

RECUPERAÇÃO DE CORPOS HÍDRICOS PELO PROCESSO DE FITORREMEDIAÇÃO: UMA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA¹

RECOVERY OF WATER BODIES BY THE PHYTORREMEDICATION PROCESS: A BIBLIOGRAPHICAL REVIEW

Hebert Santos de Paula Dias²

Raquel Machado Borges³

RESUMO: A fitorremediação é uma técnica que utiliza plantas e seus microrganismos associados para remover, degradar ou estabilizar poluentes presentes no solo e na água. O objetivo é explorar o potencial das macrófitas aquáticas na recuperação de corpos hídricos contaminados, utilizando uma revisão da literatura científica para descrever as propriedades dessas plantas na remoção de poluentes. Métodos incluem uma busca abrangente em plataformas acadêmicas e a seleção criteriosa de artigos relevantes. Os resultados destacam a eficácia das macrófitas na acumulação e degradação de poluentes, comprovada por diversos estudos. A discussão aborda a adaptação dessas plantas a ambientes contaminados e suas limitações. Conclui-se que a fitorremediação com macrófitas é uma abordagem promissora e sustentável para a gestão da qualidade da água. A revisão destaca a relevância dessa abordagem como uma solução sustentável e de baixo custo em comparação com métodos convencionais, como bombeamento e barreiras físicas. A pesquisa enfatiza a importância de estratégias inovadoras e sustentáveis para a gestão dos recursos hídricos, proporcionando benefícios ambientais e à saúde pública.

Palavras-chave: Fitorremediação; águas contaminadas; efluentes líquidos; poluição das águas; macrófitas aquáticas.

ABSTRACT: Phytoremediation is a technique that uses plants and their associated microorganisms to remove, degrade or stabilize pollutants present in soil and water. The objective is to explore the potential of aquatic macrophytes in the recovery of contaminated water bodies, using a review of the scientific literature to analyze the properties of these plants in removing pollutants. Methods include a comprehensive search across academic platforms and careful selection of relevant articles. The results highlight the effectiveness of macrophytes in the accumulation and degradation of pollutants, proven by several studies. The discussion addresses the adaptation of these plants to contaminated environments and their limitations. It is concluded that phytoremediation with macrophytes is a promising and sustainable approach for water quality management. The review highlights the relevance of this approach as a sustainable and low-cost solution compared to conventional methods such as pumping and physical barriers. The research emphasizes the importance of innovative and sustainable strategies for managing water resources, providing environmental and public health benefits. Keywords: Phytoremediation; contaminated water; liquid effluents; water pollution; aquatic macrophytes.

¹ Trabalho Final de Curso da Pós-Graduação *lato sensu* em Recursos Hídricos do Ifes Campus Vitória.

² Engenharia Ambiental, Faculdade Pitágoras, Brasil (2022), e-mail: hebertsantos111@gmail.com.

³ Doutorado em Engenharia Elétrica pela Universidade Federal do Espírito Santo, Brasil (2005), e-mail: raquelmb@ifes.edu.br.

1 INTRODUÇÃO

A poluição das águas, causada principalmente pelas atividades antrópicas, a exemplo do lançamento de esgoto doméstico e industrial sem tratamento (ou insuficientemente tratados) nos corpos hídricos, consiste em um dos principais problemas ambientais e de saúde pública. Este problema é especialmente crítico quando ocorre a captação de águas superficiais contaminadas para abastecimento (Meller; Oliveira; Stein, 2017).

Nos últimos anos, o uso de plantas e seus microrganismos para melhoria do solo, água ou ar, tornou-se ferramenta importante nos processos de remoção de uma quantidade enorme de poluentes orgânicos e inorgânicos como sais, metais, pesticidas e hidrocarbonetos de petróleo, às vezes, simultaneamente. A fitorremediação, que utiliza plantas para remover poluentes do ambiente, é uma técnica de baixo custo comparada a outras formas de remediação, como bombeamento, aplicação de barreiras físicas, imobilização de metais e estabilização. Além disso, pode fornecer subprodutos comercializáveis como forrageiras e madeiras (Chandra; Kulshrestha, 2004). Existem cerca de 400 espécies de plantas distribuídas entre 45 famílias que têm a capacidade de absorver metais pesados, incluindo as macrófitas aquáticas (Robach *et al.*, 1996).

Os estudos do processo de fitorremediação com macrófitas permitem avaliar o grau de contaminação do ambiente aquático, assim, a fitorremediação pode ser uma alternativa viável para tratar corpos hídricos degradados e eutrofizados. A eutrofização consiste na proliferação de algas e cianobactérias na superfície de corpos hídricos (Garcia, 2015).

Com toda essa gama de aplicações, vem crescendo o número de estudos envolvendo plantas que sejam hiper acumuladoras de poluentes específicos e que ao mesmo tempo sejam interessantes do ponto de vista social, agrícola e/ou econômico (Teixeira, 2019). Nesse sentido, a pesquisa sobre o processo de fitorremediação desempenha um papel fundamental na busca por melhorias mais eficientes e eficazes para os desafios ambientais e favorecendo a proteção dos ecossistemas aquáticos, a saúde pública e a qualidade de vida das comunidades.

A crescente preocupação com a qualidade dos recursos hídricos é um desafio ambiental de magnitude global que exige soluções inovadoras e sustentáveis. Nesse contexto, essa revisão busca descrever o funcionamento e o potencial das macrófitas

aquáticas no procedimento de atenuação dos poluentes nos corpos hídricos, através do processo de fitorremediação. Esta iniciativa se apresenta como uma resposta promissora para enfrentar os problemas crescentes de poluição das águas, uma vez que combina práticas de conservação ambiental e tecnologias de tratamento de água de maneira eficiente e ecológica.

Além disso, os métodos tradicionais de tratamento de água e remediação de poluentes são muitas vezes onerosos e não sustentáveis a longo prazo. A fitorremediação, que utiliza plantas aquáticas, como macrófitas, para remover, degradar ou inativar impurezas, é uma abordagem inovadora que oferece uma alternativa viável e ambientalmente sustentável. A ampla distribuição de macrófitas aquáticas em todo o mundo, torna os recursos facilmente acessíveis e adaptáveis a uma variedade de ambientes aquáticos. Isso significa que a fitorremediação com macrófitas pode ser aplicada em diversas regiões, incluindo áreas urbanas, rurais e ecossistemas naturais.

Descrever o funcionamento e o potencial das macrófitas aquáticas na fitorremediação permitirá identificar a eficácia e os limites dessa tecnologia em diferentes cenários ambientais, auxiliando na gestão da qualidade da água e promovendo estratégias de conservação e sustentabilidade ambiental. É essencial detalhar os procedimentos de acumulação de contaminantes nas macrófitas aquáticas, que possuem a capacidade de absorver e armazenar diversos tipos de poluentes em suas raízes, caules e folhas, contribuindo significativamente para a descontaminação dos corpos d'água. Estudos demonstram que as macrófitas são altamente eficazes na redução de contaminantes, melhorando a qualidade da água e promovendo a recuperação dos ecossistemas aquáticos afetados pela poluição.

Além disso, é importante explicar o processo de adaptação das macrófitas em ambientes aquáticos poluídos. Essas plantas desenvolvem mecanismos específicos que lhes permitem sobreviver e prosperar em condições adversas, como a presença de altas concentrações de metais pesados e outros poluentes tóxicos. A fitorremediação com macrófitas desempenha um papel fundamental na atenuação dos poluentes nos corpos hídricos, oferecendo uma solução inovadora e sustentável para os desafios ambientais, favorecendo a proteção dos ecossistemas aquáticos, a saúde pública e a qualidade de vida das comunidades.

2 METODOLOGIA

Este estudo foi conduzido por meio de uma revisão da literatura científica, abrangendo artigos publicados em periódicos nacionais e internacionais, bem como teses de mestrado e doutorado. Utilizaram-se diversas plataformas de pesquisa acadêmica, como CAPES, Scopus, SciELO, Academia.edu e Google Acadêmico, para coletar informações relevantes sobre o tema. Foram realizadas pesquisas com palavras-chave específicas, como “fitorremediação”, “águas contaminadas”, “remediação de poluentes”, “recursos hídricos” e “macrófitas” a fim de direcionar a busca e identificar os estudos mais pertinentes.

A seleção dos documentos incluídos nesta revisão abrangeu principalmente os últimos vinte anos, com ênfase particular em publicações mais recentes para garantir a relevância e atualização das informações. A análise envolveu a avaliação do título, resumo e palavras-chave de cada artigo e projeto, garantindo que estivessem alinhados com os objetivos deste estudo.

Através dessa análise teórica abrangente, foi possível examinar as pesquisas e conhecimentos atualmente disponíveis, destacando as principais considerações, resultados e discussões relacionadas à aplicação da fitorremediação em águas contaminadas.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A fitorremediação é uma tecnologia que utiliza espécies vegetais para a recuperação de ambientes degradados e pode ser conceituada como o uso de plantas e seus microrganismos associados para o tratamento de solo, água ou ar contaminado. Com potencial para tratamento eficaz de uma variedade de poluentes orgânicos e inorgânicos, essa técnica, quando utilizada em ambientes degradados, pode auxiliar na melhoria das características físicas e químicas do local (Lambert, 2012).

A técnica de fitorremediação, assim como outras técnicas, tais como biorremediação, lavagem do solo, solidificação/estabilização e barreiras reativas permeáveis, requer padrões para que sejam executadas de acordo com o potencial fitorremediador, suas limitações e os benefícios.

