic carbon from contaminated water by aquatic macrophytes and the physiological response. *Environmental Technology & Innovation*. 21, 101295. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101295>
- Xie, P., Zahoor, F., Iqbal, S. S., Zahoor, S., Ullah, S., Noman, M. (2022) Elimination of toxic heavy metals from industrial polluted water by using hydrophytes. *Journal of Cleaner Production*. 352, 131358. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131358>
- Yan, A., Wang, Y., Tan, S. N., Mohd Yusof, M. L., Ghosh, S. y Chen, Z. (2020). Phytoremediation: a promising approach for revegetation of heavy metal-polluted land. *Frontiers in Plant Science*, 11, 359. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00359>

- Yeh, N., Yeh, P., Chang, Y., (2015). Artificial floating islands for environmental improvement. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 47, 616-622, <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.03.090>
- Zambrano Intriago, H. A. (2023). Diseño de un Biofiltro utilizando *Lemna Minor* (Lenteja de agua) y *Eichhornia Crassipes* (Jacinto de agua) para la captación de metales pesados (Cd, Cr Y Pb) del Ramal B del estero salado Guayaquil-Ecuador (Bachelor's thesis).
- Zhang, D. Q., Jinadasa, K. B. S. N., Gersberg, R. M., Liu, Y., Ng, W. J. y Tan, S. K. (2014). Application of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Developing Countries—A Review of Recent Developments (2000–2013). *Journal of Environmental Management*, 141, 116–131. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.03.015>.




X.- ANEXOS

Publicaciones derivadas de la presente tesis doctoral:

- Hernández-Vásquez, L. A., Romo-Gómez, C., Alvarado-Lassman, A., Prieto-García, F., Camacho-López, C., y Acevedo-Sandoval, O. A. (2024). Artificial Floating Islands for the Removal of Nutrients and Improvement of the Quality of Urban Wastewater. *Water*, 16(10), 1443.
- Hernandez-Vasquez, L.A., Prieto-García F., Alvarado-Lassman A., Romo-Gómez, C., Aquino-Torres E., Hernández Salinas G., Ramírez-Rivera E.D., Acevedo Sandoval O.A., Reyes Rosas, S. (2023). Treatment of laundry wastewater by constructed wetlands with *Eichhornia crassipes*. *Desalination and water treatment*, 312, 50-54. DOI: 10.5004/dwt.2023.30009
- Hernandez-Vásquez, L.A., García, F.P., Méndez, J.P., Lassman, A., y Otazo, E.M. (2022). Artificial wetlands and floating islands: Use of macrophytes. *South Florida Journal of Development*, 3(1), 476-498. DOI: <https://doi.org/10.46932/sfjdv3n1-036>

Article

Artificial Floating Islands for the Removal of Nutrients and Improvement of the Quality of Urban Wastewater

Luis Alfredo Hernández-Vásquez ^{1,2}, Claudia Romo-Gómez ¹, Alejandro Alvarado-Lassman ^{3,*}, Francisco Prieto-García ¹, Cesar Camacho-López ¹ and Otilio Arturo Acevedo-Sandoval ¹

¹ Área Académica de Química, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Mineral de la Reforma 42184, Hidalgo, Mexico; alfredohv_basicas@zongolica.tecnm.mx (L.A.H.-V.); claudiar@uaeh.edu.mx (C.R.-G.); prietogarciafrancisco68@gmail.com (F.P.-G.); cesar_camacho@uaeh.edu.mx (C.C.-L.); acevedo@uaeh.edu.mx (O.A.A.-S.)

² Tecnológico Nacional de México, Campus Zongolica, Km 4 Carretera a la Compañía S/N, Tepetitlanapa, Zongolica 95005, Veracruz, Mexico

³ División de Estudios de Posgrado e Investigación-Instituto Tecnológico de Orizaba, Av. Oriente 9 No. 852, Col. E. Zapata, Orizaba 94320, Veracruz, Mexico

* Correspondence: lassman@prodigy.net.mx

Abstract: A high amount of nutrients can be found in urban wastewater (UW), which makes it difficult to treat. The purpose of this research was to evaluate the potential of the aquatic macrophytes *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, and *Salvinia molesta* in the treatment of UW. To evaluate the potential of each macrophyte, phytoremediation bioassays were established; the hydraulic retention time for each bioassay was 15 days. The physicochemical analysis of the water samples considered pH, turbidity, electrical conductivity (EC), total dissolved solids (TDS), dissolved oxygen (DO), chemical oxygen demand (COD), total carbon (TC), phosphates (PO₄³⁻-P), nitrate (NO₃-N), and total nitrogen (TN). To evaluate the phytoremediation potential of each plant, the bioconcentration factors (BCFs) and translocation factors (TFs) for NO₃-N and PO₄³⁻-P were evaluated. Likewise, the relative growth rates (RGRs) and total chlorophyll production of the macrophytes were measured. The results showed that the highest efficiency was achieved with the bioassays with *E. crassipes*, with removal values of 69.7%, 68.8%, 58.7%, 69.4%, 56.3%, and 40.9% for turbidity, COD, TOC, PO₄³⁻-P, NO₃-N, and TN, respectively. The phytoremediation potential results showed that, for BCF, the highest value was 4.88 mg/g of PO₄³⁻-P with *E. crassipes*, and for TF, it was 6.17 mg/g of PO₄³⁻-P with *S. molesta*. The measurement of RGR and total chlorophyll for *E. crassipes* showed an increase of 0.00024 gg⁻¹d⁻¹ and an increase of 4.5%, respectively. On the other hand, the other macrophytes suffered decreases in chlorophyll content and RGR. Thus, *E. crassipes* is defined as the macrophyte with the greatest potential for the UW phytoremediation process.

Keywords: phytoremediation; floating macrophytes; eutrophication; nutrient pollution



Citation: Hernández-Vásquez, L.A.; Romo-Gómez, C.; Alvarado-Lassman, A.; Prieto-García, F.; Camacho-López, C.; Acevedo-Sandoval, O.A. Artificial Floating Islands for the Removal of Nutrients and Improvement of the Quality of Urban Wastewater. *Water* **2024**, *16*, 1443. <https://doi.org/10.3390/w16101443>

Academic Editor: Alejandro Gonzalez-Martinez

Received: 3 May 2024

Revised: 13 May 2024

Accepted: 16 May 2024

Published: 18 May 2024



Copyright: © 2024 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

In recent decades, the world's population has grown at an astonishing rate, and cities have been constantly growing, causing a serious shortage of fresh water [1,2]. According to the United Nations, around two-thirds of the world's population currently faces water scarcity [3]. On the other hand, as urbanization accelerates, wastewater-related problems increase due to the discharge of untreated wastewater into various water bodies [4]. Pollution reaching freshwater bodies in urban areas is a serious global problem [1].

Urban wastewater contains large amounts of nutrients (nitrogen- and phosphorus-based compounds); when these waters are discharged into bodies of water, their effect is harmful, directly affecting the deterioration of the trophic state of freshwater [2]. One of the harmful effects is eutrophication; this occurs when there is an excessive presence of nutrients, causing the proliferation of algae, some of which release toxic substances, such

as cytotoxins, which represent a threat to humans, fish, and shellfish, as well as marine mammals and birds [5,6]. Eutrophication can also change the composition of species in an ecosystem, resulting in the loss of vital ecological services [7]. Additionally, the economic impacts of eutrophication are significant and can include increased water treatment costs and loss of recreational opportunities [7,8]. Mitigation of eutrophication in freshwater bodies has been tested with a wide range of technical and regulatory approaches [9–11]. One of the factors that most limits the use of these techniques is usually their high cost [12]. This is why, in the last 40 years, plant-based treatment methods such as phytoremediation have had a greater impact. Compared with biological and chemical treatment processes, phytoremediation processes are more feasible and effective in most cases [13–15]. Phytoremediation is a plant-based process that absorbs or degrades excess nutrients in terrestrial and aquatic environments. It is a profitable, sustainable, and environmentally friendly technology; it can be used in artificial wetlands or hydroponic systems [16]. Artificial floating islands (AFIs) are a variation of constructed wetlands [17]. They are structures designed to float on the surface of a body of water and structured to develop plants whose roots grow at the bottom of the water [18,19]; the vegetation can imitate natural wetlands and perform multiple physical, chemical, and biological functions. For this reason, they have been tested as an alternative for the treatment of wastewater from different polluting sources [20–22] and used as an ecotechnology to mitigate eutrophication and improve water quality [18]. AFIs have gained popularity as low-cost solutions [22].

AFIs are constructed using emergent and free-floating aquatic macrophytes, which provide valuable habitats and theoretically improve ecological function [23]. The hydroponic nature of floating macrophytes presents a significant advantage over traditional phytoremediation treatment systems (constructed wetlands), since, in their extensive floating rhizospheres, a greater surface area is available for biofilm growth [24]. Macrophytes that have been used in wastewater phytoremediation include the following: *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Ceratophyllum demersum* L., *Potamogeton perfoliatus*, *Lemna minor*, *Limnobium laevigatum*, *Typha orientalis*, *Vertiveria zizanioides*, carrizo común, maná, malva de Virginia, *Salvinia molesta*, *Stuckenia pectinate*, *Phragmites australis*, *Alternanthera*, *Arundo donax*, *Mentha Aquatica*, *Nelumbo nucifera*, and *Nymphaea* [16,25]. In particular, the macrophytes *E. crassipes*, *P. stratiotes*, and *S. molesta* have a significant advantage over other plants, due to their exceptional nutrient uptake, resistance to pollution, and massive growth. Considered hyperaccumulator plants, they are efficient in capturing chlorides, sulfates, nitrates, phosphates, carbonates, and heavy metals [26,27]. However, the mechanisms of absorption, translocation, and transformation in these plants are not yet fully characterized [28], such that there is disagreement about the nutrient elimination pathways (absorption or sedimentation). Recent review articles have attributed the majority (50.8%) of nutrient removal to sedimentation [29] and have concluded that “sedimentation caused by the root system is the primary route for removal” [20]. However, there is no consensus on the criteria for determining nutrient capture pathways. It is for all the above reasons that the objective of this study was to evaluate the performance of *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, and *Salvinia molesta* regarding the removal of $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3\text{-P}}$ from urban wastewater using artificial floating islands.

2. Materials and Methods

2.1. Description of the Study Area

The urban wastewater (UW) used in this study was taken from a body of water into which various unregulated and untreated drainage discharges are discharged, located in the urban area of Mineral de la Reforma, Hidalgo, Mexico (N 20°6′33.790″, W 98°43′29.680″), where in the months of August to January the temperature can range between 4 and 24 °C, and in the period where the experiment was carried out, the range was 17.5 to 21.3 °C. The studies were carried out in batches, at a microcosm scale; the plants were placed in glass containers and designated a protected area under shade that allowed adequate exposure to air and sunlight.

2.2. Construction of the AFI

The AFI was constructed using elbows and 0.5-inch PVC piping to form a 12 cm × 36 cm outer frame, over which plastic mesh, jute fiber mesh, and plastic bottles were installed (Figure 1A). The basal part of the plant rests between the plastic mesh and the jute mesh. The first mesh serves as a support for the plants, and the second gives a better appearance to the floating structures. The plastic bottles ensure that the structure remains floating and are located under the PVC structure [30]. The aerial parts of the plants protrude above the plant fiber, and the roots extend below the floating structure and towards the bottom of the body of water.

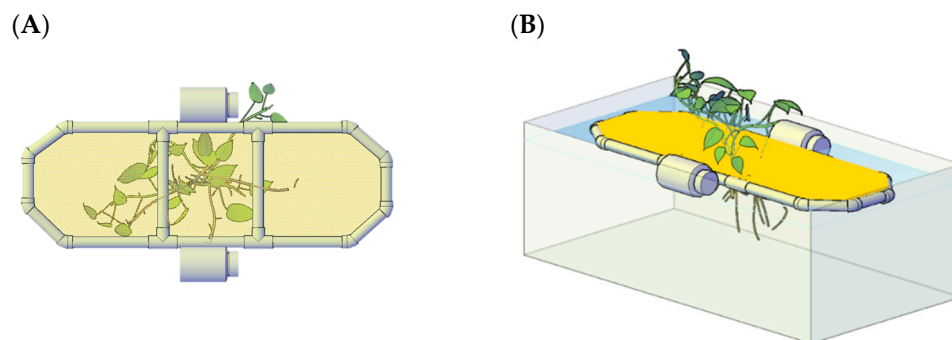


Figure 1. (A) AFI structure and (B) phytoremediation bioassays.

2.3. Selection of Macrophytes

The aquatic macrophytes *E. crassipes*, *P. stratiotes*, and *S. molesta* were collected from a body of water in Veracruz, Mexico (N 18°47' 20.360", W 97°11' 50.751). Healthy plants were selected, with a length of 10 ± 3 cm above the roots and an average individual weight of 20 ± 5 g.

2.4. Operation of Phytoremediation Bioassays

This research was performed in UW 20 L batch glass cells without water flow. There were three plants in each glass cell. The experiments were carried out in a laboratory with sufficient sunlight under a natural day–night regime, that is, 12 h of light and 12 h of darkness. The experiments were carried out from 1 August to 15 December 2023. The plants were acclimatized to the glass cells with tap water five days before the start of the study [28]. For the phytoremediation bioassays, the hydraulic residence time was 15 days. Sampling was carried out at intervals of two days. The collected wastewater samples were transferred to the laboratory for water quality analysis. Readings were recorded in triplicate, and the average results obtained were expressed as means \pm standard deviations. The GraphPad PRISM[®] package (version 8.0.1) was used for the analysis of variance (ANOVA) to evaluate the significance of differences, and the Student's *t*-test was also used. Furthermore, a *p*-value less than 0.05 was considered statistically significant.

2.5. Physicochemical Characterization of UW

Determinations of temperature, turbidity, pH, DO, EC, and TDS were made with the portable multiparameter analyzer HANNA HI 9829. NO₃-N concentrations were measured with a nitrate test kit (Hanna Instruments HI97728B, Romania); for PO₄³⁻-P, a phosphate colorimeter (Hanna Instruments HI713, USA) was used. The determinations of TOC, IC, and TN were quantified using a Shimadzu-brand total organic carbon analyzer (32442). The 5220 D colorimetric method was used [31–33] to determine the COD.

2.6. Analysis of Water Samples

The collection, conservation, and physicochemical analysis of the samples followed the procedures established in the Standard Methods [31]. The concentrations of DO, TDS,

EC, COD, PO₄³-P, TOC, NT, and NO₃-N, as well as pH and turbidity, were evaluated during the retention time. Subsequently, removal efficiencies (*E*) were calculated using Equation (1).

$$E(\%) = \left(\frac{C_0 - C_t}{C_0} \right) \times 100 \quad (1)$$

where *C*₀ is the initial concentration of a contaminant (mg/L) and *C*_{*t*} is the final concentration of the same contaminant (mg/L).

2.7. Phytoaccumulation Evaluation

The ability of macrophytes to absorb and accumulate potentially toxic elements from water can be described by the bioconcentration factor (BCF). The BCF is determined by the relationship between the concentrations of toxic elements in the dry mass of the roots of macrophytes and in the sediment generated in the water. The translocation factor (TF) is defined as the ability of macrophytes to transfer potentially toxic elements from the roots to the upper parts of the plant. In this study, the TF value was estimated as the ratio between the concentrations of potentially toxic elements (NO₃-N and PO₄³-P) in the leaves of macrophytes and in the roots. BCF and TF values were calculated using the following equations [34]:

$$BCF = \frac{C_{roots}}{C_{water}} \quad (2)$$

$$TF = \frac{C_{leaves}}{C_{roots}} \quad (3)$$

where *C*_{roots} and *C*_{leaves} represent the concentrations of NO₃-N and PO₄³-P in the macrophyte tissues (mg/g) and *C*_{water} is the concentration of NO₃-N and PO₄³-P in the UW (mg/L).

Bioaccumulation can be evaluated using BCFs and the following categories: 0.001 < BCF < 0.01, very weak absorption; 0.01 < BCF < 0.1, weak absorption; 0.1 < BCF < 1, intermediate absorption; 1 < BCF < 10, strong absorption; and 10 < BCF < 100, intensive absorption [35]. On the other hand, a TF value >1 indicates a good transfer system and phytoextraction capacity [36]. A BCF >1 and a TF > 1 show phytoextraction capacity, while a BCF >1 and a TF <1 may only show phytostabilization (phytoimmobilization) capacity [35].

To determine the concentration of NO₃-N and PO₄³-P in roots and leaves, each plant was cut and divided into roots, stems, and leaves; subsequently, these were dried in an oven at 100 ± 5 °C for 4 h. Once the vegetative parts were dry, each part was ground in a mortar and then passed through a 40-mesh mesh [37,38]. The powder obtained was stored in polyethylene bags for the determination of nitrate and phosphate concentrations. For this, 100 mg of sample was weighed, and 20 mL of distilled water at 80 °C was added. The resulting solution was stirred for 30 minutes using a magnetic stirrer. Then, the resulting solution was filtered through borosilicate membrane filters of 0.45 μm porosity [39]. The method used to determine nitrates is based on the reduction that nitrate undergoes to nitrite when passing through a cadmium column. The phosphate method is an adaptation of the ascorbic acid method [40].

2.8. Evaluation of Growth Attributes in Macrophytes Exposed to UW

Each plant was weighed individually before the experiment, and at the end of the hydraulic retention time, a digital scale (SOLI, USS-DBS15-5, IN) was used. The average weight of three plants was taken as the effective fresh plant biomass, and the results were expressed as relative growth rates (RGRs). For this, the logarithmic equation [41] was used to express the relative changes in biomass over a period of experimental time (Equation (4)).

$$RGR(gg^{-1}d^{-1}) = \left(\frac{\ln w_t - \ln w_0}{\Delta t} \right) \quad (4)$$

where *W*_{*t*} and *W*₀ are estimated fresh plant biomasses and Δ*t* is a 15-day time interval.

To estimate the total chlorophyll content, the leaves of each macrophyte were washed and subsequently crushed in a mortar; 1 g of the crushed sample was taken and mixed with 5 ml of 80% acetone. After grinding the sample, the content was brought to 50 mL by adding more acetone solution and then centrifuged at 10,000 rpm for 30 min (Z 383, Hermle LaborTechnik GmbH). Finally, the supernatant was separated, and the absorbance was taken using a double-beam UV-Vis spectrophotometer (4001/4, Scientific™ GENESYS 20) at 645 and 663 nm, as described by Pérez-Patricio et al. [42] and Kumar et al. [43].

$$\text{Total Chlorophyll} \left(\text{mg g}^{-1} \right) = (8.2 * A_{663}) + (20.2 * A_{645}) \quad (5)$$

where A_{663} and A_{645} are the absorbances at 663 nm and 645 nm, respectively. The spectrophotometer was set to zero using 80% acetone.

3. Results and Discussion

3.1. Physicochemical Characterization of UW

Table 1 shows the average values for the physicochemical characterization of the wastewater. The values were as follows: 1.63 mg/L for DO, 2639.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ for EC, 781 mg/L for COD, 29.04 mg/L for PO_4^{3-}P , 170.63 mg/L for TOC, 117 mg/L for NT, 22.6 mg/L for $\text{NO}_3\text{-N}$, 7.81 for pH, and 248 FTU for turbidity. Mendoza et al. [44] characterized municipal wastewater from the city of Riohacha in Colombia, where the water had a pH of 7.60 ± 0.16 and the other values were as follows: DO: 1.19 ± 0.79 , COD: 355 ± 115 , $\text{NO}_3\text{-N}$: 1554 ± 1694 , and PO_4^{3-}P : 2975 ± 2457 . Similar values, such as those for pH, DO, and COD, were found in this research. On the other hand, Kobir et al. [45] sampled urban wastewater in Kushtia and Jhenaidah, Bangladesh. Determinations in the Kushtia municipal area ranged between 0.21 and 1.24 mg/L, 97.33 and 592.34 mg/L, and 431.34 and 849.33 mg/L for DO, COD, and TDS, respectively. In Jhenaidah Municipality, levels ranged between 0.34 and 1.72 mg/L, 55.33 and 491.67 mg/L, and 412.34 and 895.66 mg/L for DO, COD, and TDS, respectively.

