



SOCIBI
Sociedad Científica Internacional
de Biotecnólogos A.C.

World Journal of Bioscience and Biotechnology 2025, 1 (2):78-99

Journal homepage: <https://socibiotech.com/journals/wjbb>



REVIEW

ISSN: 3061-8185



Plantas acuáticas epicontinentales y su uso en la fitorremediación: Una revisión

Epicontinental aquatic plants and their use in phytoremediation: A review

Patricia Lizeth Hernández-Krotzsch¹, Mercedes Rodríguez-Palma², José Luis Martínez-Pérez²

¹Maestría en Biotecnología y Manejo de Recursos Naturales, Centro de Investigación en Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Tlaxcala, Km 10.5 Autopista Tlaxcala–San Martín Texmelucan, 90120, San Felipe Ixtacuixtla, Tlaxcala, Mexico.

²Centro de Investigación en Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Tlaxcala, Km 10.5 Autopista Tlaxcala–San Martín Texmelucan, 90120, San Felipe Ixtacuixtla, Tlaxcala, Mexico.



José Luis Martínez-Pérez
joseluis.martinezperez@uatx.mx

ABSTRACT

Epicontinental aquatic ecosystems, which include lagoons, rivers, wetlands, and lakes, are crucial areas for the preservation of vital ecological processes and biodiversity. However, environmental quality has been severely affected by the increase in pollutants that come from urban, industrial and agricultural activities. Phytoremediation in this context emerges as a sustainable biotechnological strategy that uses plants with the ability to absorb, modify or immobilize heavy metals and other toxic substances through of mechanisms as phytoextraction, phytostabilization, rhizofiltration, phytovolatilization and phytodegradation. For example, the species as *Typha latifolia*, *Lemna minor*, *Phragmites*

australis y *Eichhornia crassipes* are mainly used to remove excess nutrients. In addition, physiological, environmental and operational constraints that have an impact on its efficiency are analyzed, such as pH, pollutant concentration and final disposal of biomass. Overall, phytoremediation with native species is an effective and affordable method that is ecologically feasible for the restoration and sustainable management of epicontinental aquatic bodies that are contaminated. Therefore, the objective of this work is to know the species of epicontinental water plants that have been used in phytoremediation processes.

Keywords: Aquatic plants, epicontinental ecosystems, heavy metals, phytoremediation.

RESUMEN

Los ecosistemas acuáticos epicontinentales, que incluyen las lagunas, ríos, humedales y los lagos, son áreas cruciales para la preservación de procesos ecológicos vitales y la biodiversidad. No obstante, la calidad ambiental se ha visto severamente afectada por el aumento de contaminantes que provienen de actividades urbanas, industriales y agrícolas. La fitorremediación en este contexto surge como una estrategia biotecnológica sostenible que utiliza plantas con la capacidad de absorber, modificar o inmovilizar metales pesados y otras sustancias tóxicas a través de mecanismos como la fitoextracción, fitoestabilización, rizofiltración, fitovolatilización y fitodegradación. Por ejemplo, especies como *Typha latifolia*, *Lemna minor*, *Phragmites*

australis y *Eichhornia crassipes* son utilizadas principalmente para eliminar nutrientes en exceso. Asimismo, se analizan restricciones fisiológicas, ambientales y operativas que tienen un impacto en su eficiencia, como el pH, la concentración del contaminante y la disposición final de la biomasa. En general, la fitorremediación con especies autóctonas es un método efectivo y asequible que resulta ecológicamente factible para la restauración y gestión sostenible de cuerpos acuáticos epicontinentales que están contaminados. Por tal motivo, el objetivo de este trabajo es conocer las especies de plantas de aguas epicontinentales que han sido utilizados en procesos de fitorremediación.

Palabras clave: Ecosistemas epicontinentales, fitorremediación, metales pesados, plantas acuáticas.

Received: 5 October 2025 / Received in revised form: 5 November 2025 / Accepted: 21 November 2025 / Published online: 5 December 2025.

<https://doi.org/10.29267/wjbb.2025.1.2.78-99>

1. Introducción

Una masa de agua superficial que abarca espacios sobre la plataforma continental constituye un cuerpo de agua o ecosistema epicontinental. Estos ecosistemas (como lagos, ríos, humedales y lagunas) presentan propiedades químicas y físicas variables, una gran productividad biológica y un rol significativo en los ciclos bioquímicos de la tierra; además, son fundamentales para preservar la biodiversidad y los procesos ecológicos cruciales (Alcocer, 2007). Las plantas acuáticas son un grupo variado y significativo en dichos procesos ya que intervienen en la productividad primaria, el ciclo de los nutrientes y el balance de las comunidades biológicas (Heynes-Silerio *et al.*, 2017). En México se ha documentado una gran diversidad de especies de plantas vasculares acuáticas (macrófitas) estrictas y subacuáticas, cuya distribución muestra lo valioso que son estos ecosistemas para la preservación (Lot, 2012; Mora-Olivo *et al.*, 2013). Las macrófitas acuáticas, que están adaptadas a vivir totalmente o en parte sumergidas, tienen un rol fundamental en el equilibrio ecológico de los cuerpos de agua al favorecer la calidad del agua y la estructura de la comunidad biológica (Heynes-Silerio *et al.*, 2017). Estas plantas, más allá de sus funciones ecológicas, tienen una variedad de usos que van desde lo ornamental y el forraje, hasta la biotecnología y la gestión ambiental (Rial, 2013).

La contaminación de los cuerpos de agua epicontinentales por metales pesados, nutrientes y otros compuestos relacionados con actividades industriales, urbanas y agrícolas se ha transformado en un reto cada vez mayor para la salud humana y la calidad ambiental en épocas recientes. La fitorremediación se ha establecido como una estrategia sostenible y efectiva para abordar este problema, utilizando plantas que puedan extraer, transformar o inmovilizar contaminantes en el aire, agua o suelo (Ali *et al.*, 2020). En concreto, plantas acuáticas flotantes, emergentes y sumergidas, como es el caso de *Pistia stratiotes*, *Lemna spp.*, *Eichhornia crassipes* y ciertas gramíneas acuáticas, han evidenciado una gran capacidad para eliminar metales pesados como cadmio (Cd), plomo (Pb) y cobre (Cu); además de nutrientes en exceso (principalmente nitrógeno (N) y fósforo (P)) (Lu *et al.*, 2017; Rodríguez-Lara *et al.*, 2022). A pesar de que algunas de estas especies son vistas como maleza en ciertos contextos (Rial, 2013), su alta tolerancia a niveles de contaminación y su gran capacidad de acumulación las hace aptas para la biorremediación de aguas residuales y ecosistemas acuáticos que están contaminados o degradados.

Dada la creciente presión antropocéntrica sobre los ecosistemas epicontinentales y la necesidad de implementar estrategias sostenibles para gestionar la contaminación, resulta fundamental revisar y sistematizar el conocimiento existente sobre las especies de plantas acuáticas y su papel en los procesos de fitorremediación. En este contexto, el objetivo de este trabajo es revisar y sintetizar la información científica sobre las especies de plantas acuáticas epicontinentales empleadas en fitorremediación, los mecanismos involucrados y los factores ambientales y operativos que condicionan su eficiencia, con énfasis en su aplicabilidad en ecosistemas acuáticos.

2. Clasificación de plantas acuáticas epicontinentales

Se considera a las macrófitas acuáticas como aquellas plantas que se han acondicionado a vivir en entornos acuáticos o sobre ellos (Oyededeji & Abowei, 2012). Sin embargo, diversos autores

han cuestionado la validez, aplicabilidad y coherencia del término macrófita, debido a que resulta impreciso cuando no se considera la organización estructural o la posición taxonómica de las plantas, este concepto se utiliza para referirse a las plantas verdes de tamaño suficiente para ser observadas a simple vista (Rial, 2003).