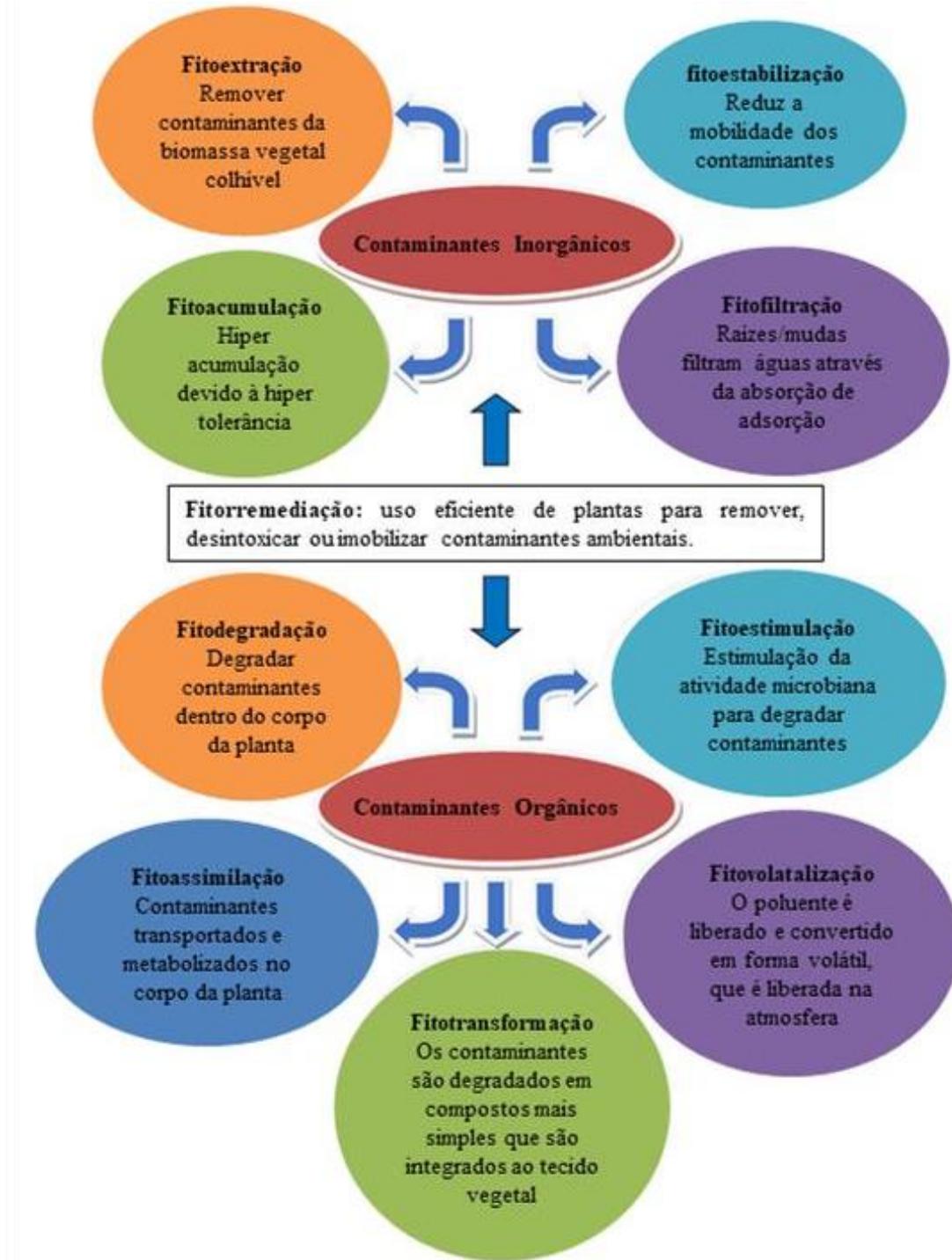
A metodologia possui certas limitações, já que o poluente, muitas vezes, é tóxico às plantas, principalmente em locais onde ocorrem misturas de poluentes, dificultando,

assim, a seleção das plantas a serem utilizadas (Coutinho; Barbosa, 2007).

Esse procedimento utiliza plantas vivas para a remoção de contaminantes da água e do solo. Entre as diversas plantas utilizadas estão as macrófitas aquáticas, para tratamento e/ou recuperação de superfícies alagadas. O aguapé (*Eichhornia crassipes*), capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), taboa (*Typha domingensis*) e alface-d'água (*Pistia stratiotes*) são macrófitas aquáticas com as características necessárias para atuar como fitorremediadoras. Apresentando um rápido crescimento, essas plantas têm alta capacidade de absorver e acumular contaminantes do ambiente e são resistentes às variações no ambiente, como temperatura e qualidade da água, sendo, por isso, já utilizadas e conhecidas pela capacidade fitorremediadora (Mufarrege *et al.*, 2014; Rezanian *et al.*, 2015; Strungaru *et al.*, 2015).

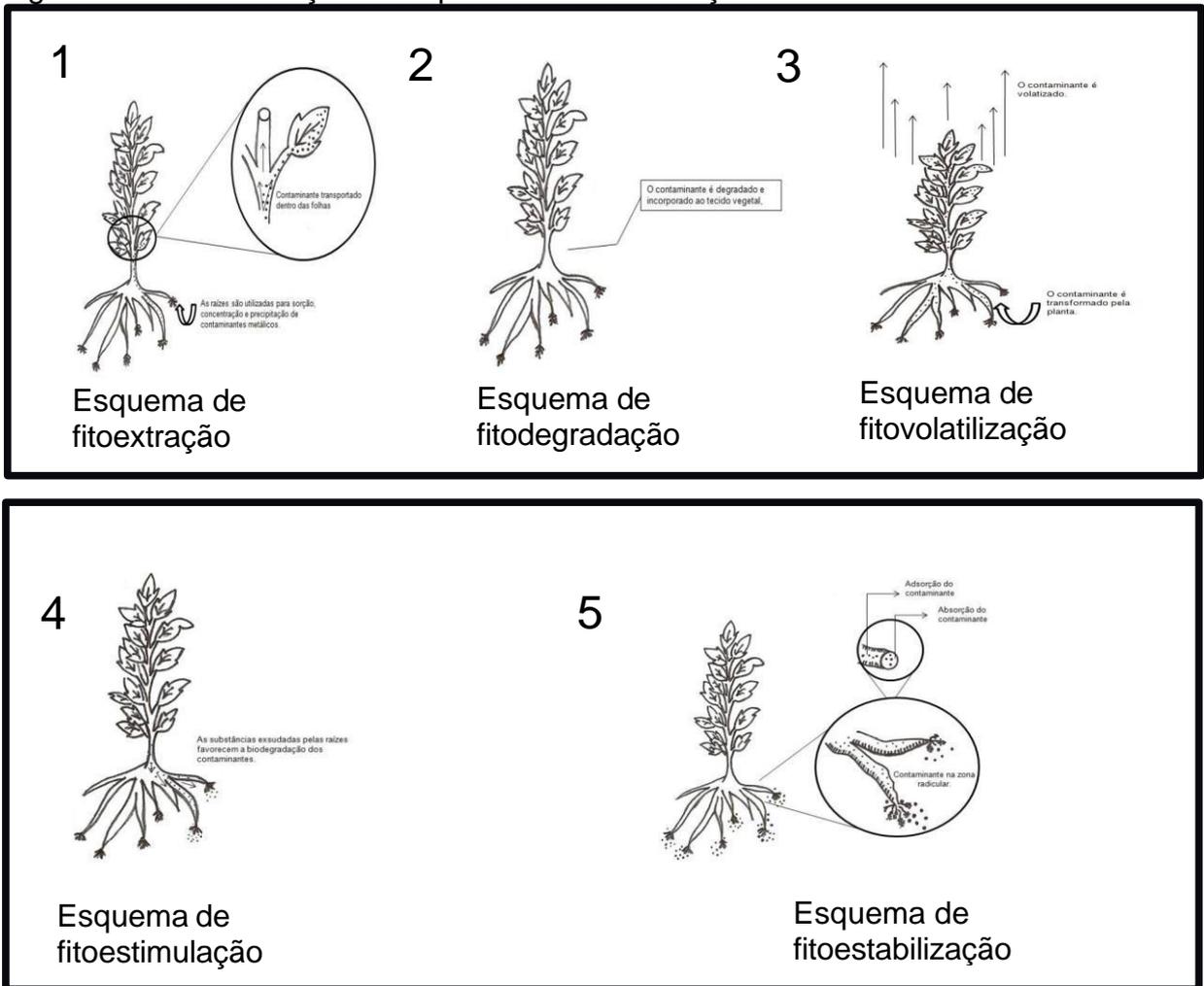
Como qualquer outro processo de remediação, o uso de plantas destina-se à redução dos teores de contaminantes a níveis seguros e compatíveis com a proteção à saúde humana ou a impedir/dificultar a disseminação de substâncias nocivas ao meio ambiente. Mas, diferentemente de algumas outras tecnologias consideradas convencionais, essa ferramenta apresenta grande versatilidade, podendo ser utilizada para remediação de meio aquoso, ar ou solo, com variantes que dependem dos objetivos a serem atingidos (Andrade; Tavares; Mahler, 2007). Na Figura 1 (traduzido e adaptado de Ansari, 2020), são demonstrados diversos processos envolvidos na fitorremediação de contaminantes em ambientes aquáticos.

Figura 1 – Demonstração dos processos de fitorremediação



Fonte: Traduzido e adaptado de Ansari (2020).

Figura 2 – Demonstração dos tipos de fitorremediação



Fonte: Andrade, Tavares e Mahler (2007) adaptado por Teixeira (2009).