Table 1. Physicochemical characterization of the UW.

Parameter	Value
Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	17.4 ± 2.6
pH	7.81 ± 0.71
EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2639 ± 14.85
TDS (mg/L)	1319 ± 7.78
DO (mg/L)	1.63 ± 0.04
Turbidity (FNU)	248 ± 31.82
COD (mg/L)	741 ± 4.36
TOC (mg/L)	170 ± 3.73
PO_4^{3-}P (mg/L)	29 ± 0.51
$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/L)	22 ± 1.06
TN (mg/L)	117 ± 0.45

The temperature range of water considered appropriate for the growth of aquatic plants is 15 to 38 $^{\circ}\text{C}$. A temperature of 20 $^{\circ}\text{C}$ is considered optimal, and the lowest value that plants can withstand for their development is 6 $^{\circ}\text{C}$ [46]. The water temperature throughout this study was 17.4 ± 2.6 $^{\circ}\text{C}$, which shows that the phytoremediation process was carried out under adequate conditions and that this factor did not significantly affect the phytoremediation process.

3.2. Monitoring and Evaluation of Bioassays

Table 2 shows the parameters evaluated in the bioassays using *E. crassipes*, *P. stratiotes*, and *S. molesta*.

Table 2. Output values for phytoremediation bioassays.

Parameter	<i>E. crassipes</i>	<i>P. stratiotes</i>	<i>S. molesta</i>
pH	8.3 ± 0.28	8.44 ± 0.02	8.39 ± 0.4
EC (µs/cm)	2943 ± 9.65	2885 ± 15.6	3007 ± 21.9
TDS (mg/L)	1479 ± 14.10	1417.5 ± 2.8	1463.0 ± 3.5
DO (mg/L)	1.6 ± 0.3	0.5 ± 0.0035	0.18 ± 0.008
Turbidity (FNU)	75.14 ± 24.7	94.24 ± 28.3	186.0 ± 29
COD (mg/L)	231.19 ± 26.8	285.28 ± 61	315.67 ± 26
TOC (mg/L)	70.21 ± 4.5	55.08 ± 2.7	84.92 ± 4.5
PO ₄ ³ -P (mg/L)	8.99 ± 0.51	8.99 ± 0.3	27.26 ± 0.7
NO ₃ -N (mg/L)	9.61 ± 0.8	16.54 ± 1.5	20.28 ± 0.4
TN (mg/L)	69.14 ± 0.5	67.86 ± 1.3	81.67 ± 3.5

For the bioassays where only *E. crassipes* was used, there was an increasing trend in some parameters; the increase was 6.3%, 11.5%, and 12.1% for pH, EC, and TDS, respectively. However, the DO decreased by 1.8%. For the tests using *P. Stratiotes* (Table 2), it was observed that the pH showed an increase of 8.1%, while EC increased by 9.3% and TDS increased by 7.5%. On the contrary, DO values decreased by 69.3%. In the case of the bioassays with *S. molesta*, the pH values increased by 7.4%, EC by 13.9%, and TDS by 10.9%; however, DO decreased by 89% (Table 2).

Alkaline pH is favorable for wastewater treatment by aquatic plants [44]. During the phytoremediation bioassays with the three macrophytes, an increase in pH from 7.81 to 8.4 occurred, indicating that the bioassays underwent alkalization. In general, the experiment was carried out at an optimal pH (7–8) for nutrient absorption and the biochemical reactions of living organisms. The change in pH may have been due to the consumption of CO₂ resulting from the photosynthetic activities of the macrophytes; on the other hand, in the rhizospheres of plants, an imbalance may occur due to the absorption of cations and anions, which can change the pH [44]. In the phytoremediation process with aquatic plants, various mechanisms operate, the main ones being sedimentation and filtration of contaminants [46]. Due to these mechanics and alkalization, an increase in TDS and EC may occur. For this research, in the three phytoremediation bioassays, an increase in TDS and EC occurred, which may have been due to the generation of carbonates and sediment generation.

DO dynamics for an aquatic system are often complex and considered an essential component for assessing water quality. In this investigation, there were low DO concentrations due to the concentration in the influent and probably because aeration in the systems was not successful. The dissolved oxygen was higher before the treatment and tended to decrease due to various factors; the most relevant in this context was the decomposition of the plants; this reduces the amount of dissolved oxygen, and therefore it could also have affected the performance of the treatment [47]. Similar observations were presented by Mera and García [48], who treated urban wastewater with a pH of 5.5 and an EC of 156 S/cm; for the treatment with *E. crassipes*, the treatment time was nine days, the pH increased to 8.17, and the EC was 256.4 S/cm.

3.3. Removal Efficiency of Physicochemical Parameters

The removal efficiencies for turbidity, COD, TOC, PO₄³-P, NO₃-N, and NT can be seen in Table 3.

For the bioassays with *E. crassipes*, efficiencies greater than 40% were achieved, and for COD (68.8%), PO₄³-P (69.7%), and turbidity (69.7%), the efficiencies were close to 70%. The results obtained for the pollutant removal efficiencies by *P. stratiotes* (Table 3) were mostly higher than 40%, except for nitrate removal, with only 24.8% removed. The highest elimination achieved was for PO₄³-P, with a value of 67.6%. The bioassays with *S. molesta* (Table 3) were diverse; the lowest efficiency achieved was 7.8% for NO₃-N, while the highest removal was 57.4% for COD. In comparison with the other bioassays, significant differences were noted ($p < 0.05$). As can be seen in the present study, the three

macrophytes can eliminate various contaminants. Still, it is *E. crassipes* that showed a more extraordinary absorption capacity than the other aquatic plants. Mendoza et al. [44] evaluated the potential of *E. crassipes* in the treatment of municipal wastewater over 14 days. The wastewater had initial concentrations of 355 ± 155 mg/L of COD, 2975 ± 2457 mg/L of $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, and $1,554 \pm 1694$ mg/L of $\text{NO}_3\text{-N}$. For the study, 40 liters were used per experiment, and elimination efficiencies of 74.8%, 44.4%, and 21.1% were achieved for COD, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, and $\text{NO}_3\text{-N}$, respectively. These results are like those presented in our research; however, the other group achieved higher removals, which can be attributed to the fact that more plants were used in their research, with up to 16 plants per experiment.

Table 3. Removal efficiency of phytoremediation bioassays.

E (%)	<i>E. crassipes</i>	<i>P. stratiotes</i>	<i>S. molesta</i>
Turbidity	69.7 ± 1.2	62 ± 7.0	25 ± 3.1
COD	68.8 ± 5.0	61.5 ± 14.1	57.4 ± 9.5
TOC	58.7 ± 0.1	59 ± 1.2	50.5 ± 1.6
$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	69.4 ± 1.4	67.6 ± 0.6	6.0 ± 1.8
$\text{NO}_3\text{-N}$	56.3 ± 0.10	24.8 ± 0.2	7.8 ± 0.7
TN	40.9 ± 0.9	42.2 ± 2.4	30.2 ± 2.8

Cárdenas et al. [49] studied the purification capacity of *Pistia stratiotes* L. in the treatment of synthetic waters, and the hydraulic retention time was nine days. The results showed that there was an increase in pH (5.4 to 6.2) and DO (4.78 to 12.09 mg/L of O_2). The COD content was 214.8 mg/L, reaching an elimination of 40.8%. On the other hand, Haydar et al. [50] evaluated the phytoremediation potential of *P. stratiotes* in the treatment of municipal wastewater; the hydraulic retention time was eight days. The initial concentrations were 451 ± 452 mg/L of COD, 1.4 ± 0.2 mg/L of phosphorus (P), and 37.5 ± 1.85 mg/L of Total Kjeldahl Nitrogen (TKN), and removal efficiencies of 80% for COD, 88% for P, and 82% for TKN were achieved.

Mustafa and Hayder [51] evaluated the performance of *S. molesta* in phytoremediation of domestic wastewater samples treated for 14 days, with a retention time of 24 h; the efficiencies were 97.7%, 99.7%, 99%, and 90.6% for turbidity, phosphate, ammoniacal nitrogen, and nitrate, respectively. In this research, a hydroponic system was used, which kept the water in recirculation and under constant aeration, which could have allowed greater removal of the macrophyte. On the other hand, Ng and Chan [52] investigated the phytoremediation performance of *S. molesta* in an AFI; for this, they used a palm oil manufacturing effluent, and the hydraulic retention time was 16 days. According to the obtained results, turbidity decreased from 7.56 NTU to 0.94 NTU in just two days. The initial concentration of phosphate was 3.5 mg/L, eliminating 95%; for COD, the concentration was 9 to 64 mg/L COD, reaching an elimination of 39%. What this suggests to us is that the conditions in which the phytoremediation process is developed using *S. molesta* considerably affect the performance and that recirculation and aeration passively benefit the elimination of contaminants.

3.4. Phytoaccumulation Evaluation

The BCF and TF values for nitrates and phosphates in the three macrophytes are represented in Figure 2. The BCF values (Figure 2A) referring to nitrates for *P. Stratiotes* and *S. molesta* were below 1; the highest value was 2.89 ± 0.23 mg/g with *E. crassipes*. The BCF values for phosphates for *E. crassipes* were 4.88 ± 0.08 mg/g, and for *P. stratiotes*, they were 3.48 ± 0.20 mg/g, which exceeded the value of 1, suggesting strong absorption by these two macrophytes. *S. molesta* showed an intermediate absorption ($0.1 < \text{BCF} < 1$) with 0.15 ± 0.03 mg/g.

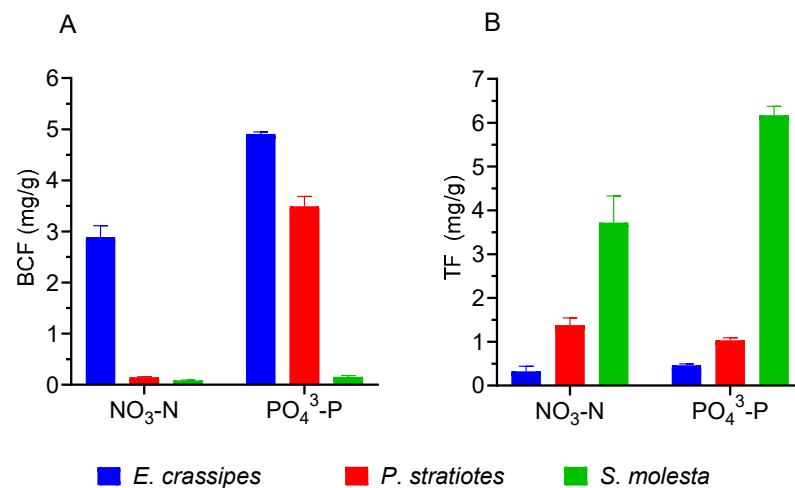


Figure 2. (A) BCF values and (B) TF values for the three macrophytes.

The highest TF values (Figure 2B) were reached by *S. molesta* with 3.72 ± 0.61 mg/g and 6.17 ± 0.21 mg/g for nitrates and phosphates, respectively. *P. stratiotes* reached values of 1.38 ± 0.17 mg/g and 1.03 ± 0.06 mg/g for nitrates and phosphates, respectively. These results suggest a high translocation capacity from the roots to the leaves. On the other hand, *E. crassipes* reached values of 0.32 ± 0.12 mg/g and 0.46 ± 0.03 mg/g for nitrates and phosphates, respectively. A TF < 1 indicates ineffective translocation.

The BCF results showed that the three macrophytes have a higher affinity for phosphates, which are considered important nutrients for vegetative reproduction. Vegetative growth is the main resource for the assimilation of PO₄³-P. During the growth stages, plants need PO₄³-P to develop their biomass [46], such that aquatic plants are more susceptible to its assimilation.

The results suggest that *S. molesta* and *P. stratiotes* have a high translocation capacity for toxic compounds and a high phytoextraction capacity. On the other hand, *E. crassipes* has a low translocation transfer; this macrophyte has a tolerance strategy for toxic compounds with a high retention capacity in the roots. This may be due to its long and dense roots, which are responsible for absorbing nutrients and therefore act to intercept and absorb suspended particles [50], which suggests that the mechanism of contaminant retention is phytostabilization.

Wibowo et al. [53] investigated the bioaccumulation of *E. crassipes* and *P. Stratiotes* using water contaminated with Fe and Mn; both plants showed that the bioaccumulation of heavy metals is achieved in greater proportions in the roots: the BCF in the root of *E. crassipes* was 0.075 mg/g, and in the root of *P. stratiotes*, it was 0.070 mg/g. The TF value for *E. crassipes* was 0.85 mg/g, and that for *P. stratiotes* was 0.90 mg/g, indicating that the plants are hyperaccumulator plants. One of the factors that could have affected the higher concentration of heavy metals in the roots may have been that the roots were closer to the source of metal ions, and, as in the aforementioned study, this suggests that the mechanism used by these plants is phytostabilization.

Li et al. [54] studied the mechanisms underlying the uptake, accumulation, and translocation of organophosphate esters and brominated flame retardants in a typically polluted river using free water hyacinth. Passive absorption by the roots was the dominant route, with a higher concentration of contaminants in the roots and the possibility of translocation to the leaves. Translocation in water hyacinth also showed a close association with its degree of bromination, but its accumulation in the roots showed anomalies, indicating possible transformations. Plant biomass showed significant effects on root accumulation and translocations in water hyacinth. Lao et al. [28] investigated accumulation and transformation in *E. crassipes* through a series of hydroponic experiments to measure phosphate contents.

It was discovered that phosphates can enter the roots of plants through passive diffusion pathways, but they can also return to a solution when concentration gradients exist.

3.5. Effects of UW on Macrophyte Attributes

The bioavailability of nutrients within water is the most important factor affecting plant growth [55]. In the phytoremediation experiments with the three macrophytes, the UW contained significant nutrients that promote growth. However, different plant growth parameters, such as total fresh biomass, total chlorophyll content, and RGR, were significantly affected ($p < 0.05$) by the effluent concentration and its nutrient composition. The total chlorophyll content for *E. crassipes* was $45.97 \pm 0.8 \text{ mgg}^{-1} \text{ fwt}$, and for *P. stratiotes* it was $2.94 \pm 0.1 \text{ mgg}^{-1} \text{ fwt}$. For *S. molesta*, it was $2.20 \pm 2.3 \text{ mgg}^{-1} \text{ fwt}$ (Figure 3A), and the RGR for *E. crassipes* was $0.00024 \text{ gg}^{-1} \text{ d}^{-1}$; however, for *P. stratiotes*, there was a loss of biomass reflected in the decrease of $0.0046 \text{ gg}^{-1} \text{ d}^{-1}$, and for *S. molesta* the biomass similarly decreased by $0.018 \text{ gg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (Figure 3B). These phenomena may have been due to the composition of the UW, which tended to have an adequate nutrient content for *E. crassipes* and to be toxic for *P. stratiotes* and *S. molesta*; this medium is unfavorable, since it affects the growth of and causes necrosis in these plants.

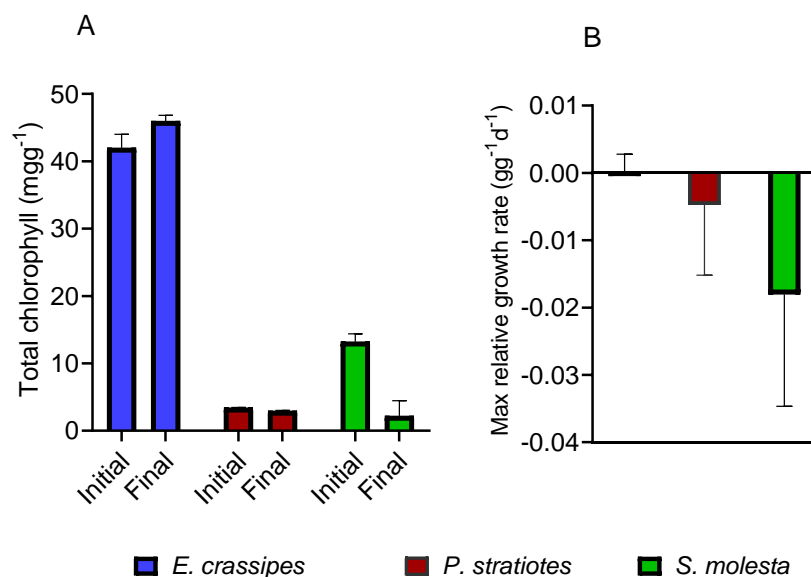


Figure 3. (A) Total chlorophyll and (B) RGR values for the three macrophytes.

The increase in total chlorophyll content for *E. crassipes* was like that presented by Kumar et al. [56], who reported that the maximum total chlorophyll content for *E. crassipes* was $1.50 \pm 0.3 \text{ mgg}^{-1} \text{ fwt}$. It increased by 50% after 60 days of phytoremediation with wastewater from the manufacture of pulp and paper. Photosynthetic pigments, such as chlorophyll, in green plants are important components of the photosynthesis system. A significant change in the number of pigments can have adverse consequences for the entire metabolism of the plant through the degradation of membrane lipids and reactive oxygen species, which implies that plants reduce their nutrient intake [41]. This research shows that *P. stratiotes* and *S. molesta* plants exhibited a decrease in chlorophyll production, which was related to a low removal of contaminants due to a decrease in nutrient intake.

Likewise, exposure to high concentrations of contaminants directly affects the growth of aquatic macrophytes; they can have harmful effects, such as loss of biomass, wilting, and leaf chlorosis, which leads to the RGR being directly affected. Singh et al. [57] studied the effectiveness of *E. crassipes* for the reduction of heavy metals from highly toxic effluents of the glass industry. The evaluation period was 40 days, and the total chlorophyll content was $3.53 \pm 0.11 \text{ mgg}^{-1} \text{ fwt}$ and the RGR was $0.0026 \text{ gg}^{-1} \text{ d}^{-1}$, showing that there was an increase in biomass and an increase in chlorophyll generation.

The nutrients present in UW act as food for plants and are essential for their growth. The growth rate is directly related to the plant's nutrient removal capacity. Aquatic macrophytes have the potential to double their biomass within 7 to 15 days [46], indicating that RGR needs to increase. An increase in RGR is directly related to nutrient removal capacity.

The term “hormesis” refers to the increase in chlorophyll in certain aquatic plants such as *E. crassipes*. Through this mechanism, they control an alteration of homeostasis due to the induction of environmental stress. It is one of the defense mechanisms that are stimulated in adverse environmental conditions [58]. Due to the hormesis mechanism and the increase in RGR, it is evident that *E. crassipes* can adapt to toxic environments such as UW, and, in the same way, a greater removal of contaminants by this plant is reflected.