Se han propuesto diversas clasificaciones para estas especies, basadas en la posición de las hojas y de los órganos radicales con respecto a la superficie del agua, así como en su hábito de crecimiento (Hutchinson, 1975; Rial, 2003). Según este último criterio, las macrófitas se agrupan en tres categorías principales: emergentes, que se establecen en las orillas de los cuerpos de agua, se fijan al sustrato y desarrollan tallos y hojas que sobresalen notablemente por encima del nivel del agua, generalmente con estructuras rígidas, como *Typha* spp. (tule) y *Phragmites* spp. (carrizo); flotantes, como *Lemna* spp. (lenteja de agua) y *Nymphaea* spp. (nenúfares), que crecen libres sobre la superficie del agua y presentan raíces; y sumergidas, que se desarrollan principalmente por debajo del espejo de agua y permanecen ancladas al sustrato (Roldán-Pérez & Ramírez-Restrepo, 2008). No obstante, esta clasificación presenta excepciones, como el género *Ceratophyllum*, que incluye especies sumergidas carentes de raíces y con una amplia distribución geográfica (Fletcher *et al.*, 2020).

Oyedeki & Abowei (2012) proponen tres clasificaciones de plantas acuáticas. Puede ser según la zona donde habitan en los cuerpos de agua: zonas de vegetación sumergida flotante, donde las raíces de las plantas no están arraigadas al sustrato; zonas de vegetación con raíces sumergidas, donde las plantas se encuentran por debajo del espejo de agua y sus raíces están arraigadas al sustrato; y zonas de vegetación del fondo, que se caracterizan por tener plantas acuáticas fijadas al sustrato o en la superficie. Otra clasificación de estas especies considera su hábitat acuático: hidrófitas, que son plantas adaptadas completamente a crecer y desarrollarse en el agua; malezas de ribera, que se localizan en los bordes de los cuerpos de agua; malezas de zanja, que se ubican en canales o zanjas destinadas principalmente al riego de cultivos; y freatofitas, que son plantas que se encuentran a lo largo de los cauces de los arroyos y por lo general las constituye una vegetación leñosa. Finalmente, los autores proponen la clasificación de estas especies vegetales de acuerdo con sus grupos taxonómicos: macrófitas sumergidas, que son plantas acuáticas que se desarrollan completamente por debajo del espejo de agua y son visibles a simple vista; macrófitas de hojas flotantes y malezas emergentes; macrófitas sumergidas, son plantas acuáticas completamente por debajo del espejo del agua, que son visibles a simple vista; macrófitas de hojas flotantes, que se desarrollan sobre la superficie del cuerpo de agua; y malezas emergentes que están sujetas al sustrato y su estructura es visible por encima de la superficie del cuerpo de agua (Fig. 1).

La distribución de las plantas acuáticas se caracteriza de acuerdo con múltiples escalas espaciales y se determina por factores climáticos, ecológicos y antrópicos. Murphy *et al.* (2019) reportaron que las regiones geográficas de diversidad de macrófitas se concentra principalmente en zonas subtropicales y tropicales; en cambio, en regiones templadas, la riqueza es menor, pero con especies de amplia distribución. En regiones tropicales de América Latina se ha documentado una alta diversidad de especies acuáticas, las cuales en su mayoría son endémicas. Un ejemplo es la cuenca del Orinoco, donde se estimó que el 70% de las especies de macrófitas acuáticas habitan exclusivamente en el Neotrópico (Rial, 2013). La composición de las comunidades de macrófitas acuáticas depende de factores ambientales

como la disponibilidad de luz, profundidad, el régimen hidrológico y la concentración de nutrientes. Navarro-Law *et al.* (2024) señalaron que, en sistemas pequeños y aislados, el uso del suelo circundante y la hidroperiodicidad determinan la riqueza y abundancia de especies (diversidad), lo que permite seleccionar especies de plantas acuáticas con mayor potencial de sobrevivencia y eficiencia fitorremediadora en condiciones específicas.

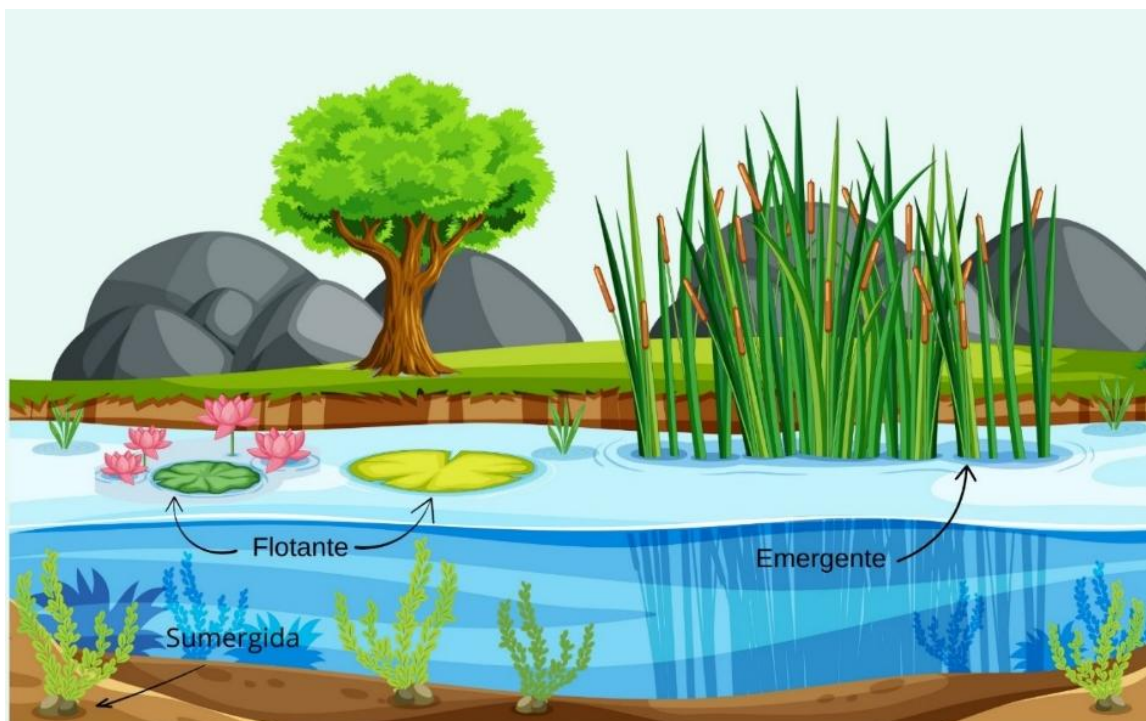


Fig. 1. Representación esquemática de la clasificación de las plantas acuáticas con base a su hábito de crecimiento.

Fig. 1. Schematic representation of the classification of aquatic plants based on their growth habit.

3. Contaminación y degradación de los ecosistemas acuáticos

El agua constituye un recurso indispensable para la vida; sin embargo, cuando se encuentra contaminada con compuestos químicos o agentes infecciosos, puede convertirse en un factor de riesgo para la salud de las poblaciones (Juliño-Carliño *et al.*, 2021). Desde hace varias décadas, la industrialización y la intensificación de la agricultura han sido factores clave en el aumento de la contaminación de los cuerpos de agua epicontinentales. Entre los contaminantes más relevantes se encuentran los metales pesados como: mercurio (Hg), plomo, zinc (Zn), cadmio y cromo (Cr), que ingresan a los ecosistemas acuáticos y a los suelos principalmente por actividades humanas. Estos metales representan un riesgo considerable para plantas, animales y seres humanos, incluso en bajas concentraciones debido a su tendencia a bioacumularse, su toxicidad y su carácter no biodegradable (Pabón *et al.*, 2020). Asimismo, se ha identificado la presencia de fármacos en los ecosistemas acuáticos y a ello se suma la problemática de los denominados contaminantes emergentes, compuestos químicos cuya detección en aguas superficiales ha incrementado en los últimos años. Aunque sus efectos

sobre la salud humana y el ambiente no se han dilucidado por completo, su presencia genera una preocupación cada vez mayor (Deblonde *et al.*, 2011; Mohebi & Nazari, 2021).