3.1 FITOEXTRAÇÃO

A fitoextração é um processo de remediação em que certas plantas possuem a capacidade de acumular em seus tecidos os contaminantes do solo, da água ou do ar, sem degradá-los (Andrade; Tavares; Mahler, 2007). Nesse processo, plantas específicas são cultivadas em áreas contaminadas para absorver substâncias tóxicas através de suas raízes e acumular esses contaminantes em suas partes aéreas, como folhas e caules. Após um período de crescimento, essas plantas são colhidas e descartadas adequadamente, o que resulta na remoção dos poluentes do ambiente. A fitoextração é uma técnica eficiente e ecologicamente correta, pois utiliza a capacidade natural das plantas de acumular metais pesados e outras substâncias tóxicas, contribuindo para a limpeza de áreas contaminadas sem a necessidade de métodos de remediação mais agressivos ou onerosos.

De acordo com Raskin *et al.* (1997), a fitoextração pode ser integrada com outras técnicas remediadoras para aumentar a eficiência na limpeza de áreas contaminadas. As plantas hiper acumuladoras, que podem tolerar a acumular altos níveis de metais pesados em seus tecidos, são especialmente valiosas nesse processo. Essas plantas são capazes de acumular concentrações de metais que são tóxicas para a maioria das outras espécies vegetais, permitindo uma remoção eficaz dos contaminantes.

Estudos realizados por Robinson *et al.* (2003) mostram que a escolha da espécie vegetal é crucial para o sucesso da fitoextração. A eficácia da técnica depende de fatores como a capacidade da planta de crescer rapidamente, acumular grandes quantidades de metais em suas partes aéreas e resistir a altos níveis de toxicidade. Além disso, é importante que as plantas utilizadas na fitoextração não sejam invasivas e possam ser controladas facilmente após a colheita.

Chaney *et al.* (1997) sugerem que a fitoextração é particularmente benéfica em ambientes levemente contaminados, onde o uso de métodos mais invasivos poderia causar danos significativos ao ecossistema local. A técnica não apenas remove os contaminantes, mas melhora a qualidade do meio ambiente ao aumentar a matéria orgânica e a atividade microbiana.

3.2 FITODEGRADAÇÃO

A fitodegradação é um processo no qual o poluente sofre bioconversão no interior das plantas ou em sua superfície, transformando-se em formas menos tóxicas através de processos de catabolismo ou anabolismo. Este mecanismo é definido pela absorção e metabolização de poluentes por plantas e é empregado principalmente na remediação de compostos orgânicos. Durante o processo, as plantas utilizam suas enzimas para degradar, estabilizar ou volatilizar os contaminantes, facilitando a detoxificação do ambiente. A fase inicial do processo envolve a absorção dos poluentes pelas raízes, seguida pelo transporte desses compostos ao longo da planta até que sejam armazenados, metabolizados em subprodutos menos nocivos (Andrade; Tavares; Mahler, 2007).

O processo de fitodegradação ocorre principalmente quando orgânicos os contaminantes-alvo, podendo também estar relacionado com o metabolismo e a absorção vegetal de nutrientes inorgânicos, como nitrato (Morita; Moreno, 2022). De acordo com Salt *et al.* (1998), a fitodegradação é uma abordagem promissora

devido à capacidade das plantas de produzir uma vasta gama de enzimas que podem atuar na transformação e detoxificação de poluentes. Essas enzimas, como as peroxidases e as laccases, desempenham um papel crucial na quebra de moléculas complexas em substâncias menos nocivas.

McCuteheon e Schnoor (2003) ressaltam que as macrófitas também podem liberar exsudatos radiculares que estimulam a atividade microbiana no solo, o que, por sua vez, pode aumentar a degradação de poluentes orgânicos. Este efeito combinado de degradação enzimática direta e estimulação microbiana torna a fitodegradação uma técnica altamente eficaz para a remediação de solos e águas contaminadas. Van Aken (2008), por sua vez, destaca que a fitodegradação não só trata compostos orgânicos simples, mas também pode ser aplicada a uma ampla gama de poluentes, incluindo hidrocarbonetos, solventes clorados e explosivos. Este amplo espectro de ação faz com que a fitodegradação seja uma técnica versátil para diversas situações de contaminação ambiental.

Na prática, a fitodegradação pode ser implementada de maneira complementar a outras técnicas de fitorremediação, como a fitoextração e a fitovolatilização, para maximizar a remoção de contaminantes do ambiente. Schwitzguébel (2001) aponta que a integração de várias estratégias de fitorremediação pode resultar em uma abordagem mais robusta e eficaz para a remediação ambiental.

3.3 FITOVOLATILIZAÇÃO

Quando os poluentes são absorvidos, eles podem passar por diversos processos metabólicos internos, eventualmente sendo liberados na superfície das folhas. Durante esses processos metabólicos, os poluentes podem ser transformados em gases através da respiração das plantas (Terry; Banuelos, 2000). Por exemplo, Meagher (2000) demonstrou que plantas geneticamente modificadas podem volatilizar mercúrio em formas menos tóxicas, contribuindo significativamente para a descontaminação do meio ambiente.

A fitovolatilização é particularmente eficaz para a remediação de metais voláteis como o mercúrio e o selênio. Estudos demonstraram que plantas geneticamente modificadas podem volatilizar mercúrio em formas menos tóxicas, contribuindo significativamente para a descontaminação do solo (Heaton *et al.*, 1998). Também foi observada a volatilização de tricloroetileno por plantas transgênicas, demonstrando o

potencial desta técnica para a remediação de solventes clorados (Doty *et al.*, 2007). Uma das vantagens desta técnica é a capacidade de remover o contaminante do ecossistema, contribuindo para a limpeza ambiental. No entanto, é crucial utilizar a fitovolatilização com cuidado para garantir que as plantas não liberem concentrações excessivas de poluentes na atmosfera, o que poderia causar novos problemas ambientais (Suresh; Ravishankar, 2004). Vangronsveld *et al.* (2009) sugerem que a avaliação dos riscos associados à liberação de poluentes na atmosfera deve ser uma parte essencial do planejamento e implementação da fitovolatilização.

Por fim, a fitovolatilização não só ajuda na remoção de poluentes, mas também na melhoria da qualidade do solo e da água. O uso combinado com outras técnicas de fitorremediação pode aumentar a eficiência e a abrangência da descontaminação ambiental (Pilon-Smits, 2005).

3.4 FITOESTIMULAÇÃO

A fitoestimulação é um processo no qual a presença de plantas no ambiente contaminado estimula a biodegradação microbiana através da liberação de exsudatos radiculares e/ou fornecimento de tecidos vegetais, que servem como fontes de nutrientes para os microrganismos. As raízes das plantas aquáticas, como as macrófitas, liberam exsudatos que servem como fonte de carbono e nutrientes para os microrganismos presentes na água e nos sedimentos. Esses exsudados promovem o crescimento e a atividade metabólica dos microrganismos, intensificando a biodegradação de contaminantes orgânicos e inorgânicos (Andrade; Tavares; Mahler, 2017).

Ryan *et al.* (2003) demonstram que a liberação de exsudatos pelas raízes das plantas pode aumentar significativamente a população microbiana no solo, resultando em uma biodegradação mais rápida e eficiente de contaminantes. Esse processo é particularmente eficaz em ambientes aquáticos onde a presença de exsudatos radiculares pode transformar a rizosfera em um “hotspot” de atividade microbiana.

Muratova *et al.* (2009) destacam que a fitoestimulação não só aumenta a atividade microbiana, mas também diversifica a comunidade microbiana, o que é benéfico para a remediação de uma ampla gama de contaminantes. Estudos mostraram que a interação entre as plantas e os microrganismos na rizosfera pode resultar na produção de enzimas específicas que aceleram a degradação de compostos orgânicos

complexos (Kuiper *et al.*, 2004).

Além disso, a fitoestimulação pode ser combinada com outras estratégias de fitorremediação para melhorar a eficiência global da descontaminação ambiental. Por exemplo, Gerhardt *et al.* (2009) sugerem que a interação de fitoestimulação com fitodegradação pode potencializar a remoção de poluentes, especialmente em meio ambiente contaminados com hidrocarbonetos.

Uma vantagem significativa da fitoestimulação é a utilização das capacidades naturais das plantas e dos microrganismos, tornando-a uma técnica sustentável e de baixo custo para a remediação de áreas contaminadas. No entanto, a eficiência deste processo depende de diversos fatores, incluindo o tipo de contaminante, a espécie de planta utilizada e as condições ambientais (Glick, 2010).

3.5 FITOESTABILIZAÇÃO

Fitoestabilização pode ser entendida como um conjunto de mecanismo físicos, químicos ou físico-químicos. No processo físico os vegetais protegem o solo da incidência direta dos ventos e da chuva, reduzindo o efeito da desagregação do solo e o seu transporte contaminado. Já o processo químico ocorre por meio da mudança química e/ou microbiológica da zona das raízes e, ainda, pela alteração química do contaminante. Baseia-se na mudança da solubilidade e da mobilidade do metal e na dissolução de compostos orgânicos, por intermédio do pH de solo pela exsudação de substância pelas raízes ou mediante produção de gás carbônico (Andrade; Tavares; Mahler, 2007).

Segundo Cunningham *et al.* (2018), a fitoestabilização tem sido amplamente reconhecida como uma técnica eficaz para a remediação de solos contaminados, especialmente aqueles com metais pesados. Este processo oferece uma abordagem ambientalmente segura e sustentável para a gestão de área contaminadas, reduzindo a lixiviação de poluentes e protegendo as fontes de água subterrânea.

De acordo com Gomes *et al.* (2018), a eficácia da fitoestabilização depende da escolha adequada das plantas, que devem ser capazes de tolerar altas concentrações de metais pesados e outras substâncias tóxicas presentes no solo. Além disso, a interação entre as raízes das plantas e os microrganismos do solo desempenha um papel importante na estabilização dos poluentes, promovendo processos biogeoquímicos que contribuem para a imobilização dos contaminantes.