4. Conclusions

The use of an AFI with floating macrophytes proved to be effective for the removal of residual nutrients present in the UW utilized in this study. The selection of suitable plants can help to create a system with greater removal capacity. Of the three macrophytes used, it was observed that *E. crassipes* surpassed *P. stratiotes* and *S. molesta* in removal efficiency with respect to turbidity (69.7%), COD (68.8%), $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ (69.4%), and $\text{NO}_3\text{-N}$ (56.3%), and only in the elimination of TOC (59%) and NT (42.2%) did *P. stratiotes* achieve the highest efficiency. In the uptake of nitrates and phosphates by the three macrophytes, greater assimilation of phosphates was shown. These nutrients tend to be ingested by roots through passive diffusion from a solution and transported to the leaves. However, for *E. crassipes*, there was greater accumulation in the roots, which could indicate slower translocation. However, *P. stratiotes* and *S. molesta* showed greater accumulation in the leaves, indicating a higher translocation speed. Biomass generation and chlorophyll production in plants were affected during the study period, with decreases in both *P. stratiotes* and *S. molesta*. On the other hand, for *E. crassipes*, the RGR was $0.00024 \text{ gg}^{-1}\text{d}^{-1}$, and the total chlorophyll production increased by 9.46%, which demonstrates its greater capacity for adaptation and nutrient sequestration. Of the three macrophytes used, based on the parameters evaluated, *Eichhornia crassipes* has the greatest potential. The impressive overall performance of *Eichhornia crassipes* makes it the best candidate for AFI applications aimed at nutrient remediation. However, this study investigated only three floating macrophytes, and it would be necessary to expand this research by including different plants. Thus, its applicability in other regions may be limited. Future studies should focus on investigating AFIs in field experiments to understand their performance under dynamic conditions more broadly. Furthermore, performing biomass nutrient analyses for large-scale AFIs will help gain a deeper and more appropriate understanding to optimize the performance of AFIs.

Author Contributions: Conceptualization, C.R.-G., A.A.-L., F.P.-G., and C.C.-L.; formal analysis, L.A.H.-V., C.C.-L., and O.A.A.-S.; investigation, L.A.H.-V., A.A.-L., and C.R.-G.; writing—original draft preparation, L.A.H.-V. and C.C.-L.; writing—review and editing, L.A.H.-V. and C.C.-L.; supervision, C.R.-G. and F.P.-G.; project administration, A.A.-L. and O.A.A.-S. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research received no external funding.

Data Availability Statement: Data are contained within the article.

Acknowledgments: The authors thank CONAHCYT for all the support in this research.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflicts of interest.

References

1. Sousa, S.A.; Esteves, A.F.; Salgado, E.M.; Pires, J.C.M. Enhancing urban wastewater treatment: *Chlorella vulgaris* performance in tertiary treatment and the impact of anaerobic digestate addition. *Environ. Technol. Innov.* **2024**, *34*, 103601. [[CrossRef](#)]
2. Wantzen, K.; Alves, C.; Badiane, S.; Bala, R.; Blettler, M.; Callisto, M.; Cao, Y.; Kolb, M.; Kondolf, G.; Leite, M.; et al. Urban stream and wetland restoration in the global south—A DPSIR analysis. *Sustainability* **2019**, *11*, 4975. [[CrossRef](#)]
3. Badr, E.S.A.; Tawfik, R.T.; Alomran, M.S. An Assessment of Irrigation Water Quality with Respect to the Reuse of Treated Wastewater in Al-Ahsa Oasis, Saudi Arabia. *Water* **2023**, *15*, 2488. [[CrossRef](#)]

4. Smol, M.; Preisner, M.; Bianchini, A.; Rossi, J.; Hermann, L.; Schaaf, T.; Kruopien Pamakštys, K. Strategies for sustainable and circular management of phosphorus in the Baltic Sea Region: The holistic approach of the InPhos Project. *Sustainability* **2020**, *12*, 2567–2588. [CrossRef]
5. Wang, H.; Bouwman, A.F.; Van Gils, J.; Vilmián, L.; Beusen, A.H.W.; Wang, J.; Liu, X.; Yu, Z.; Ran, X. Hindcasting harmful algal bloom risk due to land-based nutrient pollution in the Eastern Chinese coastal seas. *Water Res.* **2023**, *231*, 119669. [CrossRef] [PubMed]
6. Glibert, P.M.; Beusen, A.H.W.; Harrison, J.A.; Durr, H.H.; Bouwman, A.F.; Laruelle, G.G. Changing land-, sea-, and airscapes: Sources of nutrient pollution affecting habitat suitability for harmful algae. In *Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms*; Ecological Studies; Glibert, P., Berdalet, E., Burford, M., Pitcher, G., Zhou, M., Eds.; Springer: Cham, Switzerland, 2023; Volume 232. [CrossRef]
7. Ansari, A.A.; Singh Gill, S.; Lanza, G.R.; Rast, W. (Eds.) *Eutrophication: Causes, Consequences, and Control*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2011. [CrossRef]
8. de Jonge, V.N.; Elliott, M.; Orive, E. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: Eutrophication. In *Nutrients and Eutrophication in Estuaries and Coastal Waters: Proceedings of the 31st Symposium of the Estuarine and Coastal Sciences Association (ECSA), held in Bilbao, Spain, 3–7 July 2000*; Orive, E., Elliott, M., de Jonge, V.N., Eds.; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2002; pp. 1–19. [CrossRef]
9. USEPA. National Nutrient Strategy. Available online: <https://www.epa.gov/nutrient-policy-data/national-nutrient-strategy> (accessed on 15 February 2024).
10. USEPA. Algal Toxin Risk Assessment and Management Strategic Plan for Drinking Water. Available online: <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/algal-toxin-risk-assessment-and-management-strategic-plan-drinking> (accessed on 15 February 2024).
11. USEPA. The Harmful Algal Bloom and Hypoxia Research and Control Amendments Act (HABHRCA). Available online: <https://www.epa.gov/cyanohabs/harmful-algal-bloom-and-hypoxia-research-and-control-amendments-act-habhrca> (accessed on 20 February 2024).
12. Preisner, M.; Neverova-Dziopak, E.; Kowalewski, Z. Mitigation of eutrophication caused by wastewater discharge: A simulation-based approach. *Ambio* **2021**, *50*, 413–424. [CrossRef] [PubMed]
13. Oswald, W. Microalgae and wastewater treatment. In *Micro-Algal Biotechnology*; Borowitzka, M.A., Borowitzka, L.J., Eds.; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 1988; pp. 305–328.
14. Abdel-Raouf, N.; Al-Homaidan, A.A.; Ibraheem, I.B.M. Microalgae and wastewater treatment. *Saudi J. Biol. Sci.* **2012**, *19*, 257–275. [CrossRef] [PubMed]
15. Chang, Y.; Cui, H.; Huang, M.; Él, Y. Artificial Floating Islands for Water Quality Improvement. *Environ. Rev.* **2017**, *25*, 350–357. [CrossRef]
16. Mustafa, H.M.; Hayder, G. Recent studies on applications of aquatic weed plants in phytoremediation of wastewater: A review article. *Ain Shams Eng. J.* **2020**, *12*, 355–365. [CrossRef]
17. Osti, J.A.S.; do Carmo, C.F.; Cerqueira, M.A.S.; Giamas, M.T.D.; Peixoto, A.C.; Vaz-dos-Santos, A.M.; Mercante, C.T.J. Nitrogen and phosphorus removal from fish farming effluents using artificial floating islands colonized by *Eichhornia crassipes*. *Aquac. Rep.* **2020**, *17*, 100324. [CrossRef]
18. Chen, Z.; Costa, O.S., Jr. Nutrient Sequestration by Two Aquatic Macrophytes on Artificial Floating Islands in a Constructed Wetland. *Sustainability* **2023**, *15*, 6553. [CrossRef]
19. Samal, K.; Kar, S. Ecological Floating Bed (EFB) for Decontamination of Polluted Water Bodies: Design, Mechanism and Performance. *J. Environ. Manag.* **2019**, *251*, 109550. [CrossRef] [PubMed]
20. Pavlineri, N.; Skoulidikis, N.T.; Tsihrintzis, V.A. Constructed Floating Wetlands: A review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis. *Chem. Eng. J.* **2017**, *308*, 1120–1132. [CrossRef]
21. Afzal, M.; Arslan, M.; Müller, J.A.; Shabir, G.; Islam, E.; Tahseen, R.; Anwar-ul-Haq, M.; Hashmat, A.J.; Iqbal, S.; Khan, Q.M. Floating Treatment Wetlands as a Suitable Option for Large-Scale Wastewater Treatment. *Nat. Sustain.* **2019**, *2*, 863–871. [CrossRef]
22. O’Hare, M.T.; Baattrup-Pedersen, A.; Baumgarte, I.; Freeman, A.; Gunn, I.D.M.; Lázár, A.N.; Sinclair, R.; Wade, A.J.; Bowes, M.J. Responses of aquatic plants to eutrophication in rivers: A revised conceptual model. *Front. Plant Sci.* **2018**, *9*, 451. [CrossRef]
23. Rome, M.; Happel, A.; Dahlenburg, C.; Nicodemus, P.; Schott, E.; Mueller, S.; Lovell, K.; Beighley, R.E. Application of floating wetlands for the improvement of degraded urban waters: Findings from three multi-year pilot-scale installations. *Sci. Total Environ.* **2023**, *877*, 162669. [CrossRef] [PubMed]
24. Walker, C.; Tondera, K.; Lucke, T. Stormwater treatment evaluation of a constructed floating wetland after two years operation in an urban catchment. *Sustainability* **2017**, *9*, 1687. [CrossRef]
25. United States Department of Agriculture (USDA). *The Plant Database, National Plant Data Team 2019*; NRCS: Greensboro, NC, USA, 2019. Available online: <https://plants.usda.gov> (accessed on 19 February 2024).
26. Colares, G.S.; Dell’Osbel, N.; Wiesel, P.G.; Oliveira, G.A.; Lemos, P.H.Z.; da Silva, F.P.; Lutterbeck, C.A.; Kist, L.T.; Machado, Ê.L. Floating treatment wetlands: A review and bibliometric analysis. *Sci. Total Environ.* **2020**, *714*, 136776. [CrossRef] [PubMed]
27. Lynch, J.; Fox, L.J.; Owen, J.S.; Sample, D.J. Evaluation of commercial floating treatment wetland technologies for nutrient remediation of stormwater. *Ecol. Eng.* **2015**, *75*, 61–69. [CrossRef]

28. Lao, Z.L.; Wu, D.; Li, H.R.; Liu, Y.S.; Zhang, L.W.; Feng, Y.F.; Jiang, X.Y.; Wu, D.W.; Hu, J.J.; Ying, G.G. Uptake mechanism, translocation, and transformation of organophosphate esters in water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): A hydroponic study. *Environ. Pollut.* **2024**, *341*, 122933. [[CrossRef](#)]
29. Wang, W.H.; Wang, Y.; Sun, L.Q.; Zheng, Y.C.; Zhao, J.C. Research and application status of ecological floating bed in eutrophic landscape water restoration. *Sci. Total Environ.* **2020**, *704*, 135434. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
30. Martínez-Peña, L.; López-Candela, C. Floating islands as a strategy for the establishment of aquatic plants in the Botanical Garden of Bogotá. *Manag. Environ.* **2018**, *21*, 110–120. [[CrossRef](#)]
31. *APHA Standard Methods for Examining Water and Wastewater*, 20th ed.; American Public Health Association: Washington, DC, USA; American Water Works Association: Denver, CO, USA; Water Environment Federation: Alexandria, VA, USA, 1998.
32. Goswami, C.; Majumder, A. Potential of *Lemna minor* in Ni and Cr removal from aqueous solution. *Pollution* **2015**, *1*, 3. [[CrossRef](#)]
33. Queiroz, R.D.C.S.D.; Lôbo, I.P.; Ribeiro, V.D.S.; Rodrigues, L.B.; Almeida-Neto, J.A.D. Assessment of autochthonous aquatic macrophytes with phytoremediation potential for dairy wastewater treatment in floating constructed wetlands. *Int. J. Phytoremediation* **2020**, *22*, 518–528. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
34. Haghazadeh, H.; Hudson-Edwards, K.A.; Kumar, V.; Pourakbar, M.; Mahdavianpour, M.; Aghayani, E. Potentially toxic elements contamination in surface sediment and indigenous aquatic macrophytes of the Bahmanshir River, Iran: Appraisal of phytoremediation capability. *Chemosphere* **2021**, *285*, 131446. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
35. Nematollahi, M.J.; Keshavarzi, B.; Zaremoaiedi, F.; Rajabzadeh, M.A.; Moore, F. Ecological-health risk assessment and bioavailability of potentially toxic elements (PTEs) in soil and plant around a copper smelter. *Environ. Monit. Assess.* **2020**, *192*, 639. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
36. Parihar, J.K.; Parihar, P.K.; Pakade, Y.B.; Katnoria, J.K. Bioaccumulation potential of indigenous plants for heavy metal phytoremediation in rural areas of Shaheed Bhagat Singh Nagar, Punjab (India). *Environ. Sci. Pollut. Control Ser.* **2021**, *28*, 2426–2442. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
37. Rosell, J.A.; Marcati, C.R.; Olson, M.E.; Lagunes, X.; Vergilio, P.C.; Jiménez-Vera, C.; Campo, J. Inner bark vs sapwood is the main driver of nitrogen and phosphorus allocation in stems and roots across three tropical woody plant communities. *New Phytol.* **2023**, *239*, 1665–1678. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
38. Edegbai, B.O.; Oki, O.C. Growth Response of *Abelmoscus esculentus* (L.) Monenck Planted in Lead Contaminated Soil. *Afr. Sci.* **2022**, *23*, 120–132.
39. Carrasco, G.; Tapia, J.; Urrestarazu, M. Nitrate content in lettuces grown in hydroponic systems. *Idesia* **2006**, *24*, 25–30. [[CrossRef](#)]
40. Juárez-Rosete, C.R.; Bugarín-Montoya, R.; Alejo-Santiago, G.; Aguilar-Castillo, J.A.; Peña-Sandoval, G.R.; Palemón-Alberto, F.; Aburto-González, C.A. Nitrate concentration in lettuce (*Lactuca sativa* L.) in a floating root system. *Interscience* **2022**, *47*, 225–231.
41. Leblebici, Z.; Dalmiş, E.; Andeden, E.E. Determination of the potential of *Pistia stratiotes* L. in removing nickel from the environment by utilizing its rhizofiltration capacity. *Braz. Arch. Biol. Technol.* **2019**, *62*, e19180487. [[CrossRef](#)]
42. Pérez-Patricio, M.; Camas-Anzueto, J.L.; Sanchez-Alegria, A.; Aguilar-González, A.; Gutiérrez-Miceli, F.; Escobar-Gómez, E.; Voisin, Y.; Rios-Rojas, C.; Grajales-Coutiño, R. Optical Method for Estimating the Chlorophyll Contents in Plant Leaves. *Sensors* **2018**, *18*, 650. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
43. Kumar, V.; Thakur, R.K.; Kumar, P. Predicting heavy metals uptake by spinach (*Spinacia oleracea*) grown in integrated industrial wastewater irrigated soils of Haridwar, India. *Environ. Monit. Assess.* **2020**, *192*, 709. [[CrossRef](#)]
44. Mendoza, Y.I.; Pérez, I.J.; Galindo, A.A. Evaluation of the Contribution of the Aquatic Plants *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes* in the Municipal Wastewater Treatment. *Technol. Inf.* **2018**, *29*, 205–214. [[CrossRef](#)]
45. Kobir, M.M.; Ali, M.S.; Ahmed, S.; Sadia, S.I.; Alam, M.A. Assessment of the physicochemical characteristic of wastewater in Kushtia and Jhenaidah Municipal Areas Bangladesh: A Study of DO, BOD, COD, TDS and MPI. *Asian J. Geol. Res.* **2024**, *7*, 21–30.
46. Prasad, R.; Sharma, D.; Yadav, K.D.; Ibrahim, H. Preliminary study on greywater treatment using water hyacinth. *Appl. Water Sci.* **2021**, *11*, 88–96. [[CrossRef](#)]
47. Rezaei, S.; Din, M.F.M.; Taib, S.M.; Dahalan, F.A.; Songip, A.R.; Singh, L.; Kamyab, H. The efficient role of aquatic plant (water hyacinth) in treating domestic wastewater in continuous system. *Int J Phytorem.* **2016**, *18*, 679–685. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
48. Mera, B.E.D.; García, M.J.L. Phytoremediation with *Eichhornia crassipes* in wastewater from the Jipijapa canton, Ecuador. *Ibero-Am. Mag. Environ. Sustain.* **2023**, *6*, e221.
49. Cárdenas, E.; Allende, Z.; Ferreira, M.; Velázquez, A.; Vogt, C. Study of the purification capacity of *Pistia stratiotes* L. in the treatment of wastewater generated in the Effluents Laboratory of FACEN-UNA. *FACEN Sci. Rep.* **2023**, *14*, 70–77. [[CrossRef](#)]
50. Haydar, S.; Anis, M.; Afaq, M. Performance evaluation of hybrid constructed wetlands for the treatment of municipal wastewater in developing countries. *Chin. J. Chem. Eng.* **2020**, *28*, 1717–1724. [[CrossRef](#)]
51. Mustafa, H.M.; Hayder, G. Cultivation of *S. molesta* plants for phytoremediation of secondary treated domestic wastewater. *Ain Shams Eng. J.* **2021**, *12*, 2585–2592. [[CrossRef](#)]
52. Ng, Y.S.; Chan, D.J.C. Wastewater phytoremediation by *Salvinia molesta*. *J. Water Process Eng.* **2017**, *15*, 107–115. [[CrossRef](#)]
53. Wibowo, Y.G.; Nugraha, A.T.; Rohman, A. Phytoremediation of several wastewater sources using *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes* in Indonesia. *Environ. Nanotechnol. Monit. Manag.* **2023**, *20*, 100781. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
54. Li, H.; Lao, Z.; Liu, Y.; Feng, Y.; Song, A.; Hu, J.; Ying, G.G. Uptake, accumulation, and translocation of organophosphate esters and brominated flame retardants in water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): A field study. *Sci. Total Environ.* **2023**, *874*, 162435. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]

55. Perdomo, S.; Fujita, M.; Ike, M.; Tateda, M. *Growth Dynamics of Pistia stratiotes in Temperate Climate. Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands*; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2008; pp. 277–287. [[CrossRef](#)]
56. Kumar, S.; Dube, K.K.; Rai, J.P.N. Mathematical model for phytoremediation of pulp and paper industry wastewater. *J. Sci. Ind. Res.* **2005**, *64*, 717–721.
57. Singh, J.; Kumar, V.; Kumar, P.; Kumar, P. Kinetics and prediction modeling of heavy metal phytoremediation from glass industry effluent by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Int. J. Environ. Sci. Technol.* **2022**, *19*, 5481–5492. [[CrossRef](#)]
58. González, C.I.; Maine, M.A.; Cazenave, J.; Sanchez, G.C.; Benavides, M.P. Physiological and biochemical responses of *Eichhornia crassipes* exposed to Cr (III). *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* **2015**, *22*, 3739–3747. [[CrossRef](#)]

Disclaimer/Publisher’s Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.