El concepto de contaminantes emergentes hace referencia a sustancias de composición química y de diversa procedencia cuya presencia en el ambiente no se considera significativa debido a su limitada distribución y bajas concentraciones, lo que provoca que por lo general no sean percibidos. Sin embargo, el incremento en su detección, junto con la posibilidad de generar impactos ecológicos y riesgos para la salud humana, ha hecho que se conviertan en un tema central de investigaciones científicas, reportes oficiales y regulaciones relacionadas con la calidad del agua. Cabe destacar que estos compuestos no requieren permanecer de manera constante en el ambiente para ocasionar efectos adversos ya que su continua liberación y acumulación puede contrarrestar sus procesos de degradación o eliminación (Gil *et al.*, 2012; Jacobo-Marín & Santacruz de León, 2021). Los contaminantes emergentes han despertado un creciente interés de investigación debido a su amplia distribución en el ambiente y a la ausencia de normativas específicas por lo que no suelen ser objeto de monitoreo regular (Tadeo *et al.*, 2012).

4. Tipos de fitorremediación de ecosistemas acuáticos

Entre los diversos métodos disponibles para el control de contaminantes orgánicos e inorgánicos se incluye la precipitación, reacciones óxido-reducción, filtración, intercambio iónico, tecnologías de membrana, tratamiento electroquímico y recuperación por evaporación; así como la adsorción y bioadsorción (Tejada-Tovar *et al.*, 2015, Pabón *et al.*, 2020). No obstante, estas técnicas presentan limitaciones importantes que afectan su eficacia, resultan ser costosas, requieren un elevado consumo energético y, en muchos casos, no son ambientalmente sostenibles (Lu *et al.*, 2017). En este contexto, se han explorado alternativas más económicas, no invasivas y ecológicamente sostenibles, como la fitorremediación, destinada a la recuperación de suelos contaminados con compuestos inorgánicos y orgánicos, incluidos plaguicidas organoclorados (Mendarte-Alquisira *et al.*, 2021).

Definida como una técnica efectiva, la fitorremediación implica el uso de organismos vegetales para lograr la remoción o la transformación de los contaminantes dependiendo de la naturaleza. Esta técnica ofrece beneficios notables en comparación con los tratamientos fisicoquímicos convencionales ya que combina una amplia versatilidad con costos relativamente bajos. Diversos estudios han reportado un gran número de especies vegetales con potencial fitorremediador, entre las cuales sobresalen las plantas hiperacumuladoras, reconocidas por su notable capacidad de concentrar contaminantes en sus tejidos (Rivera-Intriago *et al.*, 2024).

La fitorremediación es una estrategia que permite la eliminación o transformación de contaminantes presentes en sedimentos, agua o suelos a través de cinco mecanismos principales: fitoextracción, fitoestabilización, rizofiltración, fitovolatilización y fitodegradación (Tabla 1) (Pang *et al.*, 2023). Estos procesos dependen de las estructuras vegetales implicadas y, en muchos casos, de la actividad de microorganismos asociados que participan en la transformación o degradación de los contaminantes (Fig. 2) (Arias-Martínez *et al.*, 2010; Martínez-Martínez *et al.*, 2023).

Tabla 1. Métodos de fitorremediación empleados para la extracción de contaminantes en suelo, agua y sedimentos.

Table 1. Phytoremediation methods used for the extraction of contaminants in soil, water, and sediments.

Método de fitorremediación	Descripción	Medio de acción	Tipo de contaminante	Referencia
Fitoextracción	Absorbe metales pesados que son acumulados en sus tejidos.	Suelo Agua	Metales pesados, algunos contaminantes orgánicos y elementos e isótopos radioactivos	Bernal-Figueroa, 2014; Fletcher <i>et al.</i> , 2020
Fitoestabilización	Las raíces inmovilizan contaminantes, reduciendo la toxicidad y evitando migre a otras áreas.	Suelo Sedimento	Metales pesados	Bernal-Figueroa, 2014; Fletcher <i>et al.</i> , 2020
Rizofiltración	El sistema radicular absorbe contaminantes del agua y los retienen o transforman.	Agua Suelo	Pb, Cd, Cu, Ni, Zn, Cr, N, P	Jadia & Fulekar, 2009; Fletcher <i>et al.</i> , 2020
Fitovolatilización	Las plantas convierten contaminantes en gases menos tóxicos y los liberan.	Suelo Sedimento Agua (la menos común)	Hg, Se, aguas residuales agropecuarias, tetraclorometano y triclorometano RDX, DNT, TNT, atrazina, nitrobenceno, DDT, nitrotolueno, solventes clorados, fenoles, pesticidas fosfatados, aguas residuales agropecuarias, nitrilos	Arias-Martínez <i>et al.</i> , 2010; Fletcher <i>et al.</i> , 2020
Fitodegradación	Degrada contaminantes orgánicos (mediante enzimas vegetales).	Suelo Sedimento Agua		Arias-Martínez <i>et al.</i> , 2010; Delgadillo-López <i>et al.</i> , 2011; Fletcher <i>et al.</i> , 2020

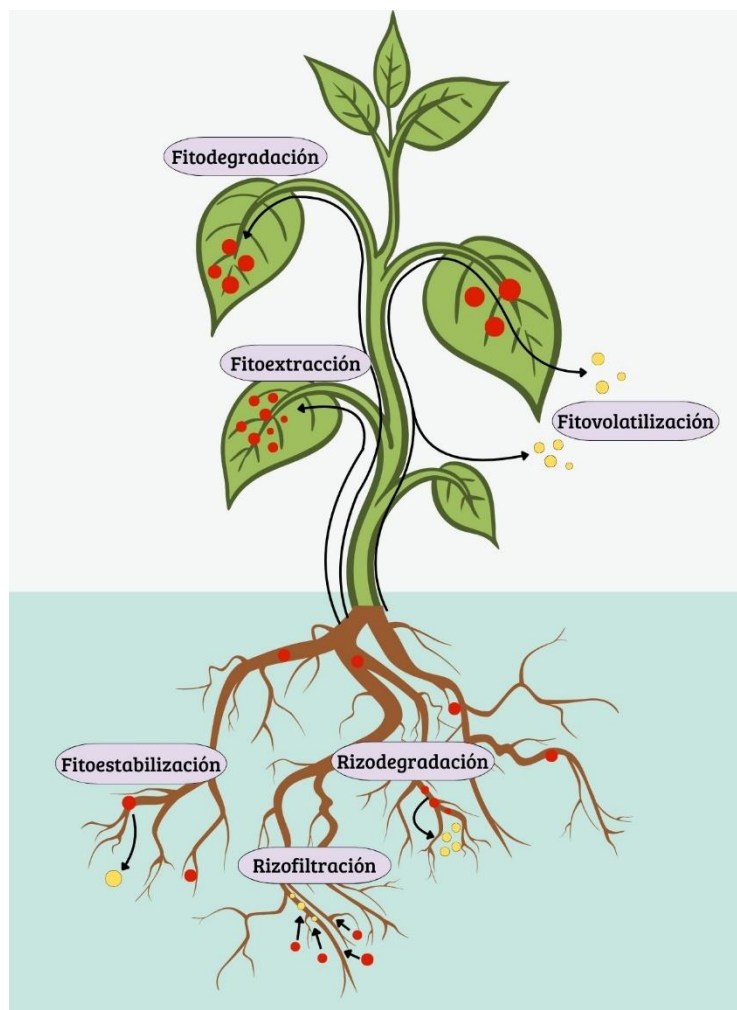


Fig. 2. Mecanismos de fitorremediación y movimiento interno de las sustancias tóxicas dentro de la planta. Contaminantes o metales pesados en su forma más tóxica (círculo rojo) y contaminantes o metales pesados en formas menos tóxicas o más volátiles (círculo amarillo).

