



Wetlands Construídas (Terras Alagadas): Conceitos, Tipos e perspectivas para remoção de metais potencialmente tóxicos de água contaminada: UMA REVISÃO¹

Mauro Célio da Silveira Pio², Lucas Pio Antony³ e Genilson Pereira Santana⁴

Resumo

Wetlands construídas (Terras Alagadas) são sistemas projetados visando remover poluentes orgânicos (aromáticos, organoclorados etc.) e inorgânicos (nitrogênio, fósforo, metais potencialmente tóxicos etc.) de água contaminada. Esses sistemas apresentam uma diversidade de aplicação grande, sendo utilizados para limpeza de águas contaminadas de origem domésticas até aquelas de uso industrial. Possuindo várias configurações adequadas ao uso específico, situações e adequações, essa revisão visa mostrar os diversos aspectos e formas desses sistemas direcionando a escrita em uma vertente ainda pouco explorada na literatura: a remoção de metais potencialmente tóxicos de água contaminada. Nesta revisão serão tratados os conceitos, tipos e perspectivas de uso das *wetlands* construídas para o caso de Metais Potencialmente Tóxicos (MPT). O texto engloba também os principais processos de remoção dos MPT que ocorrem nos solos e nas macrófitas aquáticas, que são utilizadas para compor esses sistemas, além de apresentar os mecanismos de captura e translocação desses metais pelas plantas que são utilizadas.

Palavras-Chave: *Wetlands* construídos, metais potencialmente tóxicos, macrófitas aquáticas.

Abstract

Constructed *wetlands* are projected systems aim to removing organic pollutants (aromatics, organ chlorine, etc) and inorganic (nitrogen, phosphorus, heavy metals) of contaminated water. This system presents a great diversity of application, in use for clean contaminated water from domestic or industrial use. Having various configurations convenient for specific use, situations and adequacy, this review aims to show the various aspects and forms of these systems directing the writing in a shed little explored in literature: removing potentially toxic metals from contaminated water. It will be dealt with concepts, perspective sand types of use of constructed wetlands for the case of MPT. The text also covers the major removal processes of MPT occurring in soils and aquatic macrophytes that are used to compose these systems besides presenting the mechanisms of capture and translocation of these metals by plants that are used.

Key-words: Constructed *wetlands*, potentially toxic metals, aquatic macrophytes.

¹Parte da tese de Doutorado em Química – Área de Concentração: Química Analítica, do Programa de Pós-graduação em Química, do Instituto de Ciências Exatas, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, Brasil.

²MSc, aluno de Doutorado do Programa de Pós-graduação em Química, da Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, Brasil.

³Acadêmico do Curso de Farmácia, da Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, Brasil.

⁴Professor Associado do Departamento de Química, do Instituto de Ciências Exatas, da Universidade Federal do Amazonas, Av. Gal. Rodrigo Octávio, 3.000, Coroado II, Manaus, Amazonas e-mail: gsantana@ufam.edu.br.

1. Introdução

As *wetlands* naturais são atribuídas a um termo genérico utilizado para definir um universo de *habitats* úmidos que estão sujeitos a inundações periódicas ou permanentes. Elas mantêm o solo suficientemente saturado de água o que permite o crescimento de macrófitas (Figura 1). Esses ecossistemas aquáticos são encontrados em todos os continentes, com exceção da Antártica (USEPA, 2003).

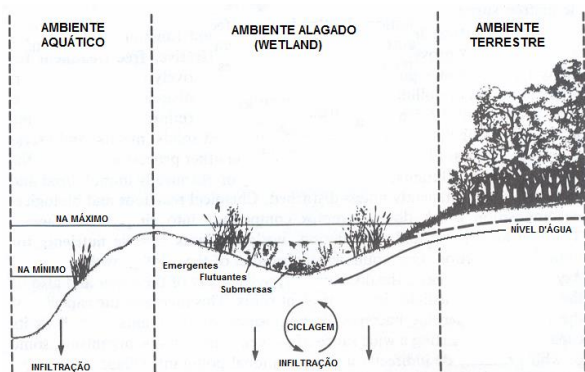


Figura 1: Perfil esquemático de uma *wetland* natural. Fonte: Adaptado de Hammer (1989).

As *wetlands* recebem muitos nomes na literatura, como pântanos, brejos, charcos ou simplesmente terras alagadas; em termos ambientais são conhecidas como *wetlands* naturais (KADLEC e WALLACE, 2009). Independente da denominação é consenso na literatura que as *wetlands* naturais exercem diversas funções no ambiente, como: i) regular a inundação (reduzindo o seu pico), detendo águas provenientes de tempestades; ii) proteger margens de lagos e áreas da costa de ações erosivas das ondas e efeitos de tempestades; iii) promover melhoramento da qualidade da água; e iv) reter ou transformar o excesso de nutrientes, sólidos suspensos e metais traços. Além disso, proporcionam componentes como locais de nidificação, de proteção e *habitats* para a vida selvagem (KADLEC e WALLACE, 2009).