Treatment of laundry wastewater by constructed wetlands with *Eichhornia crassipes*

Luis Alfredo Hernández Vásquez^{a,b}, Francisco Prieto García^{b,*}, Alejandro Alvarado Lassman^c, Claudia Romo Gómez^b, Eliazar Aquino Torres^b, Gregorio Hernández Salinas^a, Emmanuel de Jesús Ramírez Rivera^a, Otilio A. Acevedo Sandoval^b, Sergio Reyes Rosas^a

^aTecnológico Nacional de México, Campus Zongolica, Km. 4 Carretera a la Compañía S/N, Tepetitlanapa, 95005, Zongolica, Veracruz, México, email: alfredohv_basicas@zongolica.tecnm.mx (L.A. Hernández Vásquez), gregorio_hs@zongolica.tecnm.mx (G. Hernández Salinas), ejramirezrivera@zongolica.tecnm.mx (E. de Jesús Ramírez Rivera), sergio_reyes_pd0225@zongolica.tecnm.mx (S.R. Rosas)

^bUniversidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca – Actopan Km. 4.5, Campo de Tiro, 42039, Pachuca de Soto, Hidalgo, México, emails: prietogarciafrancisco68@gmail.com (F.P. García), claudiar@uaeh.edu.mx (C.R. Gómez), eaquino@uaeh.edu.mx (E.A. Torres), acevedo@uaeh.edu.mx (O.A. Acevedo Sandoval)

^cTecnológico Nacional de México, Campus Orizaba, Oriente 9, Emiliano Zapata, 94320, Orizaba, Veracruz, México, email: lassman@prodigy.net.mx

Received 10 June 2023; Accepted 24 September 2023

ABSTRACT

Rapid urbanization and the increase in world population have led to the generation of substantial volumes of laundry wastewater. In the present research work, the efficiency of *Eichhornia crassipes* for the treatment of wastewater from domestic laundries was studied. It was created in a system of artificial floating islands and placed in polyethylene cells with a useful volume of 20 L of capacity, a hydraulic retention time of 21 d was established. During the treatment, the parameters of pH, electrical conductivity (EC), total dissolved solids (TDS), chemical oxygen demand (COD), and phosphate–phosphorus ions ($\text{PO}_4\text{-P}$) were determined. All parameters decreased significantly. The pH decreased from 9.33 to 8.29, the EC from 3,999 to 1,745 mS/cm, TDS from 2,000 to 847 mg/L, as well as the COD from 945 to 71 mg/L, and finally the PO_4^{3-} ions of 202.5 to 5.7 mg/L. According to the results obtained, the system of artificial floating islands with *E. crassipes* is considered efficient and adequate for the removal of contaminants present in laundry wastewater.

Keywords: Grey waters; Floating macrophytes; Phytoremediation; Constructed wetlands, Ecotechnology

1. Introduction

With the growth of the world population and urbanization in recent years, the generation of wastewater is increasing [1–3]. Most of this wastewater is usually spilled into bodies of water without pretreatment or monitoring [4–6], causing serious ecological problems, such as the deterioration of water quality and biodiversity loss [7–9]. Grey water is defined as wastewater generated from showers, cooking,

dishwashers, and washing machines, but is separated from toilet wastewater. This type of water includes between 50% and 80% of domestic wastewater [10]. Grey water from the laundry is characterized by a diverse content of organic and inorganic compounds and surfactants (anionic and cationic), which causes these waters to be considered complex and difficult to treat [11–13].

Developing countries are paying attention to low-cost, ecological, and sustainable water treatments [14,15]. Artificial floating islands are a type of artificial wetland,

* Corresponding author.

designed to contain aquatic plants and float on the surface of the water [16]. The implementation of these systems has been highlighted for its easy operation, economic profitability, and environmental friendliness [17–19]. The water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) is a floating macrophyte, which stands out for its ability and efficiency to capture chlorides, sulfates, nitrates, phosphates, carbonates, and heavy metals [20–23], which is why they have been used for the phytoremediation of agricultural, domestic, and industrial wastewater [24–27]. However, there is little information regarding the treatment of grey water with water hyacinth. The objective of this study is to evaluate the phytoremediation potential of *E. crassipes* in artificial floating island systems for the treatment of grey water from domestic laundries, by investigating its performance in the elimination of contaminants and evaluating the quality of the treated water, we seek to contribute to understanding its efficiency and effectiveness as a natural treatment option.

2. Materials and methods

2.1. Description of the study area and sample collection

The study was carried out at the Tecnológico Nacional de México, Zongolica Campus, in the experimental ranch “La Luisa”, located in the municipality of Tezonapa, Veracruz, Mexico. The average temperature during the months of investigation was 34°C (± 3.5). The water was collected from domestic laundry wastewater extracted from a house (18° 30'26.956" N 96° 34'20.3" W). 20 L of wastewater were collected and placed in polyethylene containers, in said containers the experiments were carried out.

2.2. Selection and adaptation of plants

Juvenile plants of *E. crassipes* extracted from a body of water located in the municipality of Tezonapa, Veracruz, Mexico, were collected, transported, and placed in culture cells to adapt them to the new environment for one week. The systems were arranged in a sheltered area, allowing adequate exposure to air and sunlight.

2.3. Assembly of artificial floating islands

Structures composed of a 0.5-inch PVC tube frame were designed, on which a plastic mesh, a jute fiber mesh, and recycled plastic bottles were placed (Fig. 1). The basal part of the plant's rests between the plastic mesh and the jute mesh, the first mesh serves as a support for the plants and the second maintains the humidity of the roots and gives a better appearance to the floating structures. Plastic bottles guarantee that the structure remains floating and are located under the PVC structure [28]. The aerial part of the plants protrudes above the plant fiber and the roots extend below the floating structure towards the bottom of the water body. 180 g (± 32.3 g) of *E. crassipes* were placed on the artificial floating islands.

2.4. Sampling and chemical analysis

The experiments were carried out in discontinuous mode having a hydraulic retention time of 21 d. The treated

water samples were taken in triplicate, and these samples were collected on days 7, 15, and 21. For the collection, preservation, and analysis of the samples, they were taken following the procedures established in the Standard Method [29]. Control parameters were pH, electrical conductivity (EC), and total dissolved solid (TDS) using a Hanna brand potentiometer (HI 98130, IN). The performance parameters were chemical oxygen demand (COD) using the Standard 5220 method and phosphate-phosphorus ($\text{PO}_4\text{-P}$) using a HANNA Brand Colorimeter (HI717).

3. Results and discussion

3.1. Characterization of the water

Table 1 shows the physicochemical characterization of domestic laundry residual water. The pH of the residual water has an average value of 9.94 (Table 1), a very alkaline value, which is considered typical of water from laundries. Melián et al. [30] report that the waters from industrial laundries have an average pH value of 11.07, SST 2,900 mg/L, and turbidity of 1,290 NTU. The COD of domestic laundry wastewater has an average value of 945 mg/L, a value below that reported by Melián et al. [30] characterized water from industrial laundries as having an average COD value of 1,920 mg/L. Phosphate concentrations are high concentrations since values of 200.2 mg/L are reached. The characterization carried out by Siswoyo et al. [31] obtained values ranging from 1 to 2 mg/L.

3.2. Sampling and chemical analysis

The pH monitoring is shown in Fig. 2A. After day 7, the pH value was observed to increase from 9.94 to 10.13.



Fig. 1. Artificial floating islands with *Eichhornia crassipes*.

Table 1
Characterization of laundry wastewater

Parameters	Average	σ
pH	9.94	0.03
Electrical conductivity, mS/cm	3,999	3.06
Total dissolved solids, mg/L	2,000	4.1
Chemical oxygen demand, mg/L	945	106.2
$\text{PO}_4\text{-P}$, mg/L	202.5	5.00

σ : Standard deviation.

On the other hand, from day 8 to 21, the pH value decreased from 10.13 to 8.28 (Table 2). This phenomenon may be due to the consumption of dissolved CO₂ in laundry water, CO₂ decreases due to the photosynthetic activity of *E. crassipes* reflected in the increase and subsequent decrease in pH [32]. Parwin and Paul [33] use *E. crassipes* for the treatment of grey water from raw kitchens where an increase in pH from 6.25 to 6.63 is shown. Rezania et al. [34] observed an increase in the pH value (13%) during domestic wastewater treatment using *E. crassipes*.

The monitoring of the EC (Fig. 2B) at the beginning was 3,999 mS/cm and after 21 d the wastewater reached the average value of EC of 1,714.5 mS/cm (Table 2), for which it decreased by 57.12%, this decrease is promotional to the behavior of STD. Parwin and Paul [33] observed a reduction

of 69.97% using *E. crassipes* in the treatment of grey water. Rasool et al. [35] evaluated the potential of *E. crassipes* for 21 d, with three different waters; fresh, industrial, and urban waters, finding that the EC tends to increase. The TDS results are shown in Fig. 2C, which showed a significant reduction of 54.65% reaching an average value of 847 mg/L (Table 2) after 21 d. Prasad et al. [36] treated grey water using *E. crassipes* and after 30 d only 9.21% ± 2.65% were removed. In the study proposed by Parwin and Paul [33] a decrease of 72%–80% was achieved after 21 d of working with *E. crassipes*.

3.3. Removal efficiency

Fig. 3A shows the removal of COD, the decrease is more significant during the first 15 d, and after 21 d an average removal of 92.37% of COD is reached (Table 3), one of the

Table 2
Monitoring of input and output control parameters

Parameters	Influent		Effluent	
	Average	σ	Average	σ
pH	9.94	0.03	8.28	0.07
Electrical conductivity, mS/cm	3,999	0.8	1,714.50	3.54
Total dissolved solids, mg/L	2,000	0.01	847	8.49

σ : Standard deviation.

Table 3
Monitoring of contaminant removal

Parameters	Influent		Effluent		% Removal
	Average	σ	Average	σ	
Chemical oxygen demand, mg/L	945	35.35	71	4.24	92.37
PO ₄ -P, mg/L	202.5	1.9	5.77	0.56	99.06

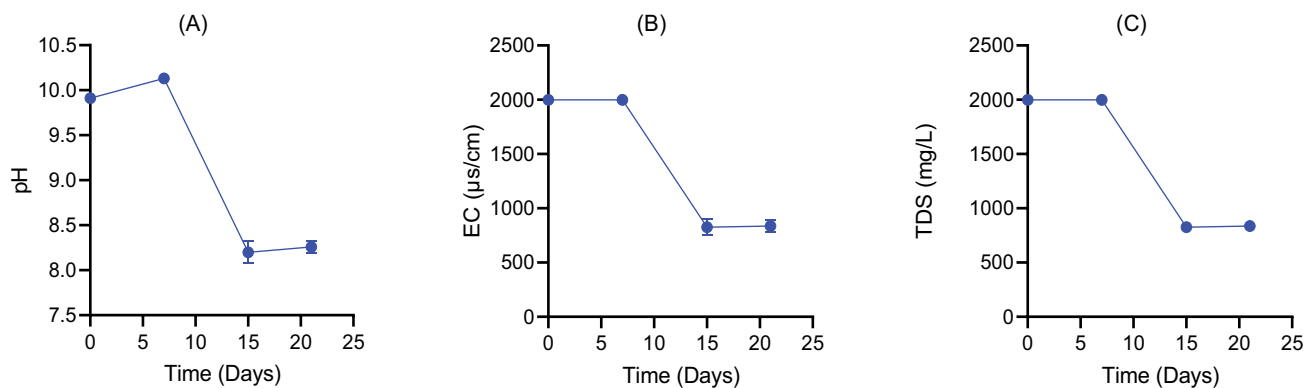


Fig. 2. Monitoring of control parameters, (A) pH, (B) electrical conductivity, and (C) total dissolved solids.

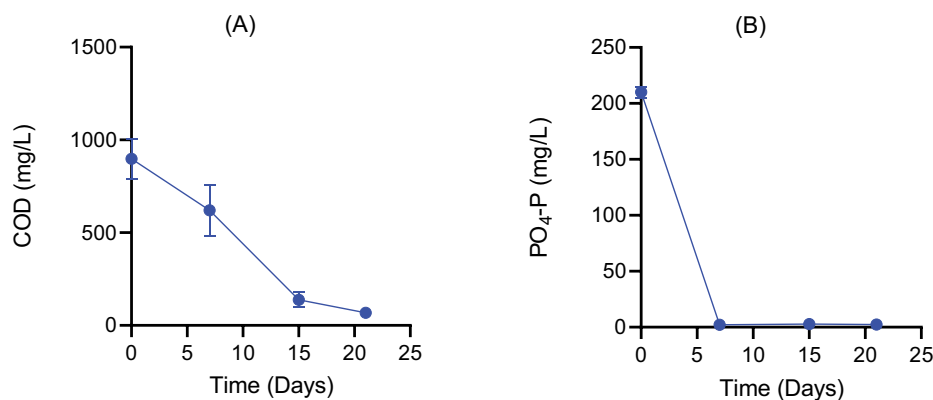


Fig. 3. Removal of contaminants (A) chemical oxygen demand and (B) PO₄-P.

factors that benefit a correct removal of COD. COD can be attributed to the ambient temperature of 34°C. Aquatic plants are very sensitive to atmospheric temperature which controls overall growth and nutrient removal. 20°C–38°C are considered appropriate ranges for *E. crassipes* phytoremediation processes [37]. Siswoyo et al. [31] evaluated the decontamination of laundry wastewater using *E. crassipes*, in combination with residual sludge, the treated water had an initial COD of 975 mg/L of COD and after 15 d up to 77.5% were removed. Similarly, Stefhany et al. [38] treated wastewater from laundresses that had a COD of 1,083 mg/L, after treating them for 20 d with *E. crassipes*, it reached a removal of 29.68.

Phosphorus is an important nutrient for plant vegetative reproduction and growth. Phosphorus removal can be determined by phosphates [36]. The removal of PO₄-P can be seen in Fig. 3B, the removal is more significant in the first 7 d, later a constant decrease can be seen until it reaches 99.06% (Table 3). One of the factors to which we can attribute the correct removal of phosphorus growth of the biomass [39], which after the evaluation period has an increase of 15%. Prasad et al. [36] Evaluated the removal of phosphorus in gray water with a content of 1.2 mg/L of phosphates, after 30 d of using it with *E. crassipes*, it managed to remove 58.13%, having an increase in biomass of 75%. Siswoyo et al. [31] treat laundry wastewater with a concentration of 2 mg/L of phosphates after 15 d, reaching a removal of 90%, but it is not mentioned if there is an increase in biomass.

4. Conclusions

E. crassipes (water hyacinth) is one of the most relevant macrophytes, studied for its ability to remove various contaminants under various physical and climatic conditions. In the present study, the efficacy of *E. crassipes* as a treatment agent for gray water from domestic laundries was shown with a significant reduction in COD (92.37% ± 4.24%) and phosphate-phosphorus (99.06% ± 0.56%). The physicochemical properties were found in descending order, the pH was from 9.94 to 8.28, the EC was reduced by 57.12% ± 3.54% and the TDS reduction was 57.65% ± 8.49%. So that the water treated by this system has a lower content of contaminants. The proposed treatment system is simple to operate, consumes little energy, and requires minimal maintenance. Furthermore, the process provides additional benefits in terms of the regular production of biomass.

References

- [1] A. Ahmad, S.H. Mohd-Setapar, C.S. Chuong, A. Khatoon, A.W. Wani, R. Kumar, M. Rafatullah, Recent advances in new generation dye removal technologies: novel search for approaches to reprocess wastewater, *RSC Adv.*, 5 (2015) 30801–30818.
- [2] R.P. Shingare, P.R. Thawale, K. Raghunathan, A. Mishra, S. Kumar, Constructed wetland for wastewater reuse: role and efficiency in removing enteric pathogens, *J. Environ. Manage.*, 246 (2019) 444–461.
- [3] K.K. Yadav, N. Gupta, S. Prasad, L.C. Malav, J.K. Bhutto, A. Ahmad, A. Gacem, B.-H. Jeon, A.M. Fallatah, B.H. Asghar, M.M.S. Cabral-Pinto, N.S. Awwad, O.K.R. Alharbi, M. Alam, S. Chairapat, An eco-sustainable approach towards heavy metals remediation by mangroves from the coastal environment: a critical review, *Mar. Pollut. Bull.*, 188 (2023) 114569, doi: 10.1016/j.marpolbul.2022.114569.
- [4] F.O. Ajibade, K.A. Adeniran, C.K. Egbuna, Phytoremediation efficiencies of water hyacinth in removing heavy metals in domestic sewage (a case study of University of Ilorin, Nigeria), *Int. J. Eng. Sci.*, 2 (2013) 16–27.
- [5] Md E. Rahman, M.I.E. Bin Halmi, M.Y. Bin Abd Samad, Md K. Uddin, K. Mahmud, M.Y. Abd Shukor, S.R. Sheikh Abdullah, S.M. Shamsuzzaman, Design, operation and optimization of constructed wetland for removal of pollutant, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 17 (2020) 8339, doi: 10.3390/ijerph17228339.
- [6] Q. Zhou, N. Yang, Y. Li, B. Ren, X. Ding, H. Bian, X. Yao, Total concentrations and sources of heavy metal pollution in global river and lake water bodies from 1972 to 2017, *Global Ecol. Conserv.*, 22 (2020) e00925, doi: 10.1016/j.gecco.2020.e00925.
- [7] S. Caspersen, Z. Ganrot, Closing the loop on human urine: plant availability of zeolite-recovered nutrients in a peat-based substrate, *J. Environ. Manage.*, 211 (2018) 177–190.
- [8] A.I. Stefanakis, M. Bardiau, D. Trajano, F. Couceiro, J.B. Williams, H. Taylor, Presence of bacteria and bacteriophages in full-scale trickling filters and an aerated constructed wetland, *Sci. Total Environ.*, 659 (2019) 1135–1145.
- [9] C. Ingrao, S. Failla, C. Arcidiacono, A comprehensive review of environmental and operational issues of constructed wetland systems, *Curr. Opin. Environ. Sci. Health*, 13 (2020) 35–45.
- [10] K.A. Vakil, M.K. Sharma, A. Bhatia, A.A. Kazmi, S. Sarkar, Characterization of greywater in an Indian middle-class household and investigation of physicochemical treatment using electrocoagulation, *Sep. Purif. Technol.*, 130 (2014) 160–166.
- [11] E. Eriksson, K. Auffarth, M. Henze, A. Ledin, Characteristics of grey wastewater, *Urban Water*, 4 (2002) 85–104.
- [12] A.K.M. Rashidul Alam, S. Hoque, Phytoremediation of industrial wastewater by culturing aquatic macrophytes, *Trapa natans* L. and *Salvinia cucullata* Roxb., *Jahangirnagar Univ. J. Biol. Sci.*, 6 (2017) 19–27.
- [13] M. Khatebasreh, R. Kiani, E. Minaee Tabrizi, Z. Barzegar, M. Bahmani, F. Yousefi, F. Ghanbari, Remediation of washing machine wastewater by photo-enhanced persulfate/hematite process, *Environ. Processes*, 7 (2020) 537–551.
- [14] R. Parwin, K.K. Paul, Efficiency of *Eichhornia crassipes* in the treatment of raw kitchen wastewater, *SN Appl. Sci.*, 1 (2019) 381–390.
- [15] J. Singh, V. Kumar, P. Kumar, P. Kumar, Kinetics and prediction modeling of heavy metal phytoremediation from glass industry effluent by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*), *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, 19 (2022) 5481–5492.
- [16] K. Rehman, A. Imran, I. Amin, M. Afzal, Inoculation with bacteria in floating treatment wetlands positively modulates the phytoremediation of oil field wastewater, *J. Hazard. Mater.*, 349 (2018) 242–251.
- [17] A. Ijaz, A. Imran, M.A. ul Haq, Q.M. Khan, M. Afzal, Phytoremediation: recent advances in plant-endophytic synergistic interactions, *Plant Soil*, 405 (2016) 179–195.
- [18] S. Wu, T. Lyu, Y. Zhao, J. Vymazal, C.A. Arias, H. Brix, Rethinking intensification of constructed wetlands as a green eco-technology for wastewater treatment, *Environ. Sci. Technol.*, 52 (2018) 1693–1694.
- [19] B. Lu, Z. Xu, J. Li, X. Chai, Removal of water nutrients by different aquatic plant species: an alternative way to remediate polluted rural rivers, *Ecol. Eng.*, 110 (2018) 18–26.
- [20] S.H. Dar, D.M. Kumawat, N. Singh, K.A. Wani, Sewage treatment potential of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*), *Res. J. Environ. Sci.*, 5 (2011) 377–385.
- [21] Z. Leblebici, A. Aksoy, F. Duman, Influence of salinity on the growth and heavy metal accumulation capacity of *Spirodela polyrrhiza* (Lemnaceae), *Turk. J. Biol.*, 35 (2011) 215–220.
- [22] K. Prabakaran, J. Li, A. Anandkumar, Z. Leng, C.B. Zou, D. Du, Managing environmental contamination through phytoremediation by invasive plants: a review, *Ecol. Eng.*, 138 (2019) 28–37.
- [23] H.A. Patel, S. Sahoo, A review of water quality improvement with the help of aquatic macrophytes, *Curr. World Environ.*, 15 (2020) 3–9, doi: 10.12944/CWE.15.3.04.
- [24] V.J. Odjegba, I.O. Fasidi, Accumulation of trace elements by *Pistia stratiotes*: implications for phytoremediation, *Ecotoxicology*, 13 (2004) 637–646.