A Tabela 1, características das fitotécnicas, apresenta uma compilação dos principais processos aplicados em ambientes aquáticos. Cada técnica é detalhada quanto aos seus métodos específicos de utilização, destacando suas aplicações na remoção eficaz de contaminantes ambientais. Esta compilação visa fornecer uma visão abrangente das estratégias disponíveis para mitigar os impactos.

Tabela 1 – Características das fitotécnicas

Processos	Mecanismo	Poluentes	Aplicabilidade	Benefícios	Autores
Fitoextração	Hiper acumulação	Pb, Cd, Zn, Ni, Cu, radionuclídeos, pentaclorofenol e compostos alifáticos	Solos/locais poluídos, águas e águas residuais	Biomassa abundante instantânea, diminuição da erosão do solo, economia, ampla gama de aplicações	Nisa e Rashid (2015), Van Der Ent <i>et al.</i> (2013), Xie <i>et al.</i> (2009)
Fitodegradação	Degradação dos tecidos vegetais	DDT, PAHs, bisfenol A e compostos organofosforados	Solo poluído, sedimentos, lamas, águas subterrâneas, águas superficiais e águas residuais	Contaminantes recalcitrantes biodegradados na rizosfera	Khandare <i>et al.</i> (2015), Mirza <i>et al.</i> (2011), Rylott <i>et al.</i> (2009)
Fitovolatilização	Volatilização/evaporativa à base de folhas	Solventes clorados, como tetracloroeto de carbono, tricloroetileno, cloreto de metileno e tetracloroetileno	Águas residuais poluídas, solo, sedimentos e lamas	Ambiente mais limpo sem levar à colheita de plantas e descarte de biomassa	Zhan <i>et al.</i> (2019) Pilon-Smits <i>et al.</i> (2009), Yang <i>et al.</i> (2014),
Fitoestimulação	Degradação da rizosfera	Atrazina, resíduos de munição, hidrocarbonetos de petróleo, bifenilos policlorados (PCBs), PAHs, tricloroetileno (TCE) e óleo diesel	Solo poluído, sedimentos, lamas, águas subterrâneas e águas residuais	Liberação de ácido orgânico; aumento da biodegradação resultante da rizosfera; maior consumo de compostos metabólicos por microrganismos na rizosfera	Ali, Khan e Sajad (2013), Frers (2008), Khan <i>et al.</i> (2009)
Fitoestabilização	A precipitação, a complexação e a valência metálica diminuem	Pb, Cd, Zn, As, Cu, Cr, Se, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), bifenil policlorado (PCBS), dioxinas, furanos, pentaclorofenol, diclorodifeniltricloroetetano	Solo/sedimentos e lamas poluídos	Eficiência ecológica, estabilização de meio poluído sem descarte de biomassa poluída, diminuição da erosão do solo e aplicabilidade em áreas contaminadas de campo e mina	Ali, Khan e Sajad (2013), Dinesh <i>et al.</i> (2014), Domínguez <i>et al.</i> (2009)

Fonte: Autor (2024).

4 MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA FITORREMEDIAÇÃO: FUNÇÕES E APLICAÇÕES

Entre as várias espécies de plantas utilizadas na fitorremediação, as macrófitas aquáticas se destacam por sua capacidade excepcional de tratar e recuperar ambientes aquáticos contaminados. Estas plantas, que crescem em água ou em áreas alagadas, possuem características únicas que as tornam particularmente eficazes na remoção de poluentes e nutrientes indesejados de corpos d'água.

As plantas em ambientes contaminados podem responder de duas formas: sendo sensíveis, exibindo sintomas de toxicidade, ou sendo tolerantes, desenvolvendo mecanismos que evitam os efeitos negativos das substâncias químicas, facilitando seu desenvolvimento (Lasat, 2002).

Estudos mostram que algumas plantas tolerantes a poluentes têm grande potencial na remediação de águas contaminadas (Teixeira, 2019). Macrófitas são especialmente eficientes na remediação de compostos xenobióticos em ambientes aquáticos, desempenhando um papel crucial na limpeza das águas superficiais (Crum; Van Kammen-Polman; Leistra, 1999; Sood *et al.*, 2012; Thomas; Hand, 2011). Existem sistemas de remediação usando macrófitas aquáticas flutuantes, submersas e emergentes, cada um adaptado às características específicas do ambiente hídrico (Figueiredo, 2018).

4.1 CAPIM VETIVER (*Chrysopogon zizanioides*)

O capim vetiver é uma planta de crescimento rápido, de sistemas radiculares penetrantes, altamente tolerante a condições climáticas adversas e a níveis elevados de metais pesados, herbicidas, podendo atuar, ainda, com grande eficiência na tolerância à extremos pH, elevada concentração de poluentes, altamente eficiente na remoção de nitrogênio, fósforo e sulfato (Teixeira, 2019).

O capim vetiver, *Chrysopogon zizanioides*, vem sendo estudado em diversos países, pelo fato de não ser considerada uma espécie invasora, tolerante a extremos climáticos, frio e calor, e proporcionando simplicidade e baixo custo devido as suas características morfológicas e fisiológicas (Girardello, 2015).

Girardello (2015) descreve que, as características fisiológicas, o vetiver destaca-se por ser altamente tolerante a extremos, como em ambientes ricos em: acidez,

alcalinidade, salinidade, sodicidade e magnésio, bem como ao Alumínio, Manganês e metais pesados como Cádmi, Cromo, Níquel, Chumbo, Mercúrio, Selênio e Zinco presentes no solo e na água. Altamente eficientes na absorção de N e P dissolvidos em água poluída. Tolerante a herbicidas e pesticidas. Regenera rapidamente após a seca, geada, fogo e outras condições adversas. Figura 3 (Truong *et al.*, 2008) e Figura 4 (Oliveira *et al.*, 2017) demonstram o sistema radicular do Capim vetiver.

Figura 3 – Vista do Capim Vetiver



Fonte: Truong *et al.* (2008).

Figura 4 – Vista do Capim Vetiver



Fonte: Oliveira *et al.* (2017).

O estudo realizado por Hart, Cody e Truong (2003) avaliou em quanto tempo o vetiver, sob condições hidropônicas, pode tratar o resíduo proveniente de fossa séptica. Os resultados demonstraram que o Vetiver proporciona oxigenação, reduz a Demanda Química de Oxigênio, a salinidade e o teor de carbono dos efluentes, com efeito purificador, não ocorrendo problemas com mosquitos (Girardello, 2015). De acordo com as características únicas relatadas para o capim vetiver nas seções anteriores, vários estudos recentes utilizaram esta espécie de planta para remover ou

diminuir poluentes em águas não convencionais (Dorafshan, 2023).

O capim vetiver, conforme os estudos de Teixeira (2019) e Girardello (2015), mostra-se altamente eficiente na remoção de uma vasta gama de poluentes, incluindo metais pesados como cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni), chumbo (Pb), mercúrio (Hg), selênio (Se) e zinco (Zn). Além disso, esta espécie é eficaz na remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo, assim como sulfato, tanto do solo quanto da água. A capacidade do capim vetiver de sobreviver em condições adversas e desenvolver raízes profundas contribui para sua eficiência em processos de fitorremediação.

A Tabela 2, adaptada de Dorafshan (2023), apresenta uma análise detalhada de diferentes tipos de águas não convencionais, incluindo efluentes domésticos, águas residuais de diversas indústrias, efluentes de suinocultura, entre outros. Cada linha da tabela inclui informações sobre o tipo de água não convencional, o tempo de residência utilizado no tratamento, a concentração inicial de diversos parâmetros antes do tratamento, a eficiência de remoção desses parâmetros após o tratamento, e as respectivas referências bibliográficas que respaldam os dados apresentados. Esses dados são essenciais para entender a eficácia dos processos de tratamento em diferentes tipos de águas residuais e a potencial reutilização desses efluentes tratados em diversos contextos.

Tabela 2 – Potenciais de fitorremediação do Capim vetiver

Tipos de efluentes	Tempo de residência	Concentração inicial	Eficiência de remoção	Referências
Águas residuais da suinocultura	4 dias	DQO (825,63 mg/L), DBO (509,89 mg/L), NH 3 -N (134,43 mg/L), TP (24,31 mg/L)	DQO (64%), DBO (68%), NH 3 -N (20%), TP (18%), TN (75%), TP (58%)	Liao <i>et al.</i> (2003)
Águas residuais têxteis	60 dias	N (8,76 mg/L), P (4,8 mg/L), K (3,4 mg/L), pH (8,6), EC (1,45 dS/m)	N (85,61%), P (79%), K (94,7%), pH (9,3%), CE (73%)	Jayashree <i>et al.</i> (2011), adaptado por Dorafshan (2023)
Águas residuais sintéticas	7 dias	Pb (9,94 ppm), Mn (10,01 ppm), Cu (9,96 ppm), Fe (10,5 ppm), Zn (10,2 ppm)	Pb (50%), Mn (33%), Cu (25%), Fe (96%), Zn (75%)	Hasan <i>et al.</i> (2017)
Rio Bagmati	30 dias	DBO5 (7,11 mg/L), Cl (123,54 mg/L), NO 3 (3,3 mg/L), PO 4 -3 (4,3 mg/L), TH (139,33 mg/L), alcalinidade (153,34 mg/L)	DBO 5 (71,03%), Cl (42,9%), NO 3 (93,93%), PO 4 -3 (88,04%), TH (46,04%), alcalinidade (22,2%)	Maharjan e Pradhanang (2017)
Efluente de esgoto	18 dias	Na (55,4 mg/L), K (21,9 mg/L), Mg (49 mg/L), HCO 3 (260 mg/L), Ca (378,8 mg/L), Cl (167,1 mg/L), SO 4 (137,5mg/L)	Na (9%), K (29%), Mg (10%), HCO 3 (4%), Ca (25%), Cl (25%), SO 4 (9%)	Gholipour <i>et al.</i> (2020)
Água poluída do rio	42 dias	DQO (41 mg/L), NO 3 (2,6 mg/L), PO 4 (1,86 mg/L), SST (5,20 mg/L)	DQO (77%), NO 3 (73%), PO 4 (35%), SST (26%)	Kusin <i>et al.</i> (2019)
Águas residuais domésticas	60 dias	pH (8,36), CE (0,015 dS/m), TDS (1754 mg/L), TH (2010,33 mg/L), NO 3 (10,44 mg/L), Cl (65,82 mg/L), PO 4 -3 (8,65 mg/L), K (39,4 mg/L)	pH (8,73%), CE (40,88%), TDS (30,84%), TH (33,46%), NO 3 (44,25%), Cl (25,84%), PO 4 -3 (50,63%)	Deva <i>et al.</i> (2019)

Fonte: Autor (2024).