Fig. 2. Phytoremediation mechanisms and internal movement of toxic substances inside the plant. Contaminants or heavy metals in their most toxic form (red circle) and contaminants or heavy metals in less toxic or more volatile forms (yellow circle).

La fitoextracción, también conocida como fitoacumulación, es un proceso basado en la absorción de compuestos tóxicos presentes en el sustrato mediante las raíces de las plantas, seguida de su transporte hacia los órganos aéreos. Una vez translocadas, estas sustancias son inmovilizadas y almacenadas a nivel intracelular en compartimentos como la vacuola, la pared y la membrana celular, así como en otros componentes de los tejidos vegetales (Kafle *et al.*, 2022). Entre las principales ventajas de este mecanismo destaca la posibilidad de cosechar la biomasa vegetal al concluir el proceso, la cual puede aprovecharse para la generación de energía o para la recuperación y reciclaje de determinados contaminantes (Ali *et al.*, 2020).

El mecanismo de fitoestabilización se efectúa a través de la inmovilización o neutralización de contaminantes dentro de las raíces o en la rizosfera. El efecto estabilizador de las raíces reduce

su movilidad y la biodisponibilidad, disminuyendo así su impacto tóxico. En ciertos casos, las plantas generan residuos ligados a contaminantes que permanecen en formas químicas no peligrosas o que no pueden liberarse de la matriz sólida una vez acumulados (Kafle *et al.*, 2022). Este mecanismo funciona con plantas que desarrollan un sistema radical denso (Fig. 3), lo que reduce la disponibilidad mediante mecanismos de secuestro, impidiendo la movilidad del contaminante (Bernal-Figueroa, 2014). Este método, aunque muy útil, no se puede considerar como una solución permanente ya que solo inmoviliza o inactiva los contaminantes potencialmente dañinos, por lo que estos, siguen permaneciendo en el medio (Ali *et al.*, 2020).

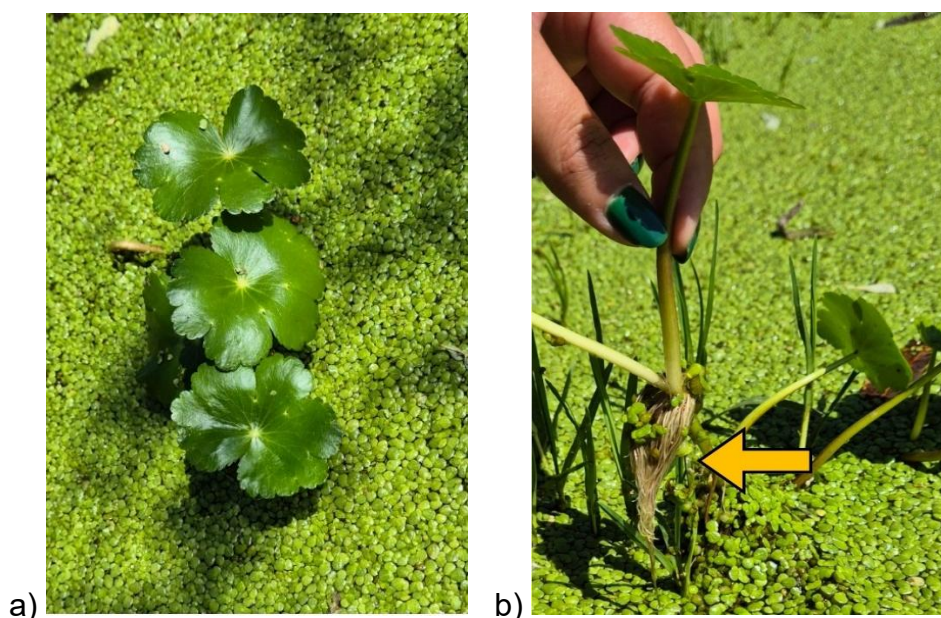


Fig. 3. *Hydrocotyle ranunculoides* encontrada en la Laguna de Acuitlapilco, Tlaxcala, México, vista de la parte superior (a): hojas flotantes, peltadas de bordes semi-lobados de color verde oscuro intenso en el haz y verde claro en el envés; y la base del tallo (b): raíces adventicias desarrolladas en los nudos (flecha amarilla), facilitando el anclaje y la propagación vegetativa.

Fig. 3. *Hydrocotyle ranunculoides* found in the Acuitlapilco Lagoon, Tlaxcala, Mexico, top view (a): floating, peltate leaves with semi-lobed edges, intense dark green on the upper surface and light green on the lower surface; and the base of the stem (b): adventitious roots developed at the nodes (yellow arrow), facilitating anchorage and vegetative propagation. 7.97

La rizofiltración remueve contaminantes utilizando las raíces de plantas para excluir contaminantes acuosos de aguas superficiales, residuales y subterráneas mediante su adsorción, concentración y precipitación (Martínez-Martínez *et al.*, 2023). Las especies empleadas en este método como *Scirpus lacustris*, *Lemna gibba*, *Azolla caroliniana* (Fig. 4) y *Elatine manda*, deben desarrollar un amplio sistema radical y raíces fibrosas que permitan la acumulación elevada de contaminantes; además, es deseable que sean de fácil manejo y bajo mantenimiento (Ali *et al.*, 2020) y que posean una alta tasa de crecimiento.



Fig. 4. *Azolla caroliniana* y sus raíces (flecha amarilla).

Fig. 4. *Azolla caroliniana* and its roots (yellow arrows).

La fitovolatilización consiste en la absorción de contaminantes del suelo por parte de las plantas, proceso que en algunos casos es favorecido por la interacción con microorganismos (Ali *et al.*, 2020). Posteriormente, los compuestos absorbidos son transportados dentro de la planta, donde pueden ser metabolizados a formas menos tóxicas o más volátiles, para finalmente ser liberados al ambiente mediante el proceso de transpiración (Martínez-Martínez *et al.*, 2023).

Finalmente, la fitodegradación implica la metabolización y transformación de contaminantes dentro de los tejidos vegetales y los microorganismos asociados a ellas (Delgadillo-López *et al.*, 2011). Resulta particularmente eficaz para la remediación de compuestos orgánicos, como los plaguicidas. El proceso puede llevarse a cabo de dos formas: mediante fitodegradación, un mecanismo directo en el que el contaminante es absorbido por la planta, generalmente por absorción pasiva, y posteriormente metabolizado o transformado en compuestos de menor tamaño y toxicidad, los cuales se redistribuyen en los distintos tejidos vegetales; o a través de la rizodegradación, un proceso indirecto que ocurre principalmente en la rizosfera, donde los microorganismos son estimulados por los exudados radicales y participan activamente en la degradación de los contaminantes (Kafle *et al.*, 2022).

5. Plantas acuáticas fitorremediadoras

Las plantas acuáticas han demostrado un alto potencial fitorremediador en ecosistemas epicontinentales contaminados, asociado a su elevada producción de biomasa, rápido crecimiento y capacidad para absorber, acumular o transformar distintos contaminantes y metales pesados presentes en el agua y los sedimentos. Entre las especies más empleadas se encuentran las plantas flotantes, enraizadas y sumergidas (Tabla 2), cuyas diferencias morfofisiológicas determinan mecanismos específicos de absorción, traslocación y remoción de sustancias tóxicas (Ali *et al.*, 2020). Dentro de las especies flotantes destacan *E. crassipes* (lirio acuático) y *Lemna. minor* (lenteja de agua) (Fig. 5) con ventajas como rápido crecimiento, eficiencia en la depuración de aguas residuales y bajo costo. Además, se ha reportado que la biomasa de *E. crassipes* es útil para el compostaje, la fabricación de biogás y biofertilizantes (Rivera-Intriago *et al.*, 2024); así como facilitadora en la acumulación de cromo y litio (Li) sin presentar afectaciones en sus tejidos (Hayyat *et al.*, 2023).