As *wetlands* naturais são importantes para regular o fluxo hidrológico, a produtividade biológica e o ciclo biogeoquímico. Participam dos processos físicos, químicos e biológicos que tratam naturalmente efluentes produzidos na natureza. As raízes das plantas que crescem nas *wetlands* naturais, além de absorver nutrientes,

contribuem no processo de resistência a inundações (CEBALHOS et al., 2001).

Algumas *wetlands* naturais são consideradas vitais na manutenção da biodiversidade do planeta, pois se encontram inseridas dentro dos maiores ecossistemas naturais responsáveis pela reciclagem do carbono, nitrogênio, fósforo, além de metais traço. Por exemplo, manguezais, que ocupam grande faixa do litoral brasileiro, a bacia do rio Amazonas, o Pantanal Mato-Grossense, etc.

Neste artigo de revisão as *wetlands* construídas, um sistema de tratamento de águas residuais que mimetizam as *wetlands* naturais, são estudadas sob o ponto de vista de publicação, conceitos e aplicações. Esses sistemas foram introduzidos por dois notáveis pesquisadores alemães Dr Käthea Seidel e Dr. Reinhold Kickuth nas décadas de 60 e 70, do século XX, respectivamente (ZHI e JI, 2012). As *wetlands* construídas mostraram ser um método sustentável e energeticamente eficiente para purificar águas residuais urbanas e agrícolas, esgotos domésticos, água de drenagem de minas, etc. (USEPA, 2000, WEBER et al., 2008; ZHANG et al., 2008; NYQUIST e GREGER, 2009).

2. Metodologia

O período realizado a revisão foi de 2000 a 2012, utilizando como base de pesquisa sites oficiais, principalmente o USEPA, SciELO.

3. Wetlands Construídas

As *wetlands* construídas têm como objetivo principal simular as condições ideais de tratamento, com as seguintes vantagens: oferecer flexibilidade quanto à escolha do local de implantação; condições de otimização da eficiência de remoção de matéria orgânica, nutrientes; maior controle sobre as variáveis hidráulicas e facilidade de manejo da vegetação escolhida para compor os sistemas (SOLANO et al., 2004).

Os sistemas *wetlands* construídos são aplicados na remoção de contaminantes orgânicos; retirada de nutrientes responsáveis pelo eutrofização, água pluvial, escoamento da agricultura, em processos de mineração e esgotos domésticos e industriais (ODUM, 2000). A literatura mostra que houve significativa evolução

do uso das *wetlands* construídas em vários países, conforme mostrado na Tabela 1 e Figura 2 (HAFEZNEZAMI et al., 2012). Esse fato aliado ao atrativo da autossustentabilidade são fatores positivos que incentivam o uso desses sistemas

para a descontaminação de ambientes poluídos e melhoria da qualidade de vida dos seres humanos (SI et al., 2011).

Tabela 1: Total de publicação sobre *wetlands* no período de 1991-2008

Ordem	Pais	Total	%	Ordem	Pais	Total	%
1	EUA	6993	51,6	16	África do Sul	165	1,2
2	Canadá	1359	10,0	17	Suíça	164	1,2
3	Inglaterra	862	6,4	18	Finlândia	137	1,0
4	Austrália	656	4,8	19	Dinamarca	136	1,0
5	Alemanha	541	4,0	20	Grécia	128	0,9
6	China	489	3,6	21	Argentina	125	0,9
7	França	421	3,1	22	Bélgica	120	0,9
8	Espanha	404	3,0	23	México	115	0,8
9	Holanda	398	2,9	24	República Tcheca	101	0,7
10	Suécia	302	2,2	25	Rússia	99	0,7
11	Japão	275	2,0	26	Coreia do Sul	92	0,7
12	Índia	262	1,9	27	Polónia	91	0,7
13	Itália	206	1,5	28	Turquia	77	0,6
14	Brasil	202	1,5	29	Hong Kong	71	0,5
15	Nova Zelândia	194	1,4	30	Áustria	70	0,5

Fonte: Zhang et al. (2012).