- [25] H. Qui, Z. Zhang, M. Liu, H. Liu, Y. Wang, X. Wen, W. Zhang, S. Yan, Site test of phytoremediation of an open pond contaminated with domestic sewage using water hyacinth and water lettuce, *Ecol. Eng.*, 95 (2016) 753–762.
- [26] E.J. Olguín, D.A. García-López, R.E. González-Portela, G. Sánchez-Galván, Year-round phytofiltration lagoon assessment using *Pistia stratiotes* within a pilot-plant scale biorefinery, *Sci. Total Environ.*, 592 (2017) 326–333.
- [27] H.M. Mustafa, G. Hayder, Recent studies on applications of aquatic weed plants in phytoremediation of wastewater: a review article, *Ain Shams Eng. J.*, 12 (2021) 355–365.
- [28] L. Martínez-Peña, C. López-Candela, Floating islands as a strategy for the establishment of aquatic plants in the Botanical Garden of Bogotá, *Environ. Manage.*, 21 (2018) 110–120.
- [29] APHA, AWWA, WEF, Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, American Public Health Association, Washington, USA, 2012.
- [30] E.P. Melián, D.E. Santiago, E. León, J.V. Rebozo, J.A. Herrera-Melián, Treatment of laundry wastewater by different processes: optimization and life cycle assessment, *J. Environ. Chem. Eng.*, 11 (2023) 109302, doi: 10.1016/j.jece.2023.109302.
- [31] E. Siswoyo, A.W. Utari, L.G.N. Mungkari, Adsorption combined phytoremediation system for treatment of laundry wastewater, *MATEC Web Conf.*, 280 (2019) 05002–05008, doi: 10.1051/mateconf/201928005002.
- [32] Y.I. Mendoza, J.I. Pérez, A.A. Galindo, Evaluation of the contribution of the aquatic plants *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes* in the municipal wastewater treatment, *Inf. Tecnol.*, 29 (2018) 205–214.
- [33] R. Parwin, K.K. Paul, Treatment of kitchen wastewater using *Eichhornia crassipes*, *E3S Web Conf.*, 34 (2018) 02033, doi: 10.1051/mateconf/201928005002.
- [34] S. Rezania, M.F. Md Din, S.M. Taib, F.A. Dahalan, A.R. Songip, L. Singh, H. Kamyab, The efficient role of aquatic plant (water hyacinth) in treating domestic wastewater in continuous system, *Int. J. Phytorem.*, 18 (2016) 679–685.
- [35] S. Rasool, I. Ahmad, A. Jamal, M.F. Saeed, A. Zakir, G. Abbas, M.F. Seleiman, A. Caballero-Calvo, Evaluation of phytoremediation potential of an aquatic macrophyte (*Eichhornia crassipes*) in wastewater treatment, *Sustainability*, 15 (2023) 11533, doi: 10.3390/su151511533.
- [36] R. Prasad, D. Sharma, K.D. Yadav, H. Ibrahim, Preliminary study on greywater treatment using water hyacinth, *Appl. Water Sci.*, 11 (2021) 88–95.
- [37] M. Shah, H.N. Hashmi, A. Ali, A.R. Ghumman, Performance assessment of aquatic macrophytes for treatment of municipal wastewater, *J. Environ. Health Sci. Eng.*, 12 (2014) 106, doi: 10.1186/2052-336X-12-106.
- [38] C.A. Stefhany, M. Sutisna, K. Pharmawati, Fitorremediación fosfat dengan menggunakan tumbuhan eceng gondok (*Eichhornia crassipes*) pada limbah cair industri kecil pencucian pakaian (laundry), *J. Reka Lingkungan.*, 1 (2013) 13–23.
- [39] R.H. Kadlec, Phosphorus removal in emergent free surface wetlands, *J. Environ. Sci. Health. Part A Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.*, 40 (2005) 1293–1306.

Artificial wetlands and floating islands: Use of macrophytes

DOI: 10.46932/sfjdv3n1-036

Received in: Dec 30st, 2021

Accepted in: Jan 1th, 2022

Luis Alfredo Hernández Vásquez

Estudiante de Doctorado en Ciencias Ambientales por la Universidad de Valladolid, España
Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo
Carretera Pachuca-Tulancingo, km 4.5, C.P. 42076, Pachuca, Hidalgo, México
E-mail: alfredohv_basicas@zongolica.tecnm.mx

Francisco Prieto García

Doctor en Química por la Universidad de Valladolid, España
Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo
Carretera Pachuca-Tulancingo, km 4.5, C.P. 42076, Pachuca, Hidalgo, México
E-mail: prietog@uaeh.edu.mx

Judith Prieto Méndez

Doctora en Ciencias Ambientales por la Universidad Autónoma del estado de Hidalgo
Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo
Carretera Pachuca-Tulancingo, km 4.5, C.P. 42076, Pachuca, Hidalgo, México
E-mail: jprieto@uaeh.edu.mx

Alejandro Alvarado Lass-man

Instituto Tecnológico de Orizaba, Veracruz, México
E-mail: aalvaradolassman@orizaba.tecnm.mx

Elena M. Otazo Sánchez

Doctor en Química por la Universidad de La Habana, Cuba
Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo
Carretera Pachuca-Tulancingo, km 4.5, C.P. 42076, Pachuca, Hidalgo, México
E-mail: elenamariaotazo@gmail.com

ABSTRACT

Constructed wetlands, including floating islands, are a suitable technology for wastewater treatment. They are low cost and respectful with the environment, which is why they are significantly beneficial for agricultural irrigation systems. One of the limiting factors in structuring efficient constructed wetlands is the choice of plant species that can tolerate and eliminate contaminants. Macrophytes have an important role, since they allow their filtration, retention and absorption, among other processes. The objective of the work has been to show the diversity of emergent and aquatic species used for the treatment, highlighting species such as *Typha latifolia*, *Typha doingness* and *Eichhornia crassipes*, as species of constant use. In efficiency, they manage to eliminate nutrients and organic matter in excess, as well as toxic elements such as zinc, cadmium, lead, chromium, mercury, among others, in values between 15-95%. Some studies also address emerging pollutants, showing that wetlands successfully mitigate the presence of contamination by these micro-pollutants, eliminating paracetamol, ibuprofen, caffeine and antibiotics, among others, in values of 75-99%. Constructed wetlands are a frequent management practice for the mitigation of pollutants, the management of the biomass generated is an issue little explored and

rarely considered. It is important to highlight several works where biomass is used to feed animals, such as fertilizers, to generate building blocks and production of bioenergy through biogas.

Keywords: Macrophytes, constructed wetlands, wastewater, treatment efficiency, emerging pollutants, biomass.

1 INTRODUCTION

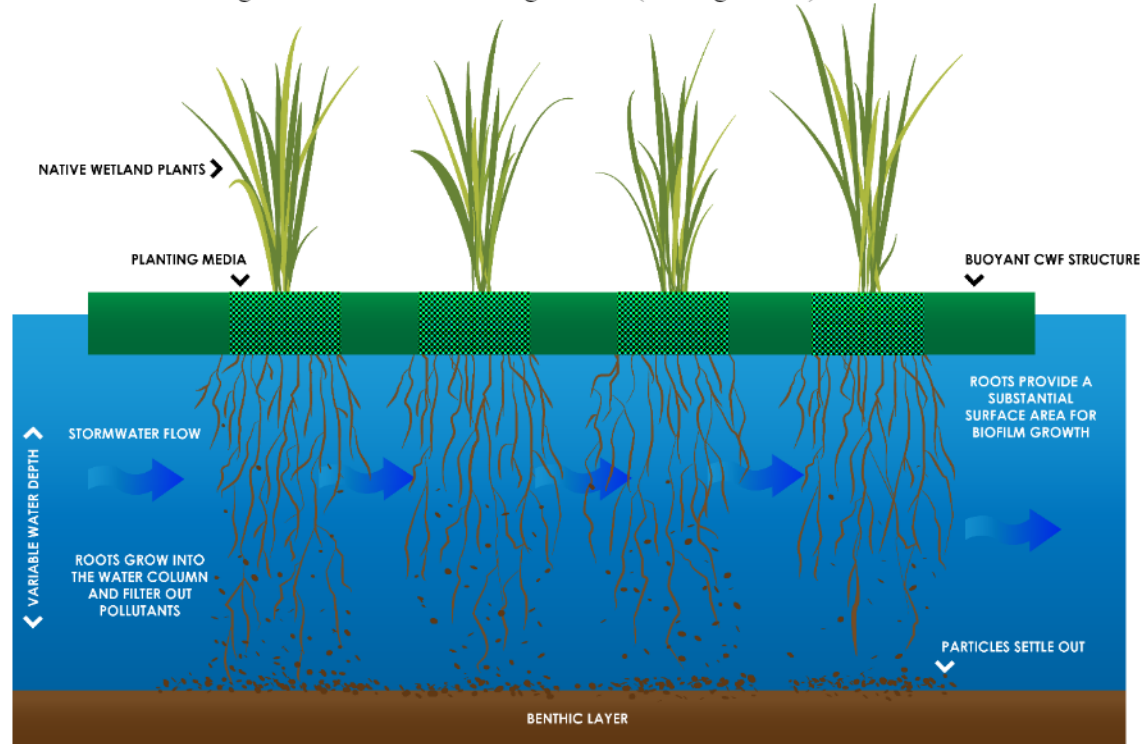
Wastewater treatment systems can remove most pollutants, they are not effective at removing certain substances that can be detected in significant amounts even after standard treatments. Given the need to refine techniques that can remove waterborne contaminants, constructed wetland systems have emerged as an effective bioremediation solution to degrade and remove contaminants. Wetland systems, as well as floating islands, arose from the observations that naturally swampy areas can filter pollutants as shown in Figure 1 and thus ensure water quality (STEFANAKIS, 2018; KOCHI et al., 2020). Floating islands are a type of man-made wetland in which emerging macrophytes are installed in floating structures and are used in phyto-purification, landscaping, and conservation projects.

Some experiences with floating islands have been evaluated in countries such as Germany, Australia, Belgium, China, Colombia, India, Italy, New Zealand, United Kingdom, Singapore, Sri Lanka, Thailand, Turkey, and Uganda. They are also named as constructed wetlands. Using constructed wetlands to purify wastewater is a cost-effective and more appropriate technology for many developing countries. This technology is respectful with the environment, they are habitats for many aquatic organisms, they provide a surface for the growth of microorganisms responsible for the filtration and adsorption of pollutants, in addition to inhibiting the growth of algae (ARTEAGA et al., 2019).

One of the important factors in structuring efficient constructed wetlands is the choice of plant species that can tolerate and remove contaminants. Macrophytes are an indispensable component for water treatment through wetlands, they provide good conditions for filtration, phytoremediation and provide a large surface area for adhered microbial growth (KADLEC and WALLACE, 2009; CARRASCO et al., 2017; STEFANAKIS, 2018).

It is also important to consider the mechanisms for removing contaminants. For example, biological nitrification-denitrification and uptake from plants are often the two most important nitrogen removal mechanisms in constructed wetlands. Microorganisms that grow in the aerobic root zone in a constructed wetland can stabilize organic compounds and nitrify ammonium to nitrate. As wastewater flows into anoxic zones within the wetland, microbe-mediated denitrification can convert nitrate to nitrogen gas which is then released to the atmosphere (KADLEC and WALLACE, 2009; VÁZQUEZ et al., 2015).

Figure 1. Constructed floating wetland (floating islands) schematic.



Macrophytes and their litter form a nonhomogeneous fiber bed in the wetland context. Submerged biomass additionally traps sediment in sheltered microzones, thereby lessening the potential for resuspension. The three principal mechanisms of fiber bed filtration are well known and documented in handbooks (VÁZQUEZ et al., 2015):

1. Inertial deposition or impaction—particles moving fast enough that they crash head-on into plant stems rather than being swept around by the water currents.
2. Diffusional deposition—random processes at either microscale (Brownian motion) or macroscale (bioturbation) which move a particle to an immersed surface.
3. Flow-line interception—particles moving with the water and avoiding head-on collisions but passing close enough to graze the stem and its biofilm and sticking.

Aquatic macrophytes, often also called hydrophytes, are key components of aquatic and wetland ecosystems. This work is to briefly summarize various macrophyte classifications and covers numerous aspects of macrophytes' role in wetland ecosystems, namely in nutrient cycling. The most widely accepted macrophyte classification differentiates between freely floating macrophytes and those attached to the substrate, with the attached, or rooted macrophytes further divided into three categories: floating-leaved, submerged and emergent. The objective of this work is to briefly summarize various aspects of macrophyte classifications, and to cover in some detail, about the role of macrophytes in wetland ecosystems.

2 OVERVIEW OF WETLANDS

Wetlands include swamps, bogs, lakes, and river floodplains, and can be permanently wet or flooded only during certain periods (CORZO et al., 2015). These wetland systems are of enormous ecological importance, act as filters to prevent erosion, fix large amounts of carbon, and provide habitat and food resources for a wide variety of organisms. The solution lies in the construction of new wetland systems (STEFANAKIS, 2018) and from the observation of these natural systems, artificial wetlands were designed.

Unlike natural wetlands, man-made wetlands have predetermined and controlled sizes, locations, substrate types, hydraulic conditions, and retention times. Among the advantages of constructed wetlands are their low maintenance costs compared to other water treatment facilities, their use of renewable energy resources (solar and kinetic) and natural elements (microorganisms and plants) that do not depend on complex technologies, and its ability to process large volumes of water containing different types of pollutants. Wetland systems include their sensitivity to high levels of ammonia, although sometimes, it requires occupying large space (this may be its main disadvantage in relation to other conventional systems that tend to be more compact) (KADLEC and WALLACE, 2009; CORZO et al., 2015). Nitrogen removal in constructed wetland systems is influenced by other factors, such as the presence of electron donors (biodegradable organic matter) and electron acceptors (for example, nitrate ions); this can be another limitation (MORENO & CANO, 2021). It has been reported that to obtain these conditions, multi-stage treatment wetlands are required, where extensive nitrification can be obtained during the first stages under aerobic conditions, leaving then denitrification to the following anoxic/anaerobic stages. However, most of the biodegradable organic matter is oxidized in the early stages and therefore the entry to denitrification beds is often poor in readily degradable carbon sources (GAJEWSKA et al., 2015).

Although the use of constructed wetlands is for various types of wastewater, they have been documented as natural methods in water treatment since 1912. The United States Environmental Protection Agency (EPA, 1993) was the first to sample in the period from 1960 to 1970. In the same way, projects carried out throughout the world from 1972 to 1983 are also documented; starting in 1970, studies on the purification of nitrogen and phosphorus (N and P) by means of constructed wetlands began. Likewise, in the 1970s the constructed wetlands were studied to purify pesticides. During the 1990s, the purification of nutrients through artificial wetlands located in rivers was studied (EPA, 1993).

In 1967 a scale free flow system was developed. In Germany in the 1970s, Dr. Kichuth created a system called the "Root Zone Method", which consisted of a horizontal flow wetland, in which he planted *P. australis*, adding the combination of calcium, and iron or aluminum to cause phosphorous precipitation. In the case of the study of wetlands in the USA, the development was based on the results of European work, through the study of natural wetlands. This ecotechnology was also studied by NASA, which

developed its own system, which they called "Hybrid treatment system" because it used anaerobic microorganisms and emerging plants (*P. communis*) (VYMAZAL and BŘEZINOVÁ, 2015).

Research from the last 25 years has shown positive results in terms of the construction of wetlands for the treatment of domestic and municipal wastewater, although its use for the treatment of industrial waste remains a challenge (due to its higher content of pollutants) (KADLEC and WALLACE, 2009; STEFANAKIS, 2018).

Classification of constructed wetlands is based on two parameters, that is, type of macrophytic growth and water flow regime (surface and subsurface). The constructed wetlands are classified into two type, that is, free water surface (FWS) and subsurface flow (SSF) systems. In case of FWS systems, plants are rooted in the sediment layer, and water flow is above ground (surface flow). In SSF systems, plants are rooted in a porous media such as gravels or aggregates through which water flows and treatment are accomplished. SSF systems are further divided into two types: horizontal flow SSF (HSSF) and vertical flow SSF (VSSF) (MAHMOOD et al., 2013).

3 MACROPHYTES AND CONSTRUCTED WETLANDS

Macrophytes, hydrophytes, halophytes and aquatic plants are terms used to designate vascular plants (angiosperms and pteridophytes) or avascular (mosses) that grow in aquatic or swampy environments. Macrophytes are classified according to their biotypes (Figure 2), reflecting their interactions with the aquatic environment as submerged, emergent, floating, free submerged, submerged rooted, submerged with floating leaves or amphibian (ROJ-ROJEWSKI et al., 2019).

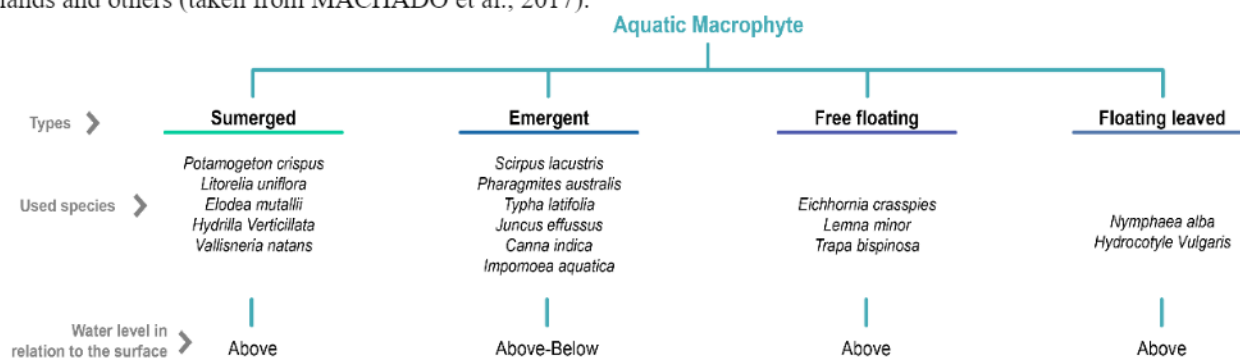
The elimination of pollutants in constructed wetland systems occurs mainly due to sedimentation and biodegradation processes (STEFANIDIS and PAPASTERGIADOU, 2019). Aquatic macrophytes provide the structure to enhance flocculation and sedimentation, and the essential conditions for microbial activities to stabilize and degrade contaminants. Microbial biofilms are a group of microorganisms surrounded by a matrix of extracellular polysaccharides that remain attached to any surface, for example, contaminating and root surfaces (rhizosphere) (HERATH and VITHANAGE, 2015). Thus, the efficiency of constructed wetland systems depends mainly on two factors: the tolerance of aquatic macrophytes to pollutants present in the environment and the favoring of the growth of microorganisms present in the rhizosphere (HERATH and VITHANAGE, 2015).

Wetland systems can be characterized according to their hydrological processes, types of vegetation used and directions of flow (VYMAZAL and BŘEZINOVÁ, 2015; RAHMAN et al., 2014; SEHAR and NASSER, 2019; Pompeo, 2017), with two main types: surface flow and underground or subsurface flow, in Figure 3 the main water systems are shown wetlands in relation to the type of Macrophytes. In this figure it is observed tidal-flow, they are called Tidal-Flow Wetland Technology

(FWT), also known as Fill and Drain and Reciprocating Technology (FAD), is an advanced wastewater treatment and reuse system that has been in development since 1993.