Tabla 2. Plantas acuáticas fitorremediadoras empleadas en la remoción de diversos contaminantes y los medios de absorción utilizados.

Table 2. Phytoremedial aquatic plants used in the removal of various pollutants and the absorption media used.

Planta acuática	Nombre común	Hábito de crecimiento	Fuente de contaminación/ contaminante	Medio de absorción	Remoción del contaminante (%)	Referencia
<i>Canna spp.</i>	Platanillo	Emergente	NR / NH ₄	NR	(100) NH ₄	Sun <i>et al.</i> , 2009; Martelo & Lara-Borrero, 2012;
<i>Eichhornia crassipes</i>	Jacinto de agua	Flotante	NR / N, P, Cr, Li, sólidos suspendidos totales	Raíces, tallos y hojas	(91.7) P (80.87) Sólidos suspendidos totales	Mendoza <i>et al.</i> , 2018; Ayala-Tocto <i>et al.</i> , 2018; Hayyat <i>et al.</i> , 2023 Rzedowski & Rzedowski, 1990;
<i>Lemna gibba</i>	Chichicastle, lenteja o lenteja de agua	Flotante	Aguas residuales / Pb, P	Raíces	(81) Pb (14-99) P	Miranda-Arce <i>et al.</i> , 2018; Vera-Damián & Soto Carrión, 2024 Martelo & Lara-Borrero, 2012; Daud <i>et al.</i> , 2018;
<i>Lemna minor</i>	Helecho acuático	Flotante	Aguas residuales industriales / Pb, N inorgánico, N, P, Cu, Zn, Ni	Raíces	(81) Pb (89) N (67) P	Vera-Damián & Soto Carrión, 2024; Jaimes-Prada <i>et al.</i> , 2024 Rzedowski & Rzedowski, 2005; Vera-Damián & Soto Carrión, 2024
<i>Hydrocotyle umbellata</i>	Ombigo de venus	Flotante	Aguas residuales industriales / Pb	Raíces	(81) Pb	Bonilla & Novelo, 1995; Rumaja <i>et al.</i> , 2018
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Malacote, ombigo de venus	Flotante / Emergente	NR / Hg	Raíces	(97) Hg	
<i>Alternanthera philoxeroides</i>	Lagunilla	Flotante	Aguas residuales domésticas / Pb, Zn	NR	(100) Pb y Zn	Vera-Damián & Soto Carrión, 2024
<i>Pistia stratiotes</i>	Lechuga de agua	Flotante	Aguas residuales industriales y domésticas / Cloruro, N, P	Raíces	(88) cloruro en aguas residuales industriales	Rzedowski & Rzedowski, 2005; Vera-Damián &

					(77) cloruro en aguas residuales domésticas	Soto Carrión, 2024
<i>Cyperus alternifolius</i>	Paragüitas de Madagascar	Emergente	Aguas residuales domésticas / Coliformes fecales, colorantes, materia orgánica (MO)	NR	(76.11) colorantes, 80 MO	Mendoza <i>et al.</i> , 2018; Pérez-Villar <i>et al.</i> , 2022
<i>Phragmites australis</i>	Carrizo	Emergente	NR / Coliformes fecales, carbono orgánico disuelto (COD)	Raíces	(92.5) COD	Cervantes <i>et al.</i> , 2017; Mendoza <i>et al.</i> , 2018
<i>Nymphoides humboldtiana</i>	Estrella de agua	Flotante	Aguas residuales domésticas / Sólidos suspendidos totales	Raíces	(83.02) Sólidos suspendidos totales	Ayala-Tocto <i>et al.</i> , 2018
<i>Nasturtium officinale</i>	Berro, berro de agua	Flotante	NR / Pb, Cr, sólidos suspendidos totales	Raíces	(95) Cr (99.9) Pb (70.03) sólidos suspendidos totales	Ayala-Tocto <i>et al.</i> , 2018; Márquez-Reyes <i>et al.</i> , 2020; Klimek-Szczykutowicz <i>et al.</i> , 2025
<i>Typha latifolia</i>	Tule, totora	Emergente	NR / Nitratos, fosfatos, solventes, contaminantes orgánicos, pesticidas, carbono orgánico total (COT)	Raíces, rizoma	(97.2) P (69.5) COT	Bedoya-Pérez <i>et al.</i> , 2014; Martínez-Martínez <i>et al.</i> , 2023
<i>Cyperus papyrus</i>	Papiro enano	Emergente	Aguas residuales / Ibuprofeno (IBP), P	Raíces	(95.9) P (49-61) IBP en concentraciones altas (71-84) IBP en concentraciones bajas	Bedoya-Pérez <i>et al.</i> , 2014; Cervantes <i>et al.</i> , 2017
<i>Salvinia minima</i>	Helecho acuático	Flotante	NR/ Fe, Cd, Ni, Mn, Zn, Pb, Cr	Raíces	(95) Cr (96) Cd (80) Pb	Rzedowski & Rzedowski, 2005; Ali <i>et al.</i> , 2020; Tabernero <i>et al.</i> , 2024

NR = No reportado

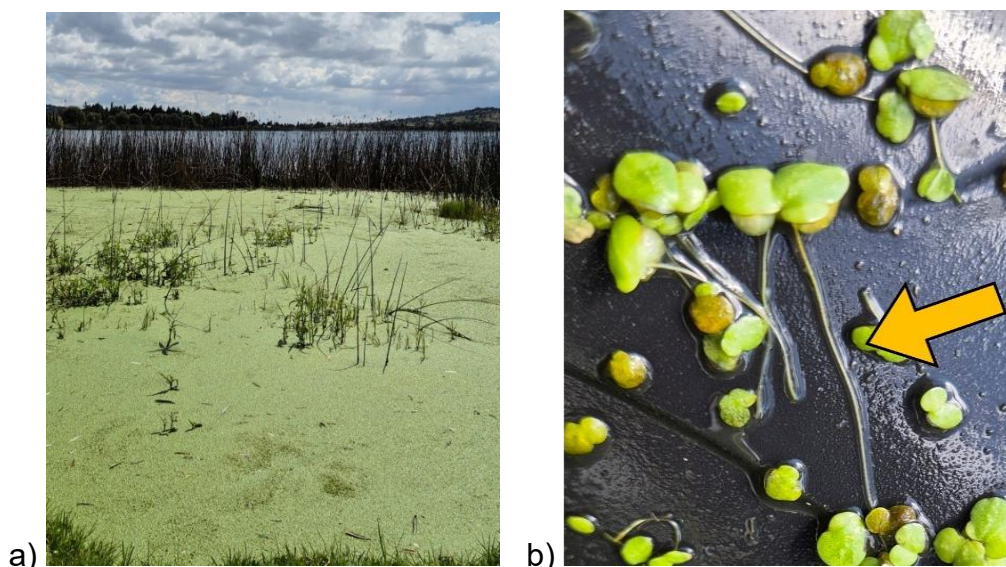


Fig. 5. Cobertura de *Lemna minor* a la orilla de la Laguna de Acuitlapilco, Tlaxcala, México (a) y sus raíces (flecha amarilla) (b). Ejemplares de tule al fondo (a).

Fig. 5. *Lemna minor* cover on the shore of the Acuitlapilco Lagoon, Tlaxcala, Mexico (a) and its roots (yellow arrow) (b). Specimens of tule in the background (a).

Las plantas enraizadas como *Typha latifolia* (tule) (Fig. 6) y *Phragmites australis* (carrizo) utilizadas en estanques o humedales artificiales, facilitan la transferencia de oxígeno a la rizosfera promoviendo la actividad microbiana que degrada contaminantes orgánicos y, al mismo tiempo, acumulan sustancias tóxicas en raíces y tallos (Hayyat *et al.*, 2023).