4.2 TABOA (*TYPHA DOMINGENSIS*)

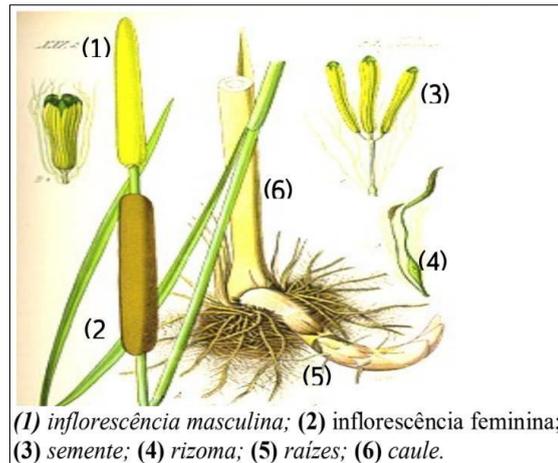
Typha Domingensis, da família *Typhaceae* e conhecida como taboa, é uma planta perene, herbácea, rizomatosa, aquática, com caule cilíndrico e podendo atingir até 3 m de altura. É muito frequente em margens de lagos, reservatórios, canais de drenagem e várzeas. Quando em povoamentos densos, essas plantas provocam desequilíbrio, tornando-se infestantes em açudes e várzeas úmidas, diminuindo ou impedindo seu aproveitamento adequado; em contrapartida, possui importância comercial, servindo de matéria-prima para confecção de móveis, celulose e artesanato (Teixeira, 2019). A Figura 5 demonstra os sistemas aéreos da taboa (Bagatini, 2008). Planta herbácea perene, cresce em brejos e regiões alagadas, apresentando um caule com uma porção rizomatosa rastejante e outra ereta que transporta as folhas. Constatou-se que a mesma juntamente com a planta *Phragmites australis*, no sistema subsuperficial, proporcionaram no que se refere ao tratamento de esgotos residenciais resultados com remoções superiores a 60% para índices de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), cor aparente, nitrogênio amoniacal, fosfatos, coliformes termotolerantes e turbidez (Abrantes; Carvalho; Vasconcelos, 2009). A Figura 6 (Pinterest, 2017 adaptado por Oliveira *et al.*, 2018), demonstração do sistema reprodutivo da taboa.

Figura 5 – Vista da Taboa



Fonte: Bagatini (2015).

Figura 6 – Vista da Taboa



Fonte: Pinterest (2017) adaptado por Oliveira (2018).

A taboa possui alta capacidade de extração de nutrientes. Dessa forma, é utilizada como filtro biológico no tratamento de esgotos, capaz de remover alguns metais pesados e atuar na fitoestabilização para fixar os leitos dos rios e lagoas, controlando a erosão. Consiste em planta de cultivo fácil, sua propagação ocorre por rizoma, touceiras ou sementes. Desenvolve melhor em substrato rico em matéria orgânica. Essa planta é tolerante à salinidade e em meios aquáticos onde prevalece pH entre 4,8 e 8,7 (Oliveira *et al.*, 2018).

Plantas de *Typha* absorvem metais pesados, inclusive o cobre, podendo contribuir para o saneamento ambiental e é indicada como depuradora natural de ambientes aquáticos (Reitz, 1984).

A taboa é uma espécie de macrófita amplamente utilizada na remediação de ambientes contaminados. Estudos realizados por Abrantes, Carvalho e Vasconcelos (2009), Oliveira *et al.* (2018) e Reitz (1984) evidenciam sua capacidade de remover nitrogênio amoniacal, fosfatos, metais pesados como cobre, coliformes termotolerantes e turbidez. A taboa é comumente encontrada em brejos, regiões alagadas e esgotos residenciais, onde suas raízes e rizomas desempenham um papel crucial na filtração e absorção de poluentes.

A Tabela 3 a seguir apresenta uma análise detalhada de diversos tipos de águas não convencionais, como efluentes domésticos e águas residuais de várias indústrias, entre outros. Cada linha da tabela contém informações sobre o tipo de água não convencional, o tempo de residência utilizado no tratamento, a concentração inicial de vários parâmetros antes do tratamento, a eficiência de remoção desses parâmetros após o tratamento, e as referências bibliográficas que suportam os dados

apresentados. Esses dados são essenciais para compreender a eficácia dos processos de tratamento em diferentes tipos de águas residuais e o potencial de reutilização desses efluentes tratados em diversos contextos.

Tabela 3 – Potenciais de fitorremediação da Taboa

Tipos de efluentes	Tempo de residência	Concentração inicial	Eficiência de remoção	Referências
Água do Rio Belém - PR	30 dias	Condutividade Elétrica (490 µs/cm)	Condutividade Elétrica (42,85%)	Rubio <i>et al.</i> (2023)
	30 dias	Oxigênio Dissolvido (2,49 mg/L)	Oxigênio Dissolvido (219,28%)	
	30 dias	pH (8,22)	pH (11,6 %)	
	30 dias	DQO (203mg/L), DBO (40mg/L)	DQO (57,14%), DBO (87,5%)	
	30 dias	Al (0,15775 mg/L), As (0,00642 mg/L), Mn (0,41410 mg/L),	Al (95,42%), As (27,75%), Mn (0,16%)	
Água residuárias têxteis	30 dias	<i>Escherichia coli</i> (40 UFC/100mL)	<i>Escherichia coli</i> (87,5%)	Chandanshive <i>et al.</i> (2017)
	7 dias	DQO (1328 mg/L), DBO (1140 mg/L), Cor (1035 unidades), TDS (9562 mg/L), Cd (0,07 mg/L), Cr (2,91 mg/L), As (2,12 mg /L), Pb (0,42 mg/L), TSS(7280 mg/L)	DQO (65%), DBO (68%), Cor (62%), TDS (45%), Cd (28%), Cr (59%), As (60%), Pb (45%), TSS (35%)	
Águas residuais não tratadas	30 dias	Cr (0,13 mg/L), Cu (0,11 mg/L), Zn (0,07 mg/L), Pb (0,05mg/L), e Fe (1,04 mg/L)	Cr (92,30%), Cu (120%), Zn (85,71%), Pb (40%), Fe (99,03%)	Hamad (2023)
	30 dias	<i>Escherichia coli</i> (103 UFC/100ml), Coliformes fecais (103 UFC/100ml)	<i>Escherichia coli</i> (98,54%), Coliformes fecais (99,80%)	
	30 dias	DBO (40 mg/L), DQO (129 mg/L)	DBO (79,9%), DQO (65,89%)	

Fonte: Autor (2024).

4.3 AGUAPÉ (*Eichhornia crassipes*)

O aguapé, Figura 7 (Figueiredo, 2018) demonstra o sistema aéreo e radicular do Aguapé, é uma planta considerada daninha, com reprodução rápida e elevado potencial econômico e ecológico para muitas regiões subtropicais do mundo. A capacidade da macrófita em tolerar ambientes contaminados por metais pesados é atribuída a sua habilidade em sofrer modificações fisiológicas e anatômicas, que levam a adaptação ao ambiente estressante (Pereira, 2010).

Figura 7 – Vista do Alface-d'água



Fonte: Figueiredo (2018).

A reprodução ocorre, geralmente, por processos vegetativos: plantas novas são produzidas por estalões (estolhos) e o crescimento lateral se faz a partir do rizoma e só raramente, em condições especiais, a reprodução ocorre de forma sexuada (Romitelli, 1983).

O aguapé tem a capacidade de incorporar em seus tecidos altas quantidades de nutrientes o que torna interessante sua utilização como agente despoluidor de águas. A produção de grandes quantidades de biomassa de aguapé, durante o processo de despoluição de água, e alta produtividade desta planta em espelhos d'água, e em reservatórios de usinas hidrelétricas, conferem-lhe um custo de produção nulo que, aliado à boa composição química torna interessante o seu aproveitamento como matéria-prima para a produção de concentrado proteicos de folhas (Medeiros *et al.*, 1999).

O aguapé é um excelente fitorremediador, funcionando como um hiper acumulador, mostrado em estudo o poder da remoção de metais pesados da água. Verificou que o uso de aguapé para tratamentos de efluentes diminuiu a cor em 95% a turbidez em 83% e a DBO em 53%, demonstrando assim o potencial uso do aguapé na recuperação dos recursos hídricos (Sousa, 2015).

Em um estudo com aguapé, foi observado que cerca de 80% do cádmio (Cd) absorvido pela macrófita foi acumulado nas raízes, mesmo com as folhas em contato com a solução contaminada. As plantas de aguapé não apresentaram sintomas visíveis de toxicidade ou qualquer outra indicação de alteração no metabolismo vegetal nas concentrações mais baixas de Cd.

Nas concentrações mais elevadas, foram observados alguns sintomas de toxicidade, foram observados alguns sintomas de toxidez que não puderam ser considerados específicos para toxidez de Cd, uma vez que várias deficiências minerais podem resultar em sintomatologia similar (Teixeira *et al.*, 2019).