It is mentioned that while pteridophytes (such as *Salvinia* sp. and *Azolla* sp.) and algae (such as *Cladophora* sp.) Are useful, angiosperms dominate constructed wetland systems. MACHADO et al. (2017) listed the macrophytes most used in wetland constructions and pointed out that the species of the Poaceae family are the most popular, with a predominance of the species of the genus *Cynodon*, followed by the species *Typha domingensis* and *T. latifolia* (family Typhaceae). Some authors, however, point to the use of land plants of commercial interest, such as *Agapanthus africanus* (African lily), *Anturium andreanum* (Painter's Palette), *Zantedeschia aethiopica* (Arum-lily) and *Strelitzia reginae* (Bird of paradise flower), which they can add commercial value to wetlands and are efficient in removing waterborne pollutants (JINGYU et al., 2020).

Figure 2. Schematic representation of the different types of macrophytes and the most commonly used species in constructed wetlands and others (taken from MACHADO et al., 2017).

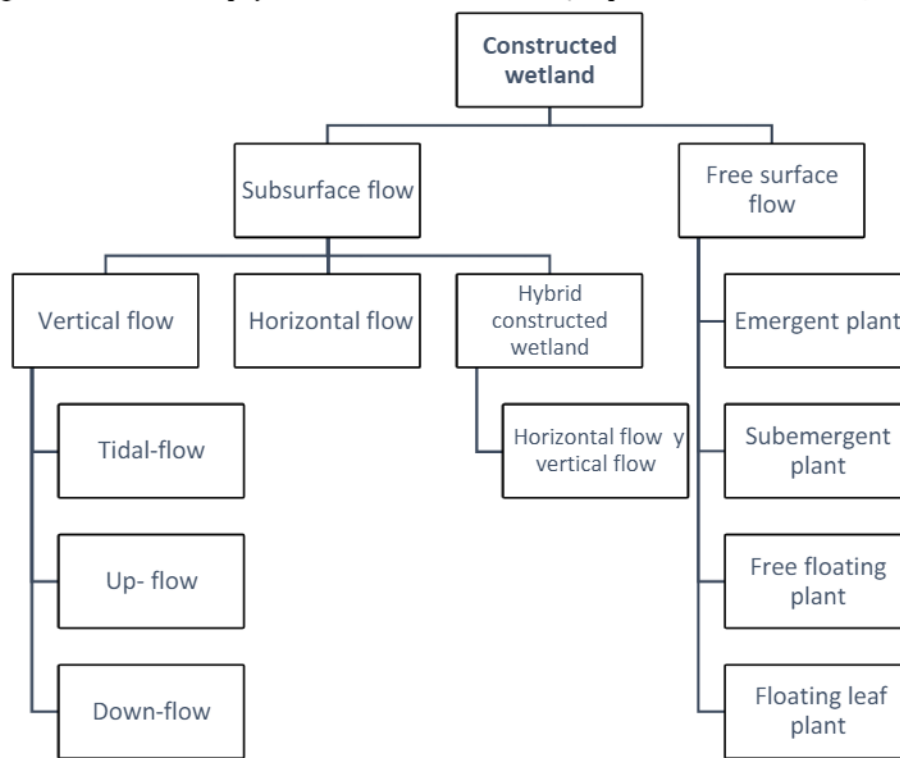


4 CONSTRUCTED WETLANDS FOR POLLUTANTS REMOVAL

Macrophyte use is specific to hot or cold regions and can affect the performance of a wetland. Macrophytes of cold season (for example *Oenanthe decumbent*) and warm season (for example *Hydrilla verticillata*) and the interaction between both species were evaluated in particular. Nitrogen removal was obtained from this combination, NTotal: 44.8%, NO3-: 94% and NH4+: 48.6%. Therefore, it is advisable to plant Hot and Cold Climate Macrophytes in a single unit for strengthening (ZHANG et al., 2014; ZHAO et al, 2020) constructed wetlands. The role of plants in the elimination of pollutants is of utmost importance, but in recent years additional applications are being explored, of which the production of bioelectricity stands out. Studies show that it is possible to treat wastewater with Macrophytes such as *Iris pseudacorus*, *Hyacinth pink* and *Phragmites australis* and at the same time obtain energy. The efficiency in the removal of COD, NO3-, NH4+ was from 46.9% to 51.6%, 94.8% to 97.4%, 43.2% to 71.5%, respectively. The maximum power density reached was 25.14 mW/m2, highlighting the significant role

of plant cultivation in the wetland matrix to strengthen bioenergy production compared to improving wastewater treatment (BARCO and BORIN, 2017; SILVAN et al., 2016).

Figure 3. Use of Macrophytes in constructed wetlands (adapted from KOCHI et al., 2020).



YANG et al. (2020) and QUEIROZ et al. (2020) investigated the use of macrophytes found in natural ecosystems. QUEIROZ et al. studied on the southern coast of the state of Bahia, Brazil, for wastewater treatment. Chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD), total solids (TS), pH and temperature were analyzed for 15 days. On the fifth day, a 74.8% decrease in BOD was achieved. With *Eichhornia crassipes*, COD removal was 86.4% and ST 64.3%, for *Eichhornia paniculata* COD 84.8% and ST 65.18%. These results indicate the potential of the genus *Eichhornia* for direct application in the phytoremediation of undiluted dairy wastewater with high organic loads, regardless of the use of a finite source. The degradation of surface water bodies such as rivers and lakes/ponds is one of the most important environmental problems in recent years. Bodies of water play a vital role in maintaining the microclimate of the surrounding area. The Artificial Floating Islands for nutrient removal are a viable alternative mainly in removal total nitrogen and total phosphorus. Floating island systems have been designed with *Cyperus scariosus*, *Typha minim* and *Canna indica*. The system with shows a better performance for total nitrogen removals obtained above 35%. Stormwater runoff from urban or agricultural sources contains nutrients, metals, and chemical pollutants (HERRERA et al., 2016; SANDOVAL et al., 2020; ASHRAF et al., 2020). If introduced into surface waters, these contaminants can negatively impact water quality, degrading ecosystem health. NITTURKAR and BHOSALE (2019)

examined the remediation efficacy of floating treatment wetlands planted with *Canna flaccida* and *Juncus effusus*. Plant shoots and roots were harvested, biomass was dried, ground, and analyzed for nutrient content. *Juncus* plants fixed 28.5 ± 3.4 g N per m² and 1.69 ± 0.2 g P per m², while *Canna* fixed 16.8 ± 2.8 g N per m² and 1.05 ± 0.2 g P per m². More N and P were fixed in the below mat biomass of both species than in the above mat biomass, thus whole plant harvest may be a critical management strategy for floating treatment wetlands.

The contamination of water with hydrocarbons resulting from oil exploration and production highlights the need for efficient and environmentally friendly technology to mitigate this form of water pollution. Floating treatment wetlands are a sustainable approach for remediating contaminated water (NICHOLS et al., 2016; NITTURKAR and BHOSALE. 2019). WHITE and COUSINS (2013) studied a large-scale system, they used four different plants, *Phragmites australis*, *Typha domingensis*, *Leptochloa fusca*, and *Brachiaria mutica*. The application of floating treatment wetlands to the pit reduced chemical oxygen demand, biochemical oxygen demand, total dissolved solids, hydrocarbon content, and heavy metals by 97.4%, 98.9%, 82.4%, 99.1%, and 80%, respectively, within 18 months. All plants survived and showed growth, but maximum development and biomass production were exhibited by *P. australis*.

The first scientifically document the in-situ establishment of an Artificial Floating Islands in a seawater port marina. The established and performance of a cork floating platform with a polyculture (*Sarcocornia perennis*, *Juncus maritimus*, *Phragmites australis*, *Halimione portulacoides*, *Spartina maritima*, *Limonium vulgare*) taking into consideration marine water characterization, with a focus on hydrocarbons. *S. perennis* was the species with the highest survival rate and growth. Concerning the macrofauna analysis, *Mytilus* sp. was the predominant taxa. This study gives new insights into broadening Artificial Floating Islands application to the saline environments of port marinas (AFZAL et al., 2019).

Horizontal flow wetlands are one of the most used alternatives for the removal of micro and macro pollutants. *Thypha latifolia* is one of the most used species in constructed horizontal flow wetlands, it removes the total organic load of the effluent (BOD) between 65 to 95%. On the other hand, it removes 70 to 75% of the electrical conductivity and the charges of various micro-pollutants among these include some compounds such as alkyphenolic metabolites of non-ionic surfactants, which are known to go through other conventional treatments without being removed. That is why this type of wetlands are a suitable alternative as tertiary treatment in a wastewater treatment plant (QUEIROZ et al., 2020).

Dairy wastewater contains large amounts of mineral and organic compounds, which can accumulate in soil and water causing serious environmental pollution. A constructed wetland is a sustainable technology for the treatment of Dairy wastewater in small-medium sized farms (CALHEIROS et al., 2020) reports a two-year study on the performance of a pilot-scale horizontal subsurface flow system covered a total surface area of 100 m² and treated approximately 6 m³ per day. All parameters showed

significant differences between inlet and outlet. these findings highlight the efficient use of a Constructed Wetland system for Dairy wastewater contains treatment in dairy-cattle farms.

Wetland systems are commonly used to treat waste and generally produce favorable and economically efficient results. Wetlands have also been shown to be efficient in removing total nitrogen, ammonia, nitrate, ammonium, phosphorus and reducing chemical oxygen demand (COD) from effluents, compared to others water treatment systems (ZHANG et al., 2014). Table 1 shows experiments related to the use of Macrophyte species, and the treatment efficiency of both organic and inorganic pollutants present in wastewater.

Silvan et al. (2016) investigated the implementation of free-flowing constructed wetlands operating with *Typha domingensis* and *Eichhornia crassipes*, and subsurface flow wetlands using *Paspalum paniculatum* and *Cyperus articulatus* L to remove contaminants from wastewater. The wetland that presented the highest pollutant removal efficiency from wastewater was the free-flow wetland using *T. domingensis*, with a removal efficiency of turbidity, color, COD, BOD₅, TN, TP and TS of 97.1, 83.4, 97.8, 97.5, 97.2, 91.1 and 97.7% respectively, on the other hand, the subsurface flow wetland using *P. paniculatum* with removals of 94.8, 71.5, 94.7, 94.8, 92.7, 52.2 and 93% respectively.

Macrophytes used for municipal wastewater treatment achieve macro-nutrient removals above 70% for nitrogen and COD: 46.7%. The results indicate that a hybrid-type wetland system is effective in reducing nutrients in municipal wastewater (equivalent to the contributions of a group of 1000 inhabitants) (BARCO and BORIN, 2017) and in addition to this, plant growth can be carried out effectively.

The phytoremediation potential of native macrophytic species has been shown to be very broad; various species such as *Brachiaria mutica*, *Canna indica*, *Cyperus laevigatus*, *Leptochloa fusca*, and *Typha domingensis*, manage to remove pollutants from industrial waters such as those from tanning. All the studied macrophytes significantly decreased the pollution load of tannery effluent, and the higher nutrient content of effluent stimulated their growth without any signs of negative health effects. *Leptochloa fusca* and *T. domingensis* performed better in removing pollutants and showed higher growth rates and biomass than other tested macrophytes and can be considered preferred species for use in constructed wetlands (SANDOVAL et al., 2020).

There is little attention has been given towards the use of new support or fill media for subsurface flow constructed wetlands. HERRERA et al. (2016) evaluated, during nine months, the effect of three terrestrial ornamental plants and two substrates on the elimination of pollutants in wastewaters by using fill-and-drain vertical subsurface flow. Sixteen microcosms were used, nine filled with polyethylene terephthalate (PET) and nine with porous river stone. For each type of substrate, duplicates of microcosms were used, utilizing *Anthurium* sp., *Zantedeschia aethiopica*, and *Spathiphyllum wallisii* as vegetation.

Table 1. Wetland systems for pollutant removal

Wetland type	Species used	Pollutant	Concentration	Removal efficiencies	Reference
Surface flow	<i>Oenanthe decumbens</i> <i>Hydrilla verticillata</i>	TN	1.27 mg/L	44.8%	ZANG et al., 2014
		NO ₃ ⁻	0.28 mg/L	94%	
		NH ₄ ⁺	0.74 mg/L	48.6%	
Surface flow	<i>Eichhornia crassipes</i> <i>Eichhornia paniculate</i> <i>Borreria scabiosoides</i> <i>Polygonum ferrugineum</i>	COD	5,866.67 mg/L	86.4 - 84.8%	SILVAN et al., 2016; YANG et al., 2020
		BOD	2,282.75 mg/L	74.8%	
		TS		64.3 a 65.18%	
Surface flow	<i>Cyperus scariosus</i> <i>Typha minima</i> <i>Canna indica</i>	TP	11.06 mg/L	15-22%	ASHRAF et al., 2020
		TN	12.3 mg/L	26-37%	
Surface flow	<i>Carex appressa</i>	TP	0.106 mg/L	53 %	NITTURKAR and BHOSALE, 2019
		TN	1.33 mg/L	17 %	
		TSS	122.5 mg/L	80 %	
Surface flow	<i>Canna flaccida</i> <i>Juncus effusus</i>	TP	0.12 mg/L	46- 75 %	NICHOLS et al., 2016
		TN	0.79 mg/L	58- 84 %	
Surface flow	<i>Typha domingensis</i> <i>Phragmites australis</i> <i>Leptochloa fusca</i> <i>Brachiaria mutica</i>	COD	1,316 mg/L	97- 99 %	WHITE and COUSINS, 2013
		BOD	365 mg/L	97- 99 %	
		TSS	8050 mg/L	80-82 %	
Horizon-tal flow	<i>Thypha latifolia</i> <i>Phragmites australis</i> <i>Cyperus papyrus</i>	BOD	292.5	66 - 95 %	QUEIROZ et al., 2020
		EC	2,507.55 µS/cm	70-75 %	
Horizon-tal flow	<i>Arundo donax L</i> <i>eris alternifolius L</i>	BOD	86.92 mg/L	76%	CALHEIROS et al., 2020
		COD	215.29 mg/L	52%	
		TN	91 mg/L	51%	
Vertical flow	<i>Anthurium spp</i> <i>Zantedeschia aethiopica</i> <i>Spathiphyllum wallisii</i>	COD	115.96 mg/L	55-70%	HERRERA et al., 2016
		NO ₃ ⁻	12.08 mg/L	28-44 %	
		PO ₄ ⁻³	11.89 mg/L	25-45%	
Vertical flow	<i>Brachiaria mutica</i> <i>Canna indica</i> <i>Cyperus laevigatus</i> <i>Leptochloa fusca</i> <i>Typha domingensis</i>	COD	5,634 mg/L	39- 64 %	SANDOVAL et al., 2020
		BOD	2,910 mg/L	38- 51 %	
		TSS	13,710 mg/L	25- 49%	
		SO ₄ ²⁻	1,789 mg/L	30- 46 %	
Hybrid System	<i>Phragmites australis</i> <i>Iris pseudacorus.</i>	NO ₃ ⁻	7.8 mg/L	77.7 %	ZHAO et al., 2020
		TN	21.6 mg /L	74.3 %	
		PO ₄ ⁻³	5.8 mg/L	46.7%	
Hybrid System	<i>Typha domingensis</i> , <i>Eichhornia crassipes</i> <i>Paspalum paniculatum</i> <i>Cyperus articulatus</i>	TP	15.8 mg /L	91.1 % 52.2 %	BARCO and BORIN, 2017
Hybrid System	<i>Iris pseudacorus</i> , <i>Hyacinth pink</i> <i>Phragmites australis</i>	COD	210. 4 mg/L	46.9 - 51.6%	SILVAN et al., 2016
		NH ₄ ⁺	19.7 mg/L	94.8 - 97.4% 43.2 -	
		NO ₃ ⁻	4.78 mg/L	71.5%	

TN: Total Nitrogen, NO₃⁻: Nitrate, NH₄⁺: Ammonium, TP: Total Phosphorus, PO₄⁻³: Phosphate, COD: Chemical Oxygen Demand, BOD: Biological Oxygen Demand, TS: Total Solids, EC: Electrical Conductivity

The results revealed that both substrates in the were efficient in removing pollutants. The average removal of pollutants in systems with vegetation revealed a positive effect on the reduction of the biochemical oxygen demand (55–70%), nitrates (28–44%), phosphates (25–45%), and fecal coliforms (52–65%). The use of PET as a filling substrate in constructed wetlands did not affect the growth and/or the flowering of the species.

5 HEAVY METALS REMOVAL IN CONSTRUCTED WETLANDS

Unlike organic pollutants, heavy metals are difficult to remove from wetlands by natural action. Once they reach the sediments or water, they are easily absorbed by the roots of wetland plants and thus

enter the food chain, posing a danger to humans and other living things through biomagnification and amplification (KADLEC and WALLACE, 2009; ASHRAF et al., 2020).

Phytoremediation is an ecologically sustainable green technology with low costs and low maintenance, which can effectively remove heavy metals from sediments and water in polluted wetlands. In addition, phytoremediation provides oxygen to the rhizosphere of wetland plants through aerenchyma from shoot to root, thus improving water quality (KOCHI et al., 2020). Table 2 shows studies related to heavy metal phytoremediation.

Heavy metals such as mercury (Hg) pose a growing global environmental pollution problem. Due to the high toxicity of Hg, as well as its persistence and ability to bioaccumulate and bioconcentrate, it is one of the most critical environmental problems today. Horizontal flow systems have been an alternative to remove heavy metals such as mercury (Hg), a common mining waste. A system that incorporated *Limnocharis flava* was able to eliminate 90% in a period of 30 days (MARRUGO et al., 2017; LICATA et al., 2021).

LAURENCE et al. (2014) studied a wetland system for nine years that had been planted with *T. latifolia* and *P. australis* and designed to remove cadmium (Cd), copper (Cu), zinc (Zn) and lead (Pb) derived from the surface of the road and they observed greater efficiencies in the removal of Cu (60%) and Zn (95%) than Pb (31%) or Cd (5%). These same authors mention that removal tends to decrease over time as time goes by. The accumulation of potentially toxic metals such as Zinc (Zn), Chromium (Cr) in surface water systems can cause an acute and/or chronic poison. These metals can accumulate in aquatic organisms and be magnified through food chains and eventually affect human health. The macrophyte species *Typha latifolia*, *Hydrilla verticillate* and, *Eichhornia crassipes* have been used in surface flow wetlands, eliminating up to 23% of the Zn content.

TADESSE et al. (2015), XIN et al. (2020), SCHUCK and GREGER (2020) and WANG et al. (2021) investigated the phytoremediation efficiency of horizontal flow (underground) constructed wetland plant species, using industrial wastewater. Four units were raised with *Cyperus alternifolius*, *Typha domingensis*, *Parawaldeckia karaka* and *Borassus aethiopum*. The wastewater analysis showed that the Cr in the effluent was reduced up to 99.3% for an average input Cr loading rate of 40 mg/L, the COD was reduced up to 80% for an organic input the load that varied between 2,202 and 8,100 mg/L and the BOD5 was reduced up to 77% for an input organic load that varied between 650 and 1,950 mg/L. The removal of NO₃⁻ and NH₃ reached 57 and 82%, respectively.