Fig. 6. Crecimiento en parche de *Typha latifolia* encontrada en tierras de uso común del Ejido Alcantarillas, Apan, Hidalgo, México.

Fig. 6. Patch growth of *Typha latifolia* found in common use lands of the Ejido Alcantarillas, Apan, Hidalgo, Mexico.

Las plantas sumergidas como *Ceratophyllum demersum* contribuyen a la fitorremediación principalmente de la absorción directa de nutrientes y sustancias tóxicas presentes en la columna de agua; además, liberan compuestos alelopáticos que inhiben el crecimiento de microorganismo patógenos y algas, mejorando la calidad del ecosistema acuático (Hayyat *et al.*, 2023).

6. Consideraciones del proceso de fitorremediación

La fitorremediación representa una alternativa sostenible para abordar el problema de sustancias tóxicas presentes en aguas epicontinentales debido a que es de bajo costo y se emplean plantas locales. Sin embargo, debe considerarse que, en entornos con niveles elevados de contaminantes, temperatura, pH y la accesibilidad a los nutrientes, este proceso puede verse afectado debido a las limitantes fisiológicas de algunas especies, como por ejemplo su potencial fotosintético y tasa de crecimiento (Lu *et al.*, 2017; Ali *et al.*, 2020; Moheb & Nazari, 2021).

La utilización de especies introducidas como *E. crassipes* representa un riesgo ecológico ya que, al no contar con enemigos naturales que controlen sus poblaciones, llega a invadir toda la superficie del cuerpo de agua, desajusta los parámetros fisicoquímicos y se considera nocivo para otros organismos que se encuentran en dicho lugar y aumentando el costo económico para la limpieza del mismo (Rial, 2013; Bedoya-Pérez *et al.*, 2014; Carreño-Sayago & Rodríguez-Parra, 2019).

Por otra parte, la presencia de sustancias tóxicas bioacumulables representa un desafío y genera controversia en el manejo de los residuos vegetales que concentran altas cantidades de estos compuestos en sus tejidos. Algunos autores sugieren el aprovechamiento de esta biomasa para la producción de biocombustibles, generación de metano o su uso como fertilizante orgánico. No obstante, en el caso de contaminantes inorgánicos, como los metales pesados, estas alternativas únicamente trasladan el problema a otro sitio, ya que su transformación o eliminación requiere técnicas altamente costosas que aún no han sido resueltas de manera eficiente. En contraste, para los contaminantes orgánicos, la fitorremediación se perfila como una estrategia particularmente prometedora, ya que permite la recuperación de cuerpos de agua epicontinentales en diversas regiones del planeta y contribuye de manera significativa a la sustentabilidad de los ecosistemas (Bedoya-Pérez *et al.*, 2014).

Tabla 3. Plantas acuáticas empleadas en fitorremediación: principales ventajas y desventajas operativas.

Table 3. Aquatic plants used in phytoremediation: main operational advantages and disadvantages.

Especie	Ventajas operativas	Desventajas o limitaciones	Referencias
<i>Eichhornia crassipes</i>	Crecimiento rápido y alta producción de biomasa; Buena absorción en la columna de agua; Fácil cosecha	Muy invasora en muchos lugares; Requiere cosecha frecuente; Manejo seguro de biomasa contaminada	Carreño-Sayago & Rodríguez-Parra, 2019
<i>Lemna</i> spp. / <i>Lemna minor</i>	Crecimiento muy rápido y alta eficiencia para N y P; Fácil cultivo en sistemas controlados; Buena para efluentes municipales	Sensible a cambios bruscos de luz y contaminantes tóxicos; Puede ser desplazada por algas.	Molnár <i>et al.</i> , 2025
<i>Pistia stratiotes</i>	Buena acumulación de metales pesados; Fácil cosecha; Tolerante a contaminantes moderados	Potencial invasivo en climas cálidos; Competencia con otras flotantes; Correcta disposición de biomasa;	Zahari <i>et al.</i> , 2021
<i>Typha latifolia</i> / <i>Typha angustifolia</i>	Raíces extensas que estabilizan sedimentos; Buena para acumulación en raíces; Alta tolerancia a fluctuaciones de nivel de agua	Cosecha difícil. Puede ocupar grandes áreas; Menor rapidez en remoción en columna de agua	Putri & Moersidik, 2021; Martínez-Martínez <i>et al.</i> , 2023
<i>Phragmites australis</i>	Transporta oxígeno a la rizosfera (favorece degradación microbiana); Robusta en humedales construidos	Puede ser invasora; Manejo y control de rizomas es complejo; Extracción de biomasa complicada	Lei <i>et al.</i> , 2023
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Mejora oxigenación de columna; Promueve biodegradación microbiana; Buena capacidad de acumulación de metales	Sensible a turbidez y corrientes fuertes; Difícil remoción completa	Aasim & Azhar-Nadeem, 2024
<i>Azolla</i> spp. / <i>Azolla caroliniana</i>	Fija N en simbiosis con cianobacterias; Rápido crecimiento; Útil para reducir N disuelto; Altos valores de bioconcentración	Menos eficaz para metales pesados; Puede cubrir superficie y reducir oxígeno si no se controla	López-Zavala <i>et al.</i> , 2019; Jacob <i>et al.</i> , 2020.
<i>Salvinia molesta</i>	Proliferación rápida y alta remoción de nutrientes; Fácil cosecha	Extremadamente invasora; Requiere control estricto; Riesgos ecológicos si se dispersa	Rachmadiarti <i>et al.</i> , 2022

7. Conclusión

Existen 15 especies de plantas nativas e introducidas que se desarrollan en ambientes acuáticos epicontinentales de México con reportes de uso en los diferentes procesos de fitorremediación de sustancias orgánicas e inorgánicas. Esto representa un potencial para su implementación en cuerpos de aguas naturales y artificiales con diferentes grados de toxicidad. El problema de bioacumulación de sustancias tóxicas inorgánicas sigue siendo un parteaguas en el manejo de los residuos orgánicos y el saneamiento de los ecosistemas que se ven involucrados, no solo de los cuerpos de agua, sino también en la superficie donde se desechan dichos residuos.

Por ello, aunque la implementación de enfoques avanzados promete mejoras sustanciales, también implica riesgos ecológicos como puede ser la liberación de plantas modificadas genéticamente o la presencia de nanopartículas y microplásticos en los ecosistemas naturales que pueden generar efectos no deseados. Además, calcular los costos de implementación para proyectos que emplean tecnologías avanzadas de fitorremediación continúa siendo complejo, ya que depende de factores variables como la escala del sistema, las características ambientales del sitio y el tipo de contaminantes a tratar (Wentzel, 2025).

Agradecimientos

Se agradece a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) el apoyo económico otorgado con beca No. 4056440 para la realización de estudios de posgrado.

Contribución de los autores

Patricia Lizeth Hernández Krotzsch: Conceptualización, metodología, investigación, redacción. Mercedes Rodríguez Palma: Supervisión, revisión, recursos. José Luis Martínez y Pérez: Conceptualización, redacción, revisión.

Conflicto de intereses

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

Referencias

Aasim, M. & Azhar-Nadeem, M. (2024). *Ceratophyllum demersum*: An aquatic macrophyte for the phytoremediation of water pollutants. International journal of biological reports. 2(1), 7-13. <http://doi.org/10.22034/INJBIR.2.1.7>

Alcocer, J. (2007). El agua epicontinental en México. Revista ciencias. 58(3), 26-35.