O Quadro 1 a seguir fornece uma análise pormenorizada de diferentes tipos de águas não convencionais, incluindo efluentes domésticos e águas residuais de diversas indústrias, entre outros. Cada linha da tabela apresenta informações sobre o tipo de água não convencional, o tempo de residência utilizado no tratamento, a concentração inicial de diversos parâmetros antes do tratamento, a eficiência de remoção desses parâmetros após o tratamento, e as referências bibliográficas que apoiam os dados fornecidos. Esses dados são cruciais para avaliar a eficácia dos processos de tratamento em diferentes tipos de águas residuais e o potencial de reutilização desses efluentes tratados em várias aplicações.

Quadro 1 – Potenciais de fitorremediação do Aguapé

Tipos de efluentes	Tempo de residência	Concentração inicial	Eficiência de remoção	Referências
Efluentes industriais	30 dias	Cd (2 mg/L), Pb (5 mg/L), Zn (10 mg/L)	Cd (82%), Pb (93%), Zn (67%)	Uysal <i>et al.</i> (2012)
Efluentes municipais	30 dias	N (2 mg/L), P (5 mg/L)	N (84%), P (79%)	Gendy <i>et al.</i> (2004)
Água contaminada por corantes	10 dias	Corante reativo azul (50 mg/L)	87%	Paul <i>et al.</i> (2019)
Água contaminada por metais	15 dias	Cu (0,3 mg/L), Ni (0,1 mg/L), Cr (0,2 mg/L)	Cu (92%), Ni (85%), Cr (70%)	Newete <i>et al.</i> (2016)
Efluentes têxteis	10 dias	Corante (100 mg/L)	90%	Lopes <i>et al.</i> (2014)
Efluentes agroindustriais	15 dias	N (20 mg/L), P (30 mg/L)	N (78%), P (69%)	Malik (2007)
Água sintética contaminada com Cr e Li	30 dias	Cr (0,5 mg/L), Li (0,1 mg/L)	Cr (90,1%), Li (78,6%)	Zaki <i>et al.</i> (2023)

Fonte: Autor (2024).

4.4 ALFACE-D'ÁGUA (*Pistia stratiotes*)

A *Pistia Stratiotes*, é uma macrófita aquática flutuante, ou seja, independente do substrato, popularmente conhecida como Alface-d'água, Erva de Santa Luzia, Golfo, Lentilha-da-água, Mururé-pajé entre outros. É originária do continente Sul-Americano e rapidamente foi disseminada em diferentes lugares devido a aparência ornamental de sua folhagem. Entretanto, tem se destacado pelos inúmeros problemas nos usos múltiplos dos cursos d'água, sendo considerada uma planta daninha por sua elevada taxa de crescimento, que muitas vezes causou o entupimento de tubulações e canais de irrigação, prejuízos a hidrelétricas, esportes náuticos, além da redução das biodiversidades (Itaipu Binacional, 1997; Kissmann; Groth, 1997; Thomaz *et al.*, 1999). A Figura 8 (Figueiredo, 2018) demonstra o sistema aéreo e radicular da alface-d'água.

Figura 8 – Vista da Alface-d'água



Fonte: Figueiredo (2018).

A macrófita também foi resistente e adaptou-se a faixa de concentração do íon Cromo (IV) utilizada no estudo de Moresco (2016), sendo eficiente na remoção do metal presente na solução utilizada em seu cultivo, com maior remoção evidenciada nos primeiros dias de contato. Foi indicado, então, que o uso da macrófita *Pistia stratiotes* em processos de fitorremediação deve ser considerado alternativo e viável, pelo menos em estágios intermediários ou finais, visando à remoção complementar ou residual (baixas concentrações) de íons Cromo (VI) em sistemas de tratamentos para águas residuárias (Teixeira *et al.*, 2019).

Diferentes estudos relatam a elevada eficiência dessa espécie na desinfecção da água, além de melhorias relacionadas aos níveis de turbidez, DBO e ao pH (Barbosa; Souza; Silva, 2017; Patel, 2012). Essa espécie de macrófita tem demonstrado uma capacidade notável de remover patógenos e outros microrganismos nocivos da água, contribuindo para a melhoria da qualidade da água e tornando-a mais segura para uso.

A alface-d'água (*Pistia stratiotes*) apresenta elevada eficiência na desinfecção da água e na remoção de patógenos e microrganismos nocivos (Barbosa; Souza; Silva, 2017; Patel, 2012). Esses estudos destacam a importância das macrófitas na recuperação de ambientes aquáticos contaminados e sua contribuição para a melhoria da qualidade da água.

Por fim, a alface-d'água também é eficaz na remoção de poluentes. Estudos de Teixeira *et al.* (2019), Moresco (2016), Patel (2012) e Barbosa, Souza e Silva (2017) indicam que essa macrófita pode remover metais pesados como zinco, cádmio e cromo, além de reduzir a turbidez, DBO e pH de cursos d'água e águas residuárias. A alface-d'água flutua na superfície da água e suas longas raízes absorvem poluentes, promovendo a limpeza dos ambientes aquáticos.

A Tabela 4 a seguir apresenta uma análise detalhada de vários tipos de águas não

convencionais, como efluentes domésticos e águas residuais de diversas indústrias, entre outros. Cada linha da tabela inclui informações sobre o tipo de água não convencional, o tempo de residência utilizado no tratamento, a concentração inicial de diferentes parâmetros antes do tratamento, a eficiência de remoção desses parâmetros após o tratamento e as referências bibliográficas que sustentam os dados apresentados. Esses dados são essenciais para avaliar a eficácia dos processos de tratamento em diversos tipos de águas residuais e o potencial de reutilização desses efluentes tratados em várias aplicações.

Tabela 4 – Potenciais de fitorremediação da alface-d'água

Tipos de efluentes	Tempo de residência	Concentração inicial	Eficiência de remoção	Referências
Efluentes industriais	30 dias	Cr (5 mg/L), Zn (10 mg/L), Cu (2 mg/L)	Cr (76%), Zn (85%), Cu (90%)	Xue <i>et al.</i> (2018)
Efluentes de agricultura	20 dias	Pesticidas (0,3 mg/L), N (10 mg/L)	Pesticidas (75%), N (82%)	Dhir (2014)
Efluentes têxteis	10 dias	Corante (100 mg/L)	85%	Ali, Khan e Sajad (2017)
Efluentes domésticos	30 dias	DBO (40 mg/L), DQO (129 mg/L)	DBO (79.9%), DQO (65.89%)	Imron <i>et al.</i> (2023)
Água contaminada por metais	15 dias	Cd (0,5 mg/L), Pb (0,1 mg/L), Ni (0,2 mg/L)	Cd (70%), Pb (90%), Ni (65%)	Malik (2007)

Fonte: Autor (2024).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A fitorremediação é uma solução promissora para os desafios crescentes de poluição da água e de baixo custo comparada aos métodos tradicionais de tratamento de água, que muitas vezes são onerosos e menos adaptáveis a diferentes contextos ambientais. Este estudo confirma que as macrófitas não apenas contribuem para a redução da poluição, mas também promovem a estabilização dos ecossistemas aquáticos, ajudando a restaurar a biodiversidade e a saúde ambiental. As macrófitas, como Capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), Taboa (*Typha domingensis*), Aguapé (*Eichhornia crassipes*) e Alface-d'água (*Pistia stratiotes*), mostram-se eficientes na remoção de uma variedade de poluentes, incluídos metais pesados e compostos

orgânicos, graça à sua capacidade de acumulação de contaminantes em suas estruturas.

A metodologia utilizada, que incluiu uma revisão abrangente da literatura científica, permitiu um entendimento profundo das capacidades dessas plantas e dos mecanismos que utilizam para sobreviver em ambientes contaminados. Este conhecimento é fundamental para o desenvolvimento de estratégias de gestão da qualidade da água que sejam ecologicamente corretas e economicamente viáveis.

A implementação dessa técnica pode auxiliar na proteção dos recursos hídricos, promovendo um ambiente mais saudável para as atuais e futuras gerações. A continuidade das pesquisas nesta área é crucial para aprimorar as técnicas existentes e explorar novas possibilidades de aplicação da fitorremediação em diferentes cenários ambientais.

REFERÊNCIAS

- ABRANTES, S.; CARVALHO, P.; VASCONCELOS, T. **Sistema de tratamento de esgotos utilizando macrófitas emergentes em tanques subsuperficiais**. Universidade de Coimbra, Coimbra, 2009.
- ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, n. 7, p. 869–881, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>.
- ANDRADE, D. C.; TAVARES, M. E.; MAHLER, C. F. Fitoestimulação na remediação de áreas contaminadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 21, n. 3, p. 213–219, 2017.
- ANDRADE, J.; TAVARES, S.; MALHER, C. **Fitorremediação: o uso na melhoria de qualidade ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.
- ANSARI, A. A.; NAEEM, N.; GILL, S. S.; Alzuaibr, F. M. Phytoremediation of contaminated waters: An eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 46, n. 4, p. 371–376, 2020. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.03.002>
- BARBOSA, L. F.; SOUZA, R. M.; SILVA, A. P. **Avaliação da eficiência da alface-d'água (*Pistia stratiotes*) na desinfecção de água contaminada**. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.
- CHANDRA, P.; KULSHRESHTHA, K. Chromium accumulation and toxicity in aquatic vascular plants. **The Botanical Review**, v. 70, n. 3, p. 313–327, 2004. DOI: [https://doi.org/10.1663/0006-8101\(2004\)070\[0313:CAATIA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1663/0006-8101(2004)070[0313:CAATIA]2.0.CO;2).
- CHANEY, R. L.; MALIK, M.; LI, Y. M.; BROWN, S. L.; BREWER, E. P.; ANGLE, J. S.; BAKER, A. J. M. Phytoremediation of soil metals. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 8, n. 3, p. 279–284, 1997. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0958-1669\(97\)80004-3](https://doi.org/10.1016/S0958-1669(97)80004-3).
- COUTINHO, H. D.; BARBOSA, A. R. Fitorremediação: Considerações gerais e características de utilização. **Silva Lusitana**, v. 15, n. 1, p. 103–117, 2007.
- CRUM, S.; VAN KAMMEN-POLMAN, A.; LEISTRA, M. Sorption of nine pesticides to three aquatic macrophytes. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 37, p. 310–316, 1999. <https://doi.org/10.1007/s002449900519>.
- CUNNINGHAM, S. D.; BERTI, W. R.; HUANG, J. W.; BURT, M. Phytostabilization of contaminated soils. *In*: ERGAS, S. J.; CHANG, D. P.; SCHROEDER, E. D.; EWEIS, J. **Bioremediation principles**. Berlim: Springer, 2018. p. 333-347.
- DEVA, M. A.; MANDERIA S.; SINGH, S.; SHEIKH M. Y. Phytoremedial treatment of domestic wastewater at GWALIOR (MP) by *Chrysopogon zizanioides* (Vetiver grass). **Advance and Innovative Research**, v. 6, n. 1, 2019. DOI:

<https://doi.org/10.1007/s13201-018-0640-y>.