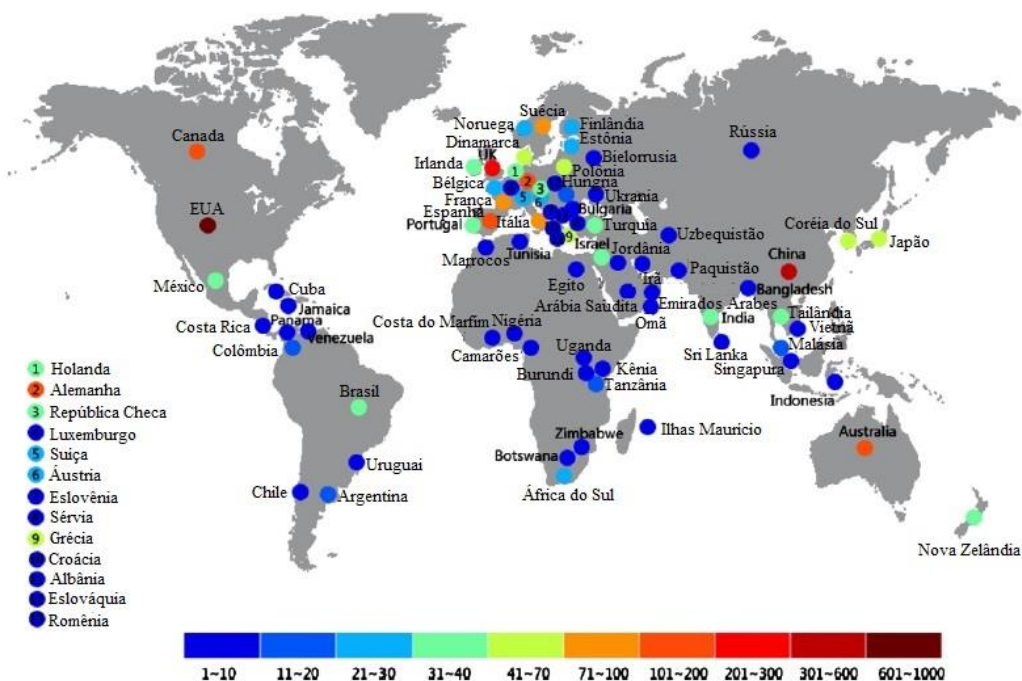


Figura 2: Evolução das publicações sobre *wetlands* período de 1991 a 2011. Fonte Zhi e Ji (2012).

Embora a grande maioria dos sistemas utilizados seja voltada para a remoção de compostos nitrogenados e fosforados, a literatura mostra que as *wetlands* construídas apresentam

alto desempenho para remover MPT. Uma das principais características das *wetlands* construídas é que a maioria das plantas estocam os metais nas raízes; geralmente são usadas para realizar

extração, volatilização e imobilização de metais; possuem uma tolerância inata ao MPT. Segundo Adams et al.(2012) ainda não foram identificadas plantas que são hiperacumuladoras. Por outro lado, os dados obtidos por Soda et al. (2012) mostra que existem algumas plantas que são hiperacumuladoras.

A qualidade do tratamento de purificação é garantida após a água contaminada passar por diversos processos físicos, químicos e biológicos (ZHANG et al., 2012). A literatura registra que já existem grandes quantidades de plantas e substratos usados para remover MPT, conforme é mostrado na Tabela 2 (CHEN et al., 2009).

Tecnicamente as *wetlands* construídas são modelos projetados de tratamento de efluentes que visam à maximização do potencial e da melhoria da qualidade das águas residuais, utilizando energia solar como fonte predominante durante o processo. Os sistemas construídos distinguem dos naturais por terem fatores ambientais que possam ser controlados. Dentre os quais podem ser citados:

- a) Necessidade de grande área de instalação quando o volume de efluente a ser tratado é muito elevado;
- b) Dificuldade de produzir efluentes totalmente livre de poluentes;
- c) Natureza biológica, como ataque de insetos e variações sazonais, como períodos de seca e grande chuva influenciam na qualidade do efluente das *wetlands*;
- d) Manejo da vegetação pode ser um fator desfavorável, uma vez que é preciso proceder ao corte e destino da biomassa, quando do crescimento das plantas além dos níveis operacionais ou de sua morte e;
- e) Transferência de poluentes, promovida pelas *wetlands* entre os meios há uma possível contaminação do ar e a da água por volatilização e alguns poluentes, como MPT, podem se acumular nos sedimentos do solo.