Table 2. Wetland systems for heavy metal removal

Wetland type	Species used	Pollutant	Concentration	Removal efficiencies	Reference
Surface flow	<i>Typha latifolia</i> <i>Phragmites australis</i>	Cu	0.0047 mg/L	60%	MARRUGO et al., 2017
		Zn	0.180 mg/L	95%	
		Pd	0.063 mg/L	31 %	
		Cd		5%	
Surface flow	<i>Pontederia cordata</i>	Cd ²⁺	0.13 µg/L	93%	MARRUGO et al., 2017
Surface flow	<i>Typha latifolia</i> <i>Hydrilla verticillata</i> and <i>Eichhornia crassipes</i>	Zn	25 PPB	23%	LAURENCE et al., 2014
Surface flow	<i>Pistia stratiotes</i> <i>Spirodela polyrhiza</i> <i>Eichhornia crassipes</i>	Fe		83%	TADESSE et al., 2015
		Cu		76%	
		Ni		63%	
		Cd		79%	
		Cr		63%	
Surface flow	<i>Phragmites australis</i>	Zn		67%	TADESSE et al., 2015
		Fe		96 %	
		Mn		98 %	
		Ni		99 %	
		Pb		85 %	
Vertical flow	<i>Leersia hexandra</i> Swartz	Cr			XIN et al., 2020
		Cu	0.68-78 µg/L	84-97 %	
		Ni			
Vertical flow	<i>Erianthus arundinaceus</i> <i>Typha angustifolia</i> , <i>P. australis</i>	Cu			WANG et al., 2021
		Mn	0.013-0.246 mg/L	56-88%	
		Zn			
		Ni			
Vertical flow	<i>Alocasia puber</i>	Cd		99 %	SHAHID et al., 2020
		Cr	10 mg/L	99 %	
		Cu	100 mg/L	99 %	
		Ni		99 %	
		Zn		99 %	
Vertical flow	<i>Acorus calamu</i> <i>Canna indica</i>	Zn	5 mg/L	89-95%	THANI et al., 2019
		Fe	5 mg/L	80-92%	
		Cu	5 mg/L	91-96%	
		Cr	5 mg/L	47 -93 %	
Vertical flow	<i>Chlorella pyrenoidosa</i> <i>Daphnia magna</i>	Cd ²⁺	0.60 mg/L	82 %	BIEN et al., 2020
		Cu ²⁺	0.35 mg/L	66 %	
Horizontal flow	<i>Limnocharis flava</i>	Hg	1.50 µg/mL	90 %	LICATA et al., 2021
Horizontal flow	<i>Typha domingensis</i> <i>Borassus aethiopum</i> <i>Cyperus alternifolius</i> <i>Phragmites karka</i>	Cr	40 mg/L	99%	SCHUCK and GREGER, 2020
				99%	
				98%	
				97%	
Horizontal flow	<i>Typha latifolia</i> <i>Cyperus papyrus</i>	Pb	0.63 mg/L	43%	NGUYEN et al., 2019
		Cu	0.49 mg/L	63%	
		Mn	0.70 mg/L	39%	
Hybrid System	<i>Phragmites australis</i>	As	67 mg/L	80%	BARYA et al., 2020
		Mn	1,460 mg/L	97%	
		Cd	930 mg/L	80%	
		Zn	245 mg/L	53%	
		Pd	170 mg/L	39%	
Hybrid System	<i>Typha latifolia</i> <i>Eichhornia crassipes</i> <i>Lemna gibba</i> <i>Pistia stratiotes</i>	Cd	5 mg/L	60-96 %	ENGIDA et al., 2020
		Cu	10 mg/L	82-90 %	
		Pb	5 mg/L	78- 97 %	
Surface flow	<i>Phragmites australis</i>	As	1 mg/L	83- 89.5% 89.3 – 93.3% 69.7 - 98,.0%	AYAZ et al., 2020
		Cd	1 mg/L	94.8 – 95.4% 69.2 – 92.3%	
		Pb	6 mg/L	85.3 – 89.1% 98.5 – 98.7%	
		Mn	6 mg/L	98.7% 92.8 – 98.7%	
		Zn	6 mg/L	95.5 – 96% 93.1 – 96.2%.	
Horizontal flow					

Efficiency of the system, bacterial inoculation with the desired traits has appeared as an effective option (TADESSE et al., 2015) they compared the performance of four macrophytes, *Brachia mutica*, *Typha domingensis*, *Phragmites australis*, and *Leptochala fusca*, in bacterial-assisted floating treatment wetlands for the purification of five metals (Fe, Mn, Ni, Pb, and Cr) from contaminated river water. Finding a significant reduction in metal content. The maximum removal was observed in *P. australis* and inoculated with bacteria. Removing more than 95% of metals, except 85% Lead.

There is little research on HA (microcosm scale) for the synchronized removal of multiple metals. The use of floating islands with the species *Pistia stratiotes*, *Spirodela polyrhiza* and *Eichhornia crassipes* reduced their efficiency by removing six metals (Fe, Cu, Cd, Cr, Zn, Ni). On average managing to remove more than 79%, *E. crassipes* established as the most efficient accumulator followed by *P. stratiotes* and *S. polyrhiza*. Therefore, these wetland plants can be used to design ecological remediation of hazardous heavy metals present in wastewater (SHAID et al., 2020).

Constructed wetland microcosm by using *Alocasia puber* is a possible treatment method for wastewater containing heavy metals. THANI et al. (2029) used wastewater with heavy metals Cd, Cr, Cu, Ni, and Zn were used in this study. Several heavy metals concentrations (5 mg/L, 10 mg/L and 100 mg/L) were used in the systems. The results obtained showed removal efficiencies of heavy metals of >99% after day 12.

BARYA, et al. (2020) took sewage samples collected from all cells of a domestic water treatment plant and analyzed for four heavy metals (Zn, Fe, Cu, and Cr). The plant species results show that the removal efficiency of the *Canna indica* L. for Zn, Fe, Cu, and Cr was 95%, 92%, 96%, and 93 % and *Acorus calamus* L. were 89 %, 80 %, 91 %, and 47 % respectively. These macrophytes with the substrate (gravel and sand) have presented a wide range of tolerance to all the selected metals

NGUYE et al. (2019) this study was conducted to assess the removal of arsenic (As) and heavy metals from mining wastewater by the combination of adsorption using modified iron-ore drainage sludge, and horizontal subsurface-flow constructed wetland with common reed (*Phragmites australis*). The results showed that the average removals of As, Mn, Cd, Zn, and Pb by the combined system with limestone substrate for four months were 80.3%, 96.9%, 79.6%, 52.9%, and 38.7%, respectively.

ENGIDA et al. (2020) study subsurface flow constructed wetlands treatments for the treatment of floriculture industry wastewater was studied. Was assessed for physiochemical and heavy metal removal efficiency. The heavy metal concentration in the influent to effluent for Pb, Cu and Mn was reduced from 0.63 ± 0.09 to 0.36 ± 0.11 , 0.49 ± 0.08 to 0.18 ± 0.05 and 0.70 ± 0.07 to 0.43 ± 0.15 , respectively. Was conducted to assess the removal efficiency of a treatment system (AYAZ et al., 2020) using sorbent and common reed (*Phragmites australis*). Approximately 1,400 g of sorbent that was modified from Ban Cuon iron mine drainage sludge by adding 10% sodium silicate solution and heating at 400 C was put in a

column of 1.8l. the results showed that the removal efficiency of As, Cd, Mn, Pb and Zn by sorbent - surface constructed wetland were 83.0 - 89.5, 89.3 - 93.3, 69.7 - 98.0, 94.8 - 95.4, and 69.2 - 92.3%, respectively; those by sorbent - subsurface constructed wetland were 85.3 - 89.1, 98.5 - 98.7, 92.8 - 98.7, 95.5 - 96.0, and 93.1 - 96.2%. The concentrations of heavy metals in the outlet water met the National Technical Regulation on Industrial Wastewater of Vietnam

Constructed wetlands are an environmentally friendly and economically efficient sewage treatment technology, with fillers playing an important role in treatment processes. However, traditional wetland fillers (e.g., zeolite) are known to be imperfect because of their low adsorption capacity. LIU et al. (2020) investigate the adsorbent sodium titanate nano fillers (T3-F), was synthesized as an alternative to traditional filler with sodium titanate nanofibers (T3) as the raw material, epoxy adhesive as the adhesive agent and NH_4HCO_3 as the pore-making agent. The results showed that the adsorption of heavy metal by T3-F followed the pseudo-second-order kinetic and Langmuir isotherm models. The maximum adsorption capacities for Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} were about 1.5–1.98 mmol/g, which were 4–5 times that of zeolite, the traditional commonly used filler.

6 REMOVAL OF EMERGING POLLUTANTS IN CONSTRUCTED WETLANDS

Emerging pollutants are compounds of different origin and chemical nature, whose presence in the environment and the possible damage they could cause, have largely gone unnoticed (ZHAO et al., 2019; RAI, 2019). It's possible polluting effects have been recently studied, approximately ten years ago when various drugs and other substances were found in the rivers of Germany that were not considered pollutants. However, they can be potentially harmful to the environment and, what is worse, they are not regulated, so it is necessary to continue with the investigations that allow us to know the impact they cause both on the environment and on the human organism (RAI, 2019).

Surface water bodies around the world can be contaminated with various pollutants. In many cases, the actual toxicity thresholds for non-target organisms are unknown, presenting unknown risks (REINOSO et al., 2017; DE OLIVEIRA et al., 2019; HWANG et al., 2020). Many of the chemicals used in daily life are eventually found in environmental compartments and many of those products expand the list of unregulated chemical compounds, known as emerging pollutants or organic micro pollutants, some pollutants are listed in Table 3. A large part of these compounds is released into surface, coastal and underground water bodies (CHEN et al., 2016). Although their concentrations in aquatic environments are generally low, they can be considered pseudo-persistent pollutants, due to their continuous release to the environment (VYSTAVNA et al., 2017).

The Surface flow systems planted with *Eichornia crassipes* and Vertical Flow systems planted with *Heliconia rostrata* removed 97 and 89% of caffeine and ibuprofen, respectively. The performance between

the macrophyte systems in the mesocosm units showed potential to eliminate emerging compounds (HWANG et al., 2020).

Table 3. Wetland systems for removal of emerging pollutants

Wetland type	Species used	Pollutant	Concentration	Removal efficiencies	Reference
Surface flow	<i>Eichornia crassipes</i>	Ibuprofen	28 mg/L	97%	HWANG et al., 2020
Surface flow	<i>Canna flaccida</i>	Acetaminophen	5,905.5 µg/mL	100%	REINOSO et al., 2017
Surface flow	<i>Salvinia molesta</i> <i>Lemna minor</i> <i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Elodea canadensis</i>	Diclofenac	0.236 mg/mL	99%	NIVALA et al., 2019
		Triclosan	0.315 mg/mL	96-99%	
		Naproxen	0.22 mg/mL	45-53%	
		Ibuprofen	0.021 mg/mL	33-48 %	
Vertical flow	<i>Heliconia rostrata</i>	Caffeine	0.135 mg/mL	81-99%	REINOSO et al., 2017
		Caffeine	28 mg/L	89%	
Vertical flow	<i>Phragmites australis</i> <i>Typha latifolia</i> <i>Scirpus sylvaticus L.</i>	Naproxen	7.05 ng/L	80 %	CHEN et al., 2016
		Propranolol	3.06 ng/L	80 %	
		Paracetamol	124 ng/L	50 %	
		Caffeine	1844 ng/L	50 %	
Horizontal Flow	<i>Heliconia Zingiberales</i> <i>Cyperus Haspan</i>	Carbamazepine	10.66 µg/L	95%	VYSTAVNA et al., 2017
		Sildenafil	7.24 µg/L	97%	
		Methylparaben	2.64 µg/L	97%	
Horizontal Flow	<i>Phragmites australis</i>	Naproxen	1718 ng/L	60 %	DELGADO et al., 2020
		Oxybenzone	1106 ng/L	80 %	
		Triclosan	73 ng/L	70 %	
Horizontal Flow	<i>Thalia dealbata</i>	Antibiotics	8370 ng/L	76-99 %	DE OLIVEIRA et al., 2019
Surface flow	<i>Iris tectorum</i>				
Hybrid System	<i>Phragmites australis</i>	Caffeine	92 µg/L	100%	NIVALA et al., 2019
		Naproxen	3 µg/L	96 %	
		Ibuprofen	23 µg/L	98 %	
		Benzotriazole	14 µg/L	79 %	
Hybrid System	<i>Myriophyllum verticillatum</i> <i>Pontederia cordata</i>	Steroid hormones	30 - 105 ng/L	97 %	MATAMOROS et al., 2017
		biocides	63 - 515 ng/L	92 %	

An evaluation on a mesocosm scale by HWANG et al. (2020) demonstrated the efficacy of surface wetland systems planted with *Canna flaccida* to remove the pollutants carbamazepine (73 to 81.8%) and acetaminophen (100%). Furthermore, the system planted with *C. flaccida* was aesthetically pleasing due to the lush flowering of the plant, the high tolerance to adverse factors, and the fact that it is only a low-level, local invasive species does not threaten local communities through of high reproduction and added to this the results are promising to eliminate emerging pollutants.

CHEN et al. (2016) studied the elimination of eight antibiotics including erythromycin, clarithromycin, leucomycin, sulfamethoxazole, trimethoprim, sulfamethazine, and sulphapyridine in raw domestic wastewater. These waters were treated by wetlands built on a mesocosm scale with different flow configurations. Surface flow, horizontal subsurface flow and vertical subsurface flow with *Thalia dealbata* and *Iris tectorum* plants. The aqueous removal efficiencies of the total antibiotics ranged from 75.8 to 98.6%. The presence of Macrophytes was favorable for the removal of pollutants, and horizontal flow wetlands had greater removal of pollutants than surface flow.

Pharmaceuticals in surface water are a threat to drinking water supplies. Pharmaceuticals have been detected in various environmental samples, including sewage, surface and groundwater, where they are present in trace concentrations (ranging from ng to μg per liter) and are often related to human population density in the drainage area. In recent years, concern regarding the occurrence, fate and adverse effects of these compounds has grown, since little is known about the consequences associated with long term ingestion or the presence of pharmaceuticals and their residues in natural and drinking waters. The use of artificial wetlands with species such as *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Scirpus sylvaticus* L, has shown to be efficient in the removal of Pharmaceuticals (carbamazepine, caffeine, diclofenac, estrone, ibuprofen, paracetamol, propranolol and triclosan) has a removal efficiency of 50% to 80% (CHEN et al., 2016).

One form of emerging pollutants, pharmaceutical and personal care products are becoming a serious problem in the discharge of domestic wastewater. Constructed wetlands have been shown to be efficient in removing two pharmaceuticals: carbamazepine and sildenafil; and a personal care product: methylparaben, present in domestic wastewater. Constructed wetlands have been shown to be efficient in removing two pharmaceuticals: carbamazepine and sildenafil; and a personal care product: methylparaben, present in domestic wastewater. It was determined that constructed wetlands can efficiently remove simple molecular structure compounds such as methylparaben, and complex structures such as sildenafil (efficiency up to 97%). However, carbamazepine remained as a recalcitrant contaminant (VYSTAVNA et al., 2017).

The discharge of emerging contaminants from wastewater treatment plants into the aquatic environment is a matter of great importance due to the potential adverse effects that they can exert on aquatic biota. The used constructed wetlands are suitable for removing emerging contaminants (Benzotriazole, 5-methylbenzotriazole, ketoprofen, naproxen, oxybenzone and diclofenac) from wastewater treatment plant effluents and, therefore, reduce the ecotoxicological effects associated with pollutant discharges (DELGADO et al., 2020).

Six pilot-scale treatment wetlands treating municipal wastewater were monitored for classical wastewater parameters and selected Emerging Organic Compounds: caffeine, ibuprofen, naproxen, benzotriazole on a weekly basis over the course of one year. Treatment efficacy of the wetland systems was compared to that of a municipal wastewater treatment plant adjacent to the research site (activated sludge technology). The aerated wetlands and the two-stage vertical flow system showed the highest treatment efficacy (>70% removal on a mass basis) (MATAMOROS et al., 2017).

MATAMOROS et al. (2017) Microcosm wetland systems (5 L containers) planted with *Salvinia molesta*, *Lemna minor*, *Ceratophyllum demersum*, and *Elodea canadensis* were investigated for the

removal of diclofenac, triclosan, naproxen, ibuprofen, caffeine. After 38 days of incubation, 40–99% of triclosan, diclofenac, and naproxen were removed from the planted and unplanted reactors.

Steroid hormones and biocides are regarded as emerging contaminants in rural wastewater in China, owing to their widespread occurrence and adverse effects on both aquatic organisms and humans. Constructed wetlands are an alternative technology for cost-effective and efficient decentralized rural sewage treatment. CHEN et al. (2019) detected five steroid hormones (ADD, AED, 19-NTD, T, and P) and four biocides (DEET, TCS, CBD, and MP) in the influent (mixture composed of domestic sewage and livestock wastewater from a small village) in concentrations ranging from 30.5 ± 1.25 ng/L to 105 ± 5.14 ng/L and from 63.4 ± 2.85 ng/L to 515 ± 19.7 ng/L, respectively. The ICW system effectively removed the detected steroid hormones $97.4 \pm 0.09\%$ and biocides $92.4 \pm 0.54\%$.

7 BIOMASS MANAGEMENT OF THE WETLAND SYSTEM

Wetland systems require defined management strategies for the collection and disposal of the biomass produced that prevent the spread of potentially invasive species, while ensuring the efficient removal of pollutants (ROJ-ROJEWSKI et al., 2019). The destination of macrophyte biomass generated by wetland systems must be well planned since its content of various pollutants must not be allowed to return to the environment. If the law allows it, biomass can be used as animal feed or fertilizer, or in the generation of bioenergy through direct combustion or to produce biogas or bioethanol. When determining the type of use of biomass, its pollutant content must be considered to avoid possible future problems related to the simple displacement of pollutants extracted from the water to the soil and other organisms. As such, priority should be given to processes that involve combustion and/or the direct use of intact biomass (such as wood).

ROJ-ROJEWSKI et al. (2019) tested the potential of some species of wetland systems to produce biogas, in light of the fact that *P. australis* (common reed) produces more energy than other species, and these authors noted the potential to use those systems as economically viable sources of renewable energies. A study by Licata et al. (2019) determined that it was possible to use *A. donce* biomass to produce bioenergy, although its profitability has not yet been determined.

Eichhornia crassipes (water hyacinth) biomass derived from a hybrid wetland system was suggested for use in civil construction by incorporating its fibers into concrete blocks (for greater strength) (LICATA et al., 2019). A similar concept was proposed for the biomass of *T. latifolia*, whose fibers could be used to improve the thermal and elastic properties of clay building bricks (PATEL et al., 2018).

8 CONCLUSIONS

Constructed wetlands, or floating islands, appear as a promising technique for wastewater treatment. They have been studied mainly in laboratory scale experiments and most of the in-situ applications concern storm water ponds. Although artificial wetlands have a great advantage over the established options in the restoration of rivers, lakes, and others, since these can be applied without diverting the flow, they have been little studied. Artificial wetlands have great technical, economic, social and aesthetic advantages over conventional wastewater treatments, since they achieve a good quality of treated water and in addition to this, their implementation, operation and maintenance is low cost compared to conventional systems. Numerous investigations have demonstrated the important role that macrophytes play in the elimination of pollutants since they have the capacity and versatility to eliminate various pollutants, even if it is necessary to continue exploring the capacities of indigenous species. In the same way, there is a need to further explore the removal of emerging pollutants, since they are becoming more and more present. There are many commercial products (mats) available for achieving buoyancy; however, PVC pipes or natural buoyant materials (e.g., bamboo) are a reliable and cheap alternative for flotation. Most studies have used growth media in order to establish vegetation, but to the best of our knowledge, no research has been carried out investigating the potential of adding absorptive material, such as zeolite in the substratum as in the case of rooted wetlands. Research has been conducted mainly on herbaceous species and especially aquatic plants. The pollutant removal processes that take place in artificial wetland systems are: biofilm biosynthesis, sedimentation and metabolism. Settlement, caused by the root system, is the main route for the elimination of P. In recent years, additional applications to water treatment are being explored, highlighting the generation of bioelectricity, the use of ornamental plants to give a better aesthetic for their subsequent commercialization, the correct management of plant biomass for the manufacture of construction material, fertilizers and Energy production.