Ali, S., Abbas, Z., Rizwan, M., Zaheer, I. E., Yavaş, İ., Ünay, A., Abdel-DAIM, M. M., Bin-Jumah, M., Hasanuzzaman, M. & Kalderis, D. (2020). Application of floating aquatic plants in phytoremediation of heavy metals polluted water: A Review. Sustainability. 12(5), <https://doi.org/10.3390/su12051927>

Arias-Martínez, S. A., Betancur-Toro, F. M., Gómez-Rojas, G., Salazar-Giraldo, J. P. & Hernández-Ángel, M. L. (2010). Fitorremediación con humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales porcinas. Informador técnico. No. 74. <https://doi.org/10.23850/22565035.5>

Ayala-Tocto, R. Y., Calderón-Ordoñez, E., Rascón, J. & Collazos-Silva, R. (2018). Fitorremediación de aguas residuales domésticas utilizando las especies *Eichhornia crassipes*, *Nymphoides humboldtiana* y *Nasturtium officinale*. Revista de investigación agroproducción sustentable. 2(3), 47-53. <http://doi.org/10.5281/zenodo.3946755>

Carreño-Sayago, U. F. & Rodríguez-Parra, C. (2019). *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms: Un sistema integral de fitorremediación y bioenergía. Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente. 25(3), 399-411. <http://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2018.06.051>

Cervantes, S. P., Londoño, Y. A., Roa Gutiérrez, F. & Peñuela, G. A. (2017). Evaluación de humedales artificiales de flujo subsuperficial en la remoción de diferentes concentraciones de ibuprofeno empleando *Cyperus papyrus*. Tecnología y ciencias del agua. 8(5), 105-116 <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-05-07>

Bedoya-Pérez, J. C., Ardilla-Arias, A. N. & Reyes-Calle, J. (2014). Evaluación de humedales artificiales de flujo subsuperficial en el tratamiento de las aguas residuales generadas en la institución universitaria Colegio mayor de Antioquia, Colombia. Revista internacional de contaminación ambiental. 30(3), 275-283.

Bernal-Figueroa, A. A. (2014). Fitorremediación en la recuperación de suelos: Una revisión general. Revista de investigación agraria y ambiental. 5(2), 245-258. <http://doi.org/10.22490/21456453.1340>

Bonilla, J., & Novelo, A. (1995). Manual de Identificación de plantas acuáticas del Parque Nacional Lagunas de Zempoala, México. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.

Daud, M. K., Ali, S., Abbas, Z., Zaheer, I. E., Riaz, M. A., Malik, A., Hussain, A., Rizwan, M., Zia-ur-Rehman, M. & Zhu, S. J. (2018). Potential of duckweed (*Lemna minor*) for the phytoremediation of landfill leachate. Journal of chemistry. 2018(1), <https://doi.org/10.1155/2018/3951540>

Deblonde T., Cossu-Leguille C. & Hartemann P. (2011). Emerging pollutants in wastewater: a review of the literature. International journal of hygiene and environmental health. 214(6), 42–448. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.08.002>

Delgadillo-López, A. E., González-Ramírez, C. A., Prieto-García, F., Villagómez-Ibarra, J. R. & Acevedo-Sandoval, O. (2011). Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. Tropical and subtropical agroecosystems. 14(2), 597-612.

Fletcher, J., Willby, N., Oliver, D. M. & Quilliam, R. S. (2020). Phytoremediation using aquatic plants. In: *Phytoremediation concepts and strategies in Plant Sciences*. Springer, Cham. 205-260. https://doi.org/10.1007/978-3-030-00099-8_7

Gil, M. J., Soto, A. M., Usma, J. I. & Gutiérrez, O. D. (2012). Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Producción + limpia*. 7(2), 52-73.

Hayyat, M. U., Nawaz, R., Irfan, A., Al-Hussain, S. A., Aziz, M. Siddiq, Z. Ahmad, S. & Zaki, M. E. A. (2023). Evaluating the phytoremediation potential of *Eichhornia crassipes* for the removal of Cr and Li from synthetic polluted water. *International journal of environmental research and public health*. 20(4), 3512. <http://doi.org/10.3390/ijerph20043512>

Heynes-Silerio, S. A., González-Elizondo, M. S., Ruacho-González, L., González-Elizondo, M. & López-Enríquez, I. L. (2017). Vegetación de humedales del municipio de Durango, Durango, México. *Revista mexicana de biodiversidad*. 88(2), 358-364. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.03.005>

Hutchinson, G. E. (1975). A treatise of limnology. III. Limnological Botany. Universidad of Wisconsin, USA.

Jacob, M. M., Jom, M., Sherin, A. & Shahla, B. (2020). *Azolla pinnata*: Potential phytoremediation, antimicrobial, and antioxidant applications. *Platinum open access journal*. 9(4), 1673-1679. <http://doi.org/10.33263/LIANBS94.16731679>

Jacobo-Marín, D. & Santacruz de León, G. (2021). Contaminantes emergentes en el agua: Regulación en México, principios precautorios y perspectiva comparada. *Revista de derecho ambiental*. 1(15), 51-75. <http://doi.org/10.5354/0719-4633.2021.57414>

Jadia, C. D. & Fulekar, M. H. (2009). Phytoremediation of heavy metals: Recent techniques. *African journal of biotechnology*. 8(6), 921-928.

Jaimes-Prada, L., Lora-Díaz, O. & Tache-Rocha, K. (2024). Lenteja de agua (*Lemna minor*): Potencial alimentario y ambiental. Revisión. *Revista mexicana de ciencias pecuarias*. 15(2), 404-424. <https://doi.org/10.22319/rmcp.v15i2.6107>

Juliño-Carliño, M., Ocaña Segura, F., & Concha Iglesias, J. (2021). Contaminación ambiental y su influencia en la salud. *Revista nacional científica estudiantil*. 2(1), 75-90. <https://doi.org/10.46498/renacipb.v2i1.1566>

Kafle, A., Timilsina, A., Gautam, A., Adhikari, K., Bhattarai, A. & Aryal, N. (2022). Phytoremediation: mechanisms, plants selection and enhancement by natural and synthetic agents. *Environmental advances*. No. 8 <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203>

Klimek.Szczykutowicz, M., Malinowska, M. A., Galka, A., Blaževic, I., Dulovic, A., Paprocka, P., Wrzosek, M. & Szopa, A. (2025). *Nasturtium officinale* microshoot culture multiplied in plantform

bioreactor - phytochemical profiling and biological activity. *Molecules*. 30(4), 936. <https://doi.org/10.3390/molecules30040936>

Lei, Y., Carlucci, L., Rijnaarts, H. & Langenhoff. (2023). Phytoremediation of micropollutants by *Phragmites australis*, *Typha angustifolia* and *Juncus effuses*. *International journal of phytoremediation*. 25(1), 82-88. <http://doi.org/10.1080/15226514.2022.2057422>

López-Zavala, E., Garcia-Zuñiga, M. E. & López-Almanza, E. R. (2019). Uso de *Azolla caroliniana* como organismo fitorremediador para reducir cromo hexavalente (Cr⁺⁶). *Revista de investigación aplicada en ingeniería UPB/UPTap*. 4(2), 57-70.

Lot, A. (2012). Las monocotiledóneas acuáticas y subacuáticas de México. *Acta Botánica Mexicana*, (100), 135-148. <https://doi.org/10.21829/am100.2012.34>

Lu, D., Huang, Q., Deng, C. & Zheng, Y. (2017). Phytoremediation of copper pollution by eight aquatic plants. *Polish journal of environmental studies*. 27(1), 175-181. <https://doi.org/10.15244/pjoes/73990>

Márquez-Reyes, J. M., Valdés-González, A., García-Gómez, C., Rodríguez-Fuentes, H., Gamboa-Delgado, J. & Luna-Olvera, H. (2020). Evaluación de los efectos sinérgicos de cromo y plomo durante el proceso de fitorremediación con berro (*Nasturtium officinale*) en un humedal artificial. *Biotecnia*. 22(2), 171-178. <https://doi.org/10.18633/biotecnia.v22i2.1259>

Martelo, J. & Lara-Borrero, J. A. (2012). Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales; una revisión del estado del arte. *Ingeniería y Ciencia*, 8(15), 221-243.