Tabela 2: Exemplos de plantas usadas nas *wetlands* construídas para remover MPT

Planta	MPT	Referência
<i>Scripuscalifornicus</i> sp.	Cd, Cu e Zn	Hafeznezamiet al. (2012)
<i>Betula populifolia</i>	Zn, Cu eAs	
<i>Rhus copallinum</i>	Zn e Cu	Qianet al. (2012)
<i>Polygonum cuspidatum</i>	Cu e As	
<i>Artemisi avulgaris</i>	Cu	
<i>Alternanther aphloxeroides</i> , <i>Echinochlo acrusgalli</i> e <i>Polygonumhydro piper</i>	Cd, Pb e Zn	Liu et al. (2007)
<i>Cyperus haspan</i>	Fe, Mn e Zn	Akinbileet al. (2012)
<i>Cyperus spp.</i>	As	Nakwanitet al. (2011)
<i>Phragmites australis</i>	Cr ⁶⁺ e Cr ³⁺	Fibbiet al. (2012)
<i>Lemna Minor</i>	Pb, Cu, Cd e Zn	Sekomoet al. (2012)
<i>Typhalatifolia latifolia</i> e <i>Phragmitesaustralis atifolia</i> .	Sb, Cd, Sn, Li, Se, e V	Calijuri et al., (2011), Grisey et al. (2012)

3.1. Tipos de Wetlands Construídos

As *wetlands* construídas podem ser divididas em dois tipos básicos (Figura 3).



Figura 3: Tipos de *Wetlands* construídos. Fonte: Kadlec e Wallace (2009)

3.1.1. *Wetlands* Construídas de Fluxo Superficial

As *wetlands* de fluxo superficial são caracterizadas por possuírem a lâmina de água acima da superfície do solo e as plantas se apresentam enraizadas ou não na camada de sedimento na base da coluna de água (Figura 4). Esteticamente assemelham-se com as *wetlands* naturais, sendo muito apropriadas para tratar efluentes terciários.

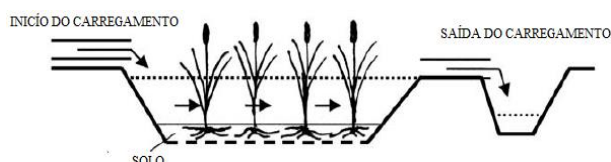


Figura 4: Esquema de uma *Wetland* de fluxo superficial com macrófitas emergentes. Fonte: VYMAZAL (2007)

O ambiente dessas *wetlands* é geralmente aeróbio próximo à superfície da água, tendendo para condições anóxicas em direção ao fundo da unidade de tratamento. Essa peculiaridade é importante para remover nitrogênio do efluente.

As *wetlands* de fluxo superficial são utilizadas para remediar solos argilosos com baixa permeabilidade e terrenos com declividade reduzida. A alta eficiência hidráulica- ou baixa velocidade de fluxo e alto tempo de retenção hidráulico- aliada as boas condições de sedimentação fazem com que a quantidade de matéria orgânica e sólidos em suspensão seja muito elevada nessas *wetlands* (RAN et al., 2004). Geralmente, elas são colonizadas por insetos, moluscos, peixes, anfíbios, répteis, pequenas aves e mamíferos, sendo recomendadas para tratar águas pluviais urbanas, agrícolas, industriais, entre outras (KADLEC e WALLACE, 2009).

3.1.2. *Wetlands* Construídas de Fluxo Subsuperficial

As *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial consistem em tanques preenchidos por cascalho, material arenoso ou argiloso, plantados com macrófitas com pequenas inclinações para o efluente percolar no sentido horizontal ou vertical (HALVERSON, 2004). A

sua maior aplicação é no tratamento secundário e/ou polimento de esgotos domésticos em áreas periféricas aos centros urbanos e áreas rurais, águas de chuva, efluentes da agroindústria e lodo oriundo de estação de tratamento de esgotos domésticos (LIÉNARD, 2005). As *wetlands* de fluxo subsuperficial adaptam-se em diferentes situações e arranjos, apresentando bom desempenho no tratamento de efluentes.

Nos sistemas de fluxo subsuperficial, o processo de depuração e transformação dos componentes físicos, químicos e biológicos dos efluentes ocorre com uma combinação de elementos e mecanismos. O princípio básico é a formação de biofilme aderido a um meio de suporte e raízes das plantas. Nesses sistemas, a depuração da matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação são realizadas por microrganismos aeróbios e anaeróbios. E o oxigênio é suprido pelas macrófitas e pela difusão atmosférica (VYMAZAL e ŠVEHLA, 2013). Essas fizeram com que esses sistemas fossem muito utilizados para remover contaminantes orgânicos (VYMAZAL, 2011).

Nas *wetlands* subsuperficial de fluxo horizontal, o efluente é adicionado através de uma área denominada de zona de entrada e percola através dos poros do material filtrante, em um caminho mais ou menos horizontal até alcançar a zona de saída (Figura 5).