REFERENCES

- AFZAL, M.; REHMAN, K.; SHABIR, G.; TAHSEEN, R.; IJAZ, A.; HASHMAT, A. J.; BRIX, H. Large-scale remediation of oil-contaminated water using floating treatment wetlands. *NPJ Clean Water*, 2(1), 1-10. 2019. <https://doi.org/10.1038/s41545-018-0025-7>
- ARTEAGA-CORTEZ, V. M., QUEVEDO-NOLASCO, A., VALLE-PANIAGUA, D. H. D., CASTRO-POPOCA, M., BRAVO-VINAJA, Á., & RAMÍREZ-ZIEROLD, J. A. Estado del arte: una revisión actual a los mecanismos que realizan los humedales artificiales para la remoción de nitrógeno y fósforo. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(5), 319-343, 2019. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-05-12>
- ASHRAF, S.; NAVEED, M.; AFZAL, M.; SELEIMAN, M. F.; AL-SUHAIBANI, N. A.; ZAHIR, Z. A.; ABDELLA, K. A. Unveiling the potential of novel macrophytes for the treatment of tannery effluent in vertical flow pilot constructed wetlands. *Water*, 12(2), 549. 2020. <https://doi.org/10.3390/w12020549>
- AYAZ, T.; KHAN, S.; KHAN, A. Z.; LEI, M.; ALAM, M. Remediation of industrial wastewater using four hydrophyte species: A comparison of individual (pot experiments) and mix plants (constructed wetland). *Journal of environmental management*, 255, 109833. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109833>
- BARCO, A.; BORIN, M. Treatment performance and macrophytes growth in a restored hybrid constructed wetland for municipal wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 107, 160-171. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.004>
- BARYA, M.P.; GUPTA, D.; SHUKLA, R.; THAKUR, T.K.; MISHRA, V.K. Fitorremediación de metales pesados de aguas residuales domésticas mixtas a través de humedales de flujo vertical plantados con *Canna Indica* y *Acorus Calamus*. *Current World Environment*, 15 (3), 430–440. 2020. <https://doi.org/10.12944/cwe.15.3.06>.
- BIEN, N.Q.; HOANG HA, N.T. Enhanced removal of heavy metals using sorbent and *Phragmites australis*. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 589). IOP Publishing Ltd. 2020. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/589/1/012012>.
- CALHEIROS, C. S.; CARECHO, J.; TOMASINO, M. P.; ALMEIDA, C. M. R.; MUCHA, A. P. Floating Wetland Islands Implementation and Biodiversity Assessment in a Port Marina. *Water*, 12(11), 3273. 2020. <https://doi.org/10.3390/w12113273>
- CARRASCO, J. D. C. R.; DELGADO, C. Y. S.; COBOS, D. F. O. Contaminantes emergentes y su impacto en la salud. Emerging contaminants and its impact on the health. *Revista de la Facultad de Ciencias Médicas de la Universidad de Cuenca*, 35(2), 55-59, 2017. <https://publicaciones.ucuenca.edu.ec/ojs/index.php/medicina/article/view/1723/1325>
- CHEN, J.; LIU, Y.S.; DENG, W. J.; YING, G.G. Removal of steroid hormones and biocides from rural wastewater by an integrated constructed wetland. *Science of the Total Environment*, 660, 358-365. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.049>
- CHEN, J.; YING, G.G.; WEI, X.D.; LIU, Y.S.; LIU, S.S.; HU, L.X.; HE, L.Y.; CHEN, Z.F.; CHEN, F.R.; YANG, Y.Q. Removal of Antibiotics and Antibiotic Resistance Genes from Domestic Sewage by Constructed Wetlands: Effect of Flow Configuration and Plant Species. *Sci. Total Environ.* 571, 974–982. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.176>
- CORZO, A.; SANABRIA, O.; GARCÍA, M. Optimización hidráulica de humedales artificiales de alta tasa de rellenos con medios de soporte plástico. *Memorias de la III Conferencia Paname-ricana de Sistemas de Humedales para el Tratamiento y Mejoramiento de la calidad del Agua*, 2016, Universidad Nacional del Litoral, Facultad de Ingeniería Química. 2016. Recuperado de <http://www.fiq.unl.edu.ar>.

DE OLIVEIRA, M.; ATALLA, A.A.; FRIHLING, B.E.F.; CAVALHERI, P.S.; MIGLIOLO, L.; FILHO, F.J.C.M. Ibuprofen and Caffeine Removal in Vertical Flow and Free-Floating Macrophyte Constructed Wetlands with *Heliconia Rostrata* and *Eichornia Crassipes*. *Chem. Eng. J.* 373, 458–467. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.05.064>

DELGADO, N.; BERMEO, L.; HOYOS, D. A.; PEÑUELA, G. A.; CAPPARELLI, A.; MARINO, D.; CASAS-ZAPATA, J. C. Occurrence and removal of pharmaceutical and personal care products using subsurface horizontal flow constructed wetlands. *Water Research*, 187, 116448. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116448>

ENGIDA, T.; ALEMU, T.; WU, J.; XU, D.; ZHOU, Q.; WU, Z. Analysis of constructed wetlands technology performance efficiency for the treatment of floriculture industry wastewater, in Ethiopia. *Journal of Water Process Engineering*, 38, 101586. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101586>

EPA, Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos. Guía de diseño y construcción de un humedal construido con flujo superficial. Región 6. Dallas, EUA: Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos. 1993.

GAJEWSKA, M., JÓŹWIAKOWSKI, K., GHRABI, A. and MASI, F. Impact of influent wastewater quality on nitrogen removal rates in multistage treatment wetlands. *Environ Sci Pollut Res.* 22:12840–12848, DOI 10.1007/s11356-014-3647-4, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3647-4>

HERATH, I.; VITHANAGE, M. Phytoremediation in Constructed Wetlands. In *Phytoremediation*; Springer International Publishing: Cham, Switzerland. pp. 243–263. 2015. <https://doi.org/10.1201/9781351067430>

HERRERA-CÁRDENAS, J.; NAVARRO, A. E.; TORRES, E. Effects of porous media, macrophyte type and hydraulic retention time on the removal of organic load and micropollutants in constructed wetlands. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 51(5), 380-388. 2016. <https://doi.org/10.1080/10934529.2015.1120512>

HWANG, J. I., LI, Z., ANDREACCHIO, N., ORDONEZ HINZ, F., & WILSON, P. C. Potential use of floating treatment wetlands established with *Canna flaccida* for removing organic contaminants from surface water. *International journal of phytoremediation*, 22(12), 1304-1312. 2020. <https://doi.org/10.1080/15226514.2020.1768511>

JINGYU, H., MIWORNUNYUIE, N., EWUSI-MENSAH, D. AND ATO KOOMSON, D. Assessing the factors influencing the performance of constructed wetland–microbial fuel cell integration. *Water Sci Technol*, 81 (4): 631–643. 2020. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.135>.

KADLEC, R. H., WALLACE, S. *Treatment wetlands*. Taylor & Francis, 2nd ed. ISBN 978-1-56670-526-4. United States of America, 2009.

KOCHI, L. Y., FREITAS, P. L., MARANHO, L. T., JUNEAU, P., & GOMES, M. P. Aquatic Macrophytes in Constructed Wetlands: A Fight against Water Pollution. *Sustainability*. 12(21), 9202, 2020. <https://doi.org/10.3390/su12219202>

LAURENCE W. GILL, PAMELA RING, BRIAN CASEY, NEIL M.P. HIGGINS, PAUL M. JOHNSTON. Long term heavy metal removal by a constructed wetland treating rainfall runoff from a motorway. *Science of The Total Environment*, Volumes 601–602, Pages 32-44, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.182>.

LAURENCE W. GILL, PAMELA RING, NEIL M.P. HIGGINS, PAUL M. JOHNSTON. Accumulation of heavy metals in a constructed wetland treating road runoff, *Ecological Engineering*, Volume 70, Pages 133-139, ISSN 0925-8574, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.056>.

LICATA, M.; GENNARO, M.C.; TUTTOLOMONDO, T.; LETO, C. La Bella, S. Research Focusing on Plant Performance in Constructed Wetlands and Agronomic Application of Treated Wastewater—A Set of Experimental Studies in Sicily (Italy). *PLoS ONE*, 14, e0219445. 2019. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219445>

LICATA, M.; RUGGERI, R.; IACUZZI, N.; VIRGA, G.; FARRUGGIA, D.; ROSSINI, F.; TUTTOLOMONDO, T. Treatment of Combined Dairy and Domestic Wastewater with Constructed Wetland System in Sicily (Italy). Pollutant Removal Efficiency and Effect of Vegetation. *Water*, 13(8), 1086. 2021. <https://doi.org/10.3390/w13081086>

w13081086

LIU, M.; LI, X.; HE, Y.; LI, H. Aquatic toxicity of heavy metal-containing wastewater effluent treated using vertical flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 727. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138616>.

MACHADO, A.I.; BERETTA, M.; FRAGOSO, R.; DUARTE, E. Overview of the State of the Art of Constructed Wetlands for Decentralized Wastewater Management in Brazil. *J. Environ. Manag.* 187, 560–570. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.015>

MAHMOOD, Q., PERVEZ, A., SAIMA ZEB, B., ZAFFAR, H., YAQOOB, H., WASEEM, M., ZAHIDULLAH, M. AND AFSHEEN A. Natural Treatment Systems as Sustainable Ecotechnologies for the Developing Countries. *BioMed Research International*. Volume 2013, 19 pages. 2013. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/796373>.

MARRUGO-NEGRETE, J.; ENAMORADO-MONTES, G.; DURANGO-HERNÁNDEZ, J.; PINEDO-HERNÁNDEZ, J.; DÍEZ, S. Removal of Mercury from Gold Mine Effluents Using *Limncharis Flava* in Constructed Wetlands. *Chemosphere*.167, 188–192. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.130>

MATAMOROS V.; NGUYEN L.X.; ARIAS C.A.; SALVADÓ V.; BRIX H. Evaluation of aquatic plants for removing polar microcontaminants: a microcosm experiment. *Chemosphere*. 88(10):1257-64. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.04.004>

MATAMOROS, V.; RODRÍGUEZ, Y.; BAYONA, J. M. Mitigation of emerging contaminants by full-scale horizontal flow constructed wetlands fed with secondary treated wastewater. *Eco-logical Engineering*, 99, 222–227. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.054>.

MORENO, C. S. and CANO, T. Phenolic compounds obtained from the by-product of *Persea americana* Mill. for the reduction of organic matter in the effluent of a tanning industry of *Tayassu pecari*. *South Florida Journal of Development*, Vol. 2 No. 5, 2021. <https://doi.org/10.46932/sfjdv2n5-062>

NGUYEN, H.T.; NGUYEN, B. Q.; DUONG, T.T.; BUI, A.T.; NGUYEN, H.T.; CAO, H.T.; KIM, K. W. Pilot-scale removal of arsenic and heavy metals from mining wastewater using adsorption combined with constructed wetland. *Minerals*, 9(6), 379. 2019. <https://doi.org/10.3390/min9060379>

NICHOLS, P.; LUCKE, T.; DRAPPER, D.; WALKER, C. Performance evaluation of a floating treatment wetland in an urban catchment. *Water*, 8(6), 244. 2016.

NITTURKAR R.N.; BHOSALE S. M. Performance Evaluation of Artificial Floating Island for Nutrient Removal. *International journal of engineering research & technology (IJERT)*,8 (12) 113-117. 2019. <http://dx.doi.org/10.17577/IJERTV8IS120022>

NIVALA, J.; KAHL, S.; BOOG, J.; VAN AFFERDEN, M.; REEMTSMA, T.; MÜLLER, R.A. Dynamics of emerging organic contaminant removal in conventional and intensified subsurface flow treatment wetlands. *Science of the Total Environment*, 649, 1144-1156. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.339>

PATEL, A.G.; PAULI, M.K.; LIMA, M.X.; CARVALHO, K.Q.; PASSIG, F.H.; MACIOSKI, G. Destinação final de resíduos da macrófita *Eichhornia crassipes* na incorporação de blocos de concreto. *Specialist Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Valencia, Spain. Disponível em linha: https://www.researchgate.net/publication/339054547_Final_destination_of_the_Eichhornia_crassipes_macrophyte_in_concrete_block_incorporation. 2018.

- POMPÊO, M. Monitoramento e Manejo de Macrófitas Aquáticas Em Reservatórios Tro-picais Brasileiros; Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo: São Paulo, Brasil. ISBN 978-85-85658-67-0. <https://doi.org/10.11606/978858565867>. 2017.
- QUEIROZ, R. D. C. S. D., LÔBO, I. P., RIBEIRO, V. D. S., RODRIGUES, L. B., & ALMEIDA NETO, J. A. D. Assessment of autochthonous aquatic macrophytes with phytoremediation potential for dairy wastewater treatment in floating constructed wetlands. *International journal of phy-toremediation*, 22(5), 518-528. 2020. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1686603>
- RAHMAN, K.Z.; WIESSNER, A.; KUSCHK, P.; VAN AFFERDEN, M.; MATTUSCH, J.; MÜLLER, R.A. Removal and Fate of Arsenic in the Rhizosphere of *Juncus Effusus* Treating Artificial Wastewater in Laboratory-Scale Constructed Wetlands. *Ecol. Eng.* 69, 93–105. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.050>
- RAI, P. K. Heavy metals/metalloids remediation from wastewater using free floating macrophytes of a natural wetland. *Environmental Technology & Innovation*, 15, 100393. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100393>
- REINOSO CARRASCO, J. C., SERRANO DELGADO, C. Y., ORELLANA COBOS, D. F. Contaminantes emergentes y su impacto en la salud. *Revista de la Facultad de Ciencias Médicas de la Universidad de Cuenca*. Volumen 35(2): 55-59. 2017. <https://publicaciones.ucuenca.edu.ec/ojs/index.php/medicina/article/view/1723/1325>
- ROJ-ROJEWSKI, S.; WYSOCKA-CZUBASZEK, A.; CZUBASZEK, R.; KAMOOCKI, A.; BANASZUK, P. Anaerobic Digestion of Wetland Biomass from Conservation Management for Biogas Production. *Biomass Bioenergy*.122, 126–132, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.01.038>
- SANDOVAL, L.; MARÍN-MUÑIZ, J. L.; ZAMORA-CASTRO, S. A.; SANDOVAL-SALAS, F.; ALVARADO-LASSMAN, A. Evaluation of wastewater treatment by microcosms of vertical subsurface wetlands in partially saturated conditions planted with ornamental plants and filled with mineral and plastic substrates. *International journal of environmental research and public health*, 16(2), 167. 2020. <https://doi.org/10.3390/ijerph16020167>
- SCHUCK, M., AND GREGER, M. Plant traits related to the heavy metal removal capacities of wetland plants. *International Journal of Phytoremediation*. Vol. 22, No. 4, 427–435. 2020. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1669529>.
- SEHAR, S.; NASSER, H.A. Wastewater Treatment of Food Industries through Con-structed Wetland: A Review. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 16, 6453–6472. 2019. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02472-7>
- SHAHID, M. J.; ALI, S.; SHABIR, G.; SIDDIQUE, M.; RIZWAN, M.; SELEIMAN, M. F.; AFZAL, M. Comparing the performance of four macrophytes in bacterial assisted floating treatment wetlands for the removal of trace metals (Fe, Mn, Ni, Pb, and Cr) from polluted river water. *Chemosphere*, 243, 125353. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125353>
- SILVAN, R.S., LOPEZ OCANA, G., BAUTISTA MARGULIS, R. G., HERNANDEZ BARAJAS, J. R., and ROMELLON CERINO, M. J. Evaluation of free flow and subsurface wetlands in wastewater pollutant removal using different vegetation macrophyte species. *Interciencia*, 41(1), 40-47. 2016. <https://www.interciencia.net/wp-content/uploads/2017/10/40-LOPEZ-41-1.pdf>
- STEFANAKIS, A. I. *Constructed Wetlands for Industrial Wastewater Treatment*. Ed. John Wiley & Sons, Ltd. UK. ISBN 978-111926834-5. P.10, 2018.
- STEFANIDIS, K. AND PASTERGIADOU, E. Linkages between Macrophyte Functional Traits and Water Quality: Insights from a Study in Freshwater Lakes of Greece. *Water* 2019, 11, 1047; 2019. <https://doi.org/10.3390/w11051047>

- TADESSE, A.T.; SEYOUM, L.A. Evaluation of Selected Wetland Plants for Removal of Chromium from Tannery Wastewater in Constructed Wetlands, Ethiopia. *Afr. J. Environ. Sci. Technol.*9, 420–427. 2015. <https://doi.org/10.5897/AJEST2014.1793>
- THANI, N. S. M.; GHAZI, R. M.; AMIN, M. F. M.; HAMZAH, Z. Phytoremediation of heavy metals from wastewater by constructed wetland microcosm planted with *alocasia puber*. *Jurnal Teknologi*, 81(5). 2019. <https://doi.org/10.11113/jt.v81.13613>
- VÁZQUEZ-BURNEY, R., BAYS, J., MESSER, R. AND HARRIS, J. Floating wetland islands as a method of nitrogen mass reduction: results of a 1-year test. *Water Science & Technology* Volume 72, number 5, pp. 704–710, 2015. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.235>
- VYMAZAL, J.; BŘEZINOVÁ, T. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Environment International*, 75(2), 11-20, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.026>
- VYSTAVNA, Y.; FRKOVA, Z.; MARCHAND, L.; VERGELES, Y.; STOLBERG, F. Removal efficiency of pharmaceuticals in a full scale constructed wetland in East Ukraine. *Ecological Engineering*, 108, 50-58. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.009>
- WANG, J., WANG, W., XIONG, J., LI, L., ZHAO, B., SOHAIL, I., & HE, Z. A constructed wetland system with aquatic macrophytes for cleaning contaminated runoff/storm water from urban area in Florida. *Journal of Environmental Management*, 280, 111794. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111794>
- WHITE, S. A.; COUSINS, M. M. Floating treatment wetland aided remediation of nitrogen and phosphorus from simulated stormwater runoff. *Ecological Engineering*, 61, 207-215. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.020>
- XIN, J., MA, S., LI, Y., ZHAO, C., & TIAN, R. *Pontederia cordata*, an ornamental aquatic macrophyte with great potential in phytoremediation of heavy-metal-contaminated wetlands. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 203, 111024. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111024>
- YANG, Y., ZHAO, Y., TANG, C., XU, L., MORGAN, D.; LIU, R. Role of macrophyte species in constructed wetland-microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and bioenergy generation. *Chemical Engineering Journal*, 392, 123708. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123708>
- ZHANG, D.Q.; JINADASA, K.B.S.N.; GERSBERG, R.M.; LIU, Y.; NG, W.J.; TAN, S.K. Application of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Developing Countries—A Review of Recent Developments (2000–2013). *J. Environ. Manag.* 141, 116–131. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.03.015>
- ZHAO, D., CHEN, C., LU, Q., ZHANG, M., ZHANG, H., and AN, S. Combined use of cold-season and warm-season macrophytes in floating constructed wetlands to increase nitrogen removal in the early cold season. *Journal of Cleaner Production*, 254, 120054. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120054>
- ZHAO, M.; WANG, S.; WANG, H., QIN, P.; YANG, D.; SUN, Y.; KONG, F. Application of sodium titanate nanofibers as constructed wetland fillers for efficient removal of heavy metal ions from wastewater. *Environmental Pollution*, 248, 938-946. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.040>