DHIR, B. Potential of aquatic macrophytes for removing contaminants from the environment. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 9, n. 1, p. 56–68, 2014.

DINESH, M.; KUMAR, M. V.; NEERAJ, P.; SHIV, B. Phytoaccumulation of heavy metals in contaminated soil using Makoy (*Solenum nigrum* L.) and spinach (*Spinacia oleracea* L.) plant. **International Journal of Life Sciences**, v. 2, n. 4, p. 350–354, 2014.

DOMÍNGUEZ, M. T.; MADRID, F.; MARAÑÓN, T.; MURILLO, J. M. Cadmium availability in soil and retention in oak roots: potential for phytostabilization. **Chemosphere**, v. 76, n. 4, p. 480–486, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.03.026>.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. 2008. 115 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

DOTY, S. L.; *et al.* Enhanced phytoremediation of volatile environmental pollutants with transgenic trees. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 43, p. 16816–16821, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0703276104>.

FIGUEIREDO, S. A. de. **Análise do potencial fitorremediador e energético da biomassa das espécies *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Pistia stratiotes* (alface d'água)**. 2018. 56 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Economia, e Aproveitamento Energético) – Centro de Energias Alternativas e Renováveis, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2018.

FRERS, C. El uso de plantas acuaticas para el tratamiento de aguas residuales. **Observatorio Medioambiental**, v. 11, n. 1, p. 301–306, 2008.

GARCIA, A. N. **A atividade antrópica como acelerador de processos de eutrofização. São Paulo-SP**. Relatório Estágio de Docência, 2015. 9 p.

GENDY, E.; BISWAS, N.; BEWTRA, J. Growth of water hyacinth in municipal landfill leachate with different pH. **Environmental Technology**, v. 25, n. 7, p. 833–840, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1080/09593330.2004.9619375>.

GERHARDT, K. E.; HUANG, X. D.; GLICK, B. R.; GREENBERG, B. M. Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: Potential and challenges. **Plant Science**, v. 176, n. 1, p. 20–30, 2009. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.plantsci.2008.09.014>.

GHOLIPOUR, M.; MEHRABANJOUANI, P.; ABDOLZADEH, A.; RAGHIMI, M.; SEYEDKHADEMI, S.; KARIMI, E.; SADEGHIPOUR, H. R. Facilitated decrease of anions and cations in influent and effluent of sewage treatment plant by vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*): The uptake of nitrate, nitrite, ammonium, and phosphate.

Environmental Science and Pollution Research, v. 27, p. 21506–21516, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08677-5>.

GIRARDELLO, T. **Avaliação da eficiência do capim vetiver na remoção de nutrientes em lagoas de tratamento de efluente industrial**. 2015. 19 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal da Fronteira Sul, Riqueza, 2015.

GLICK, B. R. Using soil bacteria to facilitate phytoremediation. **Biotechnology Advances**, v. 28, n. 3, p. 367–374, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.02.001>.

GOMES, P. C. F.; BORGES, D. L. G.; VIEIRA, M. G. A.; SOUSA, E. R. M.; SILVA, M. L. C. Potential of the fern *Nephrolepis exaltata* in the phytostabilization of lead-contaminated soils. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 130, p. 172–178, 2016.

HAMAD, M. T. M. H. Comparing the performance of *Cyperus papyrus* and *Typha domingensis* for the removal of heavy metals, roxithromycin, levofloxacin and pathogenic bacteria from wastewater. **Environmental Sciences Europe**, v. 35, n. 61, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00748-x>

HART, B. T.; CODY, R.; TRUONG, P. Hydroponic Vetiver treatment for septic tank effluent. **Vetiver Network International**, v. 1, p. 1–11, 2003.

HASAN, S. N. M. S.; KUSIN, F. M.; LEE, A. L. S.; UKANG, T. A.; YUSUFF, F. M.; IBRAHIM, Z. Z. Performance of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) for phytoremediation of contaminated water. **International Symposium on Civil and Environmental Engineering**, v. 103, n. 1, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1051/mateconf/201710306003>.

HEATON, A. C.; RUGH, C. L.; WANG, N.; MEAGHER, R. B. Phytoremediation of mercury- and methylmercury-polluted soils using genetically engineered plants. **Journal of Soil Contamination**, v. 7, n. 4, p. 497–509, 1998. DOI: <https://doi.org/10.1080/10588339891334384>.

IMRON, M. F.; FIRDAUS, E. A.; FLOWERAINSYAH, Z. O.; ROSYIDAH, D.; FITRIANI, N.; S.; KURNIAWAN, S.; ABDULLAH, A.; HASAN, H.; WIBOWO, Y. G. Phytotechnology for domestic wastewater treatment: performance of *Pistia stratiotes*. **Journal of Water Process Engineering**, v. 51, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103429>.

ITAIPU BINACIONAL. **Manejo e controle de plantas aquáticas na região do Lago de Itaipu**. Relatório técnico, 1997.

KHAN, M. S.; ZAIDI, A.; WANI, P.; OVES, M. Role of plant growth promoting rhizobacteria in the remediation of metal contaminated soils. **Environmental Chemistry Letters**, v. 7, p. 1–19, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10311-008-0155-0>.

KISSMANN, K. G.; GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**. 2. ed. São Paulo: BASF, 1997. p. 492–499.

KUIPER, I.; LAGENDIJK, E. L.; BLOEMBERG, G. V.; LUGTENBERG, B. J. Rhizoremediation: A beneficial plant-microbe interaction. **Molecular Plant-Microbe Interactions**, v. 17, n. 1, p. 6–15, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1094/mpmi.2004.17.1.6>.

KUSIN, F. M.; HASAN, M.; NORDIN, N.; MOHAMAT-YUSUFF, F.; IBRAHIM, Z. Floating vetiver island (FVI) and implication for treatment system design of polluted running water. **Applied Ecology & Environmental Research**, v. 17, n. 1, p. 497–510, 2019. DOI: http://doi.org/10.15666/aeer/1701_497510.

LAMBERT, B. Phytoremediation: Principles and Practices. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 15, p. 8512–8520, 2012.

LASAT, M. Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanisms. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, p. 109–120, 2002.

LIAO, X.; LUO, S.; WU, Y.; WANG, Z. Studies on the abilities of *Vetiveria zizanioides* and *Cyperus alternifolius* for pig farm wastewater treatment. *In: International Conference on Vetiver and Exhibition*, 2003.

LIMA, R. F.; PEREIRA, D. L. Monitoramento e manutenção de sistemas de tratamento de águas com macrófitas. **Águas Subterrâneas**, v. 27, n. 2, p. 107–115, 2013. DOI: <http://doi.org/10.11606/9788585658670>.

LOPES, A.; PIEDADE, M. T. F. Experimental study on the survival of the water hyacinth under different oil doses and times of exposure. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, p. 13503–13511, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3307-8>.

MALIK, A. Environmental challenge vis a vis opportunity: the case of water hyacinth. **Environmental International**, v. 33, n. 1, p. 122–138, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.08.004>.

MCCUTCHEON, S. C.; SCHNOOR, J. L. **Phytoremediation**: Transformation and control of contaminants. New Jersey: John Wiley & Sons, 2003.

MEAGHER, R. B. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. **Current Opinion in Plant Biology**, v. 3, n. 2, p. 153–162, 2000. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1369-5266\(99\)00054-0](https://doi.org/10.1016/S1369-5266(99)00054-0).

MEDEIROS, R. M. L. *et al.* Estudo da biomassa de aguapé, para a produção do seu concentrado protéico. **Food Science and Technology**, v. 19, p. 226–230, 1999.

MELLER, G. S.; OLIVEIRA, K. F.; STEIN, R. T.; MACHADO, V. S. **Controle da poluição**. Porto Alegre: Editora Sagah, 2017.

MIRZA, N.; PERVEZ, A.; MAHMOOD, Q.; SHAH, M. M.; SHAFQAT, M. N. Ecological

restoration of arsenic contaminated soil by *Arundo donax* L. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 12, p. 1949–1956, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.07.006>.

MORITA, H.; MORENO, A. Fitodegradação de contaminantes orgânicos e metabolismo vegetal. **Revista de Biotecnologia Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 123–130, 2022.

MUFARREGE, M. M.; HADAD, H. R.; DI LUCA, G. A.; MAINE, M. A. Metal dynamics and tolerance of *Typha domingensis* exposed to high concentrations of Cr, Ni and Zn. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 105, p. 90–96, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.04.008>.