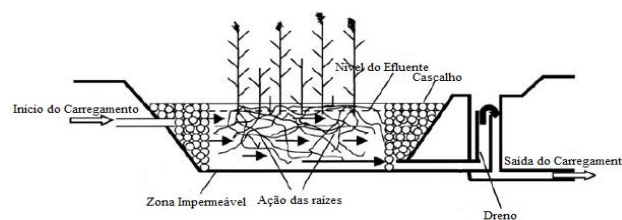


Figura 5: Esquema de uma *wetlands* subsuperficial de fluxo horizontal. Fonte: VYMAZAL (2007)

Durante o percurso, o efluente entra em contato com zonas aeróbicas, anóxicas e anaeróbicas. As zonas aeróbicas ocorrem perto das raízes e rizomas. Durante a passagem do efluente pela rizosfera, ocorre sua degradação pela ação dos microrganismos e pelos processos físicos e químicos (IWA, 2000).

Já as *wetlands* subsuperficiais de fluxo vertical possuem muitas variações quanto as suas características (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**6). Os tipos mais comuns empregam o escoamento superficial de entrada como

configuração de única passagem para o aporte de efluente em sua entrada (KADLEC e WALLACE, 2009).

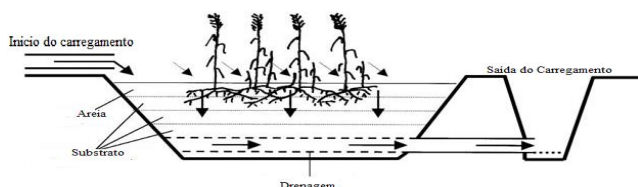


Figura 6: Esquema de uma *wetlands* subsuperficial de fluxo vertical. Fonte: VYMAZAL (2007)

Esses sistemas são muitos semelhantes aos filtros de areia com dosagem de efluente intermitente, além disso, o fluxo ascendente, com a finalidade de minimizar a transferência de oxigênio para tratar resíduos de alta resistência e oxidar amônia (AUSTIN e LOHAN, 2005). Outras variações desses sistemas empregam o processo inverso, ou seja, o uso de água sobrenadante para bloquear o transporte de oxigênio com o intuito de criar condições anóxicas na camada inferior. Essa característica cria condição redutora que promove a química adequada ao enxofre no auxílio da imobilização dos MPT (YOUNGER et. al., 2002). Geralmente,

as *wetlands* subsuperficiais de fluxo vertical apresentam boa capacidade para remediar sistemas aquáticos contaminados. Além disso, as plantas utilizadas têm boa tolerância e absorção de MPT (YADAV et al., 2012).

3.1.3. Plantas usadas nas *Wetlands* de Fluxo Superficial

As macrófitas aquáticas são as espécies mais utilizadas segundo o *International Biological Programme* (IBP). IWA (2000) destaca que a escolha da macrófita está relacionada à tolerância da planta quanto aos ambientes saturados de água (ou efluente), seu potencial de crescimento, à presença destas plantas nas áreas onde o sistema será implantado, pois assim as macrófitas serão adaptadas às condições climáticas da área em questão, bem como o custo do plantio e manutenção. Na prática o critério de escolha de qual macrófita utilizar nos sistemas de tratamento está associado à disponibilidade da espécie na região onde será implantado o sistema. A Tabela 3 destaca, resumidamente, as ações atribuídas à escolha da macrófita.

Tabela 3: Papel das macrófitas nas *wetlands* construídas

Parte componente da macrófita	Ação de auxílio nas <i>Wetlands</i>
Parte aérea (tecidos)	Atenuação da luminescência = redução do crescimento de fitoplâncton; Potencial estético-embelezamento paisagístico; Armazenamento de nutrientes.
Tecidos da planta em contato com a água (efluente)	Promoção da filtração; Dispõem grande área para aderência de microrganismos; Liberação de oxigênio devido à fotossíntese = aumento na taxa de degradação aeróbia da matéria orgânica; Retirada de nutrientes (orgânicos e inorgânicos).
Raízes e rizomas em contato com o solo	Prevenção contra erosão; Liberação de oxigênio = auxilia a degradação aeróbia da matéria orgânica e na nitrificação; Retirada de nutriente.

A utilização de qualquer tipo de vegetação nos sistemas tipo *wetlands* não deve ocorrer assim como também de espécies aleatórias, uma vez que a espécie “aleatória” não conseguirá sobreviver ou manter sua taxa de crescimento. Ao entrar em decomposição, tanto as macrófitas quanto as “aleatórias”, retornam ao

meio e consequentemente ao líquido, nutrientes