Martínez-Martínez, J. G., Rosales-Loredo, S., Hernández-Morales, A., Arvizu-Gómez, L., Carranza-Álvarez, C., Macías-Pérez, J. R., Rolón-Cárdenas, G. & Pacheco-Aguilar, J. R. (2023). Bacterial communities associated with the roots of *Typha* spp. and its relationship in phytoremediation processes. *Microorganisms*. 11(6) 1587. <http://doi.org/10.3390/microorganisms11061587>

Mendarte-Alquisira, C., Alarcón, A. & Ferrera-Cerrato, R. (2021). Fitorremediación: Alternativa biotecnológica para recuperar suelos contaminados con DDT. Una revisión. *Tip Revista especializada en ciencias químico - biológicas*. No. 24. <https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2021.326>

Mendoza, Y. I., Pérez, J. I. & 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), 205-2014. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642018000200205>

Miranda-Arce, M. G., Quiroz-Flores, A. & Romero-Ortiz, L. (2018). Fitodepuración de ortofosfatos del agua del lago de los reyes aztecas, Tláhuac, Ciudad de México. *Polibotánica*. 46(23), 221-231. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.46.14>

- Mohebi, Z. & Nazari, M. (2021). Phytoremediation of wastewater using aquatic plants, A review. *Journal of applied research in water and wastewater*. 8(1), 50-58.
- Molnár, P. I., Bényi, B. C., Bársony, P., Posta, J., Fehér, M. (2025). Investigation of nutrient removal capacity and growth rate of duckweed (*Lemna minor*) under different harvesting protocols in aquaponics. *Water*. 17(22), 1-17. <http://doi.org/10.3390/w17223203>
- Mora-Olivo, A., Villaseñor, J. L. & Martínez, M. (2013). Las plantas vasculares acuáticas estrictas y su conservación en México. *Acta botánica mexicana*. (103), 27-63.
- Murphy, K., Efremov, A., Davidson, T. A., Molina-Navarro, E., Fidanza, K., Crivelari Betiol, T. C., Chambers, P., Tapia Grimaldo, J., Varandas Martins, S., Springuel, I., Kennedy, M., Mormul, R. P., Dibble, E., Hofstra, D., Andr  z Luk  cs, B., Gebler, D., Baastrop-Spohr, L. & Urrutia-Estrada, J. (2019). World distribution, diversity and endemism of aquatic macrophytes. *Aquatic botany*. No. 158. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.06.006>
- Navarro-Law, I., Durance, I., Benstead, R., Fryer, M. E. & Brown, C. D. (2024). The influence of abiotic factors on the distribution of macrophytes in small water bodies in temperate ecosystems. *Limnological review*. 24(4), 616-636. <https://doi.org/10.3390/limnolrev24040036>
- Oyediji, A. A. & Abowei J. F. N. (2012) The classification, distribution, control and economy importance of aquatic plants. *International journal of fisheries and aquatic sciences*. 1(2), 118-128.
- Pabón, S. E., Benítez, R., Sarria, R. A. & Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre ciencia e ingeniería*. 14(27), 9-18.
- Pang, Y. L., Quek, Y. Y. Lim, S. & Shuit, S. H. (2023). Review on phytoremediation of floating aquatic plants for heavy metals: A promising approach. *Sustainability*. 15(2), 1290. <https://doi.org/10.3390/su15021290>
- Pérez-Villar, M. M., Zorrilla-Velazco, M., Pescoso-Torres, B. M. & González-Roche, Y. M. (2022). Comportamiento de la remoción de colorantes y materia orgánica en humedal subsuperficial. Efecto del suelo como sustrato. *Revista cubana de química*. 34(1), 69-86.
- Putri, M. P. & Moersidik, S. S. (2021). Effectiveness of *Typha latifolia* for phytoremediation of cadmium in acid mine drainage. *Journal of physics conference*. 1811, <http://doi.org/10.1088/1742-6596/1811/1/012025>
- Rial B., A. (2003). El concepto de plantas acuáticas en un humedal de los Llanos de Venezuela. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*. 155, 119-132.
- Rial B., A. (2013). Plantas acuáticas: aspectos sobre su distribución geográfica, condición de maleza y usos. *Biota Colombiana*. 14(2), 79-91.

Richmadiarti, F., Trimulyono, G. & Utomo, W. H. (2022). Analyzing the efficacy of *Salvinia molesta* Mitchell as phytoremediation agent for lead (Pb). Nature environment and pollution technology an international quarterly scientific journal. 21(2), 733-738. <http://doi.org/10.46488/NEPT.2022.v21i02.035>

Rivera-Intriago, L. M., Rivera-Intriago, H. R. & Rodríguez-Delgado, I. (2024). Estudio descriptivo del potencial fitorremediador de *Azolla*, *Lemna Minor* y *Eichhornia Crassipes* en ambientes contaminados. Ciencia latina revista científica multidisciplinar. 8(3), 10303-10314. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v8i3.12182

Rodríguez-Lara, J. W., Cervantes-Ortiz, F., Arámbula-Villa, G., Mariscal-Amaro, L. A. Aguirre-Mancilla, C. L. & Andrio-Enríquez, E. (2022). Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*): Una revisión. Agronomía mesoamericana. 33(1). <https://doi.org/10.15517/am.v33i1.44201>

Roldan-Pérez, G. A. & Ramírez-Restrepo, J. L. (2008) Plantas acuáticas. En: *Fundamentos de limnología neotropical*. Antioquia, Colombia.

Rumaja, A., Huamán, J. Z. & Cardona, A. (2018). Capacidad fitorremediadora de *Hydrocotyle ranunculoides* L. f., en aguas contaminadas con mercurio. Ambiente, comportamiento y sociedad. 1(2), 1-28 <https://doi.org/10.51343/racs.v1i2.571>
Rzedowski, J., & Rzedowski, G. (1990). Flora Fanerogámica del Valle de México. Vol. III. Monocotiledoneae. Instituto de ecología, A.C. México.

Rzedowski, J. & Rzedowski, G. (2005). Flora fanerogámica del Valle de México. Instituto de ecología, A. C. y Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad, Michoacán, México.

Sun, L., Liu, Y. and Jin, H. (2009). Nitrogen removal from polluted river by enhanced floating bed grown *Canna*. Ecological engineering. 35(1), 135-140. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.09.016>

Tabernero, N. R., Chocobar-Ponce, S., Prado, C. & Rosa, M. (2024). Fitorremediación con *Salvinia minima* (Salviniaceae): Identificación de biomarcadores temporales durante la remoción de Cr (VI). Boletín de la sociedad argentina de botánica. 59(3). <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v59.n3.44742>

Tadeo, J. L., Sánchez-Brunete, C., Albero, B., García-Valcárcel, A. I. & Pérez, R. A. (2012). Analysis of emerging organic contaminants in environmental solid samples. Central european journal of chemistry. 10(3), 480-520. <https://doi.org/10.2478/s11532-011-0157-9>

Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz, A. & Garcés-Jaraba, L. (2015). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. TecnoLógicas. 18(34), 109-123.

Vera-Damián, R. & Soto-Carrión, C. (2024). Potencial de fitorremediación del matecillo (*Hydrocotyle ranunculoides* L.F.) en aguas contaminadas con metales pesados de la quebrada

pacchantay. Revista de investigación Hatun yachay wasi. 3(1), 86-97. <https://doi.org/10.57107/hyw.v3i1.60>

Wentzell, B. M. (2025). Phytoremediation for water quality improvements; Current advances and future prospects. Biotechnology for the environment. 2(7), 1-13. <https://doi.org/10.1186/s44314-025-00022-9>

Zahari, N. Z., Fong, N.S., Cleophas, F. N. & Rahim, S. A. (2021). The potential of *Pistia stratiotes* in the phytoremediation of selected heavy metals from simulated wastewater. International journal of technology. 12(3), 613-624. <https://doi.org/10.14716/ijtech.v12i3.4236>