MURATOVA, A. Y.; DMITRIEVA, T. V.; PANCHENKO, L. V.; TURKOVSKAYA, O. V. Phytoremediation of oil-sludge-contaminated soil. **International Journal of Phytoremediation**, v. 11, n. 6, p. 586–608, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1080/15226510802114920>.

NEWETE, S. W.; ERASMUS, B. F.; WEIERSBYE, I. M. Sequestration of precious and pollutant metals in biomass of cultured water hyacinth. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 20805–20818, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7292-y>.

NISA, W.; RASHID, A. Potential of vetiver (*Vetiveria zizanioides* L.) grass in removing selected PAHs from diesel contaminated soil. **Pakistan Journal of Botany**, v. 47, n. 1, p. 291–296, 2015.

OLIVEIRA, L. F. C.; LEMKE-DE-CASTRO, M. L.; RODRIGUES, C.; BORGES, J. Isotermas de sorção de metais pesados em solos do cerrado de Goiás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 7, p. 776–782, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010000700014>.

PATEL, S. Aquatic macrophytes in the phytoremediation of heavy metals and wastewaters: A review. **Environmental Technology Reviews**, v. 1, n. 2, p. 62–71, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.52756/ijerr.2022.v27.002>.

PAUL, D. R.; SHARMA, R.; PANCHAL, P.; NEHRA, S. P.; GUPTA, A. P.; SHARMA, A. Synthesis, characterization and application of silver doped graphitic carbon nitride as photocatalyst towards visible light photocatalytic hydrogen evolution. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 45, n. 44, p. 23937–23946, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2019.06.061>.

PEREIRA, C. E. **Efeito de metais pesados no crescimento e desenvolvimento de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.** Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2010.

PILON-SMITS, E. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Biology**, v. 56, p. 15–39, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>.

PILON-SMITS, E. A. H.; LEDUC, D. L. Fitorremediação de selênio utilizando plantas

transgênicas. **Parecer Atual em Biotecnologia**, v. 20, n. 2, p. 207–212, 2009.

RASKIN, I.; ENSLEY, B. D. **Phytoremediation of toxic metals**: using plants to clean up the environment. New York: John Wiley & Sons, 2000.

REITZ, R. **Flora ilustrada catarinense**: Typhaceae. Herbário Barbosa Rodrigues, 1984.

REZANIA, S.; PONRAJ, M.; TALAIEKHOZANI, A.; MOHAMAD, S. E.; DIN, M. F.; TAIB, S. M.; SABBAGH, F.; SAIRAN, F. Perspectives of phytoremediation using water hyacinth for removal of heavy metals, organic and inorganic pollutants in wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 163, p. 125–133, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.018>.

ROBACH, F.; THIÉBAUT, G.; TRÉMOLIÈRES, M.; MULLER, s. A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in north-east France. **Hydrobiologia**, v. 340, p. 67–76, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00012736>.

ROBINSON, B. H.; MILLS, T. M.; PETIT, D.; FUNG, L. E.; GREEN, S. R.; CLOTHIER, B. E. Natural and induced cadmium-accumulation in poplar and willow: Implications for phytoremediation. **Plant and Soil**, v. 227, n. 1-2, p. 301–306, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1026515007319>.

ROMITELLI, I. **Aspectos fisiológicos e ecológicos de *Pistia stratiotes* L.** Universidade Estadual Paulista, 1983.

RUBIO, H. B.; SILVESTRIN, A. R. de C.; RIBASKI, N. G. Utilização da taboa (*Typha angustifolia*) e Aguapé (*Eichhornia crassipes*) na fitorremediação do Rio Belém, Curitiba-PR. **Revista Ciência da Sabedoria**, v. 3, n. 2, p. 1–18, 2023.

RUGH, C. L.; SENECOFF, J. F.; MEAGHER, R. B.; MERKLE, S. A. Development of transgenic yellow poplar for mercury phytoremediation. **Nature Biotechnology**, v. 16, n. 10, p. 925–928, 1998. DOI: <https://doi.org/10.1038/nbt1098-925>.

RYAN, P. R.; DELHAIZE, E.; JONES, D. L. Function and mechanism of organic anion exudation from plant roots. **Annual Review of Plant Biology**, v. 54, p. 527–560, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.52.1.527>.

SALT, D. E.; SMITH, R. D.; RASKIN, I. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Biology**, v. 49, n. 1, p. 643–668, 1998.

SILVA, L. M. **Metais pesados em tecidos de *Chelonia mydas* encalhadas no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2011. 40 f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Imbé, 2011.

SINGH, R.; GAUTAMA, N.; MISHRA, A.; GUPTA, R. Heavy metals and living systems: An overview. **Indian Journal of Pharmacology**, v. 43, n. 3, p. 246–253, 2011. DOI: 10.4103/0253-7613.81505.

SOUSA, C. E. de. **Avaliação de sistemas biorremediadores em efluentes da lagoa facultativa da estação de tratamentos de esgotos em Mangabeira, João Pessoa/PB**. 2015. 75 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Departamento de Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2015.

SOUZA, C. P.; RODRIGUES, V. R. Estratégias de manejo para o controle de macrófitas invasoras em ecossistemas aquáticos. **Gestão e Sustentabilidade Ambiental**, v. 4, n. 1, p. 22–29, 2015.

STRUNGARU, S.-A.; NICOARA, M.; JITAR, O.; PLAVAN, G. Influence of urban activity in modifying water parameters, concentration and uptake of heavy metals in *Typha latifolia* L. into a river that crosses an industrial city. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 13, p. 1–11, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1186%2Fs40201-015-0161-7>.

SURESH, B.; RAVISHANKAR, G. A. Phytoremediation—a novel and promising approach for environmental clean-up. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 24, n. 2-3, p. 97–124, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1080/07388550490493627>.

TEIXEIRA, D. L. S.; SILVA, L. T.; GOMES, L. B.; GRILO, L. M.; MORAES, T. S.; FARIAS, J. F. Fitorremediação de águas contaminadas: Uma revisão bibliográfica. **III Encontro Acadêmico da Engenharia Ambiental da EEL-USP**, v. 3, p. 1–9, 2019.

TERRY, N.; BANUELOS, G. S. **Phytoremediation of Contaminated Soil and Water**. Boca Raton: CRC Press, 2020.

THOMAZ, S. M.; CARVALHO, P.; MOSCHINI-CARLOS, V.; KIRK, J. A. Aquatic macrophytes of Itaipu Reservoir, Brazil: survey of species and ecological considerations. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 42, n. 1, p. 15–22, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1516-89131999000100003>.

TRUONG, P.; VAN, T. T.; PINNERS, E. **Vetiver system applications: technical reference manual**. 2. ed. Vietnam: The Vetiver Network International, 2008.

UYVAL, Y.; TANER, F.; OZDEMIR, A. Effect of pH, temperature, and lead concentration on the phytoremediation of lead-contaminated water by water hyacinth. **Desalination and Water Treatment**, v. 11, n. 7, p. 591–608, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/15226510902717648>.

VAN DER ENT, A.; BAKER, A. J.; REEVES, R. D.; POLLARD, A. J.; SCHAT, H. Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: facts and fiction. **Plant and Soil**, v. 362, p. 319–334, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1287-3>.

VANGRONSVELD, J.; *et al.* Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 16, n. 7, p. 765–794, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-009-0213-6>.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, n. 1-3, p. 48–65, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>.

XIE, Q.-E.; YAN, X. L.; LIAO, X. Y.; LI, X. The arsenic hyperaccumulator fern *Pteris vittata* L. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 22, p. 8488–8495, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1021/es9014647>.

XUE, R.; *et al.* Removal of heavy metals by *Pistia stratiotes* from industrial effluents. **International Journal of Phytoremediation**, v. 26, n. 9, p. 234–245, 2018.

YANG, S.; LIANG, S.; YI, L.; XU, B.; CAO, J.; GUO, Y.; ZHOU, Y. Heavy metal accumulation and phytostabilization potential of dominant plant species growing on manganese mine tailings. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v. 8, p. 394–404, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11783-013-0602-4>.

ZAKI, M. E. A.; NAWAZ, R.; IRFAN, A.; AL-HUSSAIN, A. S.; AZIZ, M.; SIDDIQ, Z.; AHMAD, S.; ZAKI, M. 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**, v. 20, n. 4, p. 3512, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph20043512>.

ZHAN, F.; LI, B.; JIANG, M.; LI, T.; HE, Y.; LI, Y.; WANG, Y. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on the growth and heavy metal accumulation of bermudagrass [*Cynodon dactylon* (L.) Pers.] grown in a lead–zinc mine wasteland. **International Journal of Phytoremediation**, v. 21, n. 9, p. 849–856, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1577353>.

HEBERT SANTOS DE PAULA DIAS

**RECUPERAÇÃO DE CORPOS HÍDRICOS PELO PROCESSO
DE FITORREMEDIAÇÃO: UMA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

Trabalho Final de Curso apresentado ao Curso de Pós-Graduação Especialização em Recursos Hídricos, como requisito parcial para obtenção do título de Especialista em Recursos Hídricos.

Aprovado em 04 de julho de 2024

COMISSÃO EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente



RAQUEL MACHADO BORGES
Data: 10/07/2024 07:44:41-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Doutora Raquel Machado Borges
Instituto Federal do Espírito Santo - Ifes
Orientadora

Documento assinado digitalmente



JULIANA RODRIGUES TOVAR GARBIN
Data: 05/08/2024 08:39:33-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Doutora Juliana Rodrigues Tovar Garbin
Instituto Federal do Espírito Santo - Ifes
Membro Interno

Documento assinado digitalmente



LAYS CARVALHO DE ALMEIDA
Data: 05/08/2024 09:14:09-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Doutora Lays Carvalho de Almeida
Instituto Federal do Espírito Santo - Ifes
Membro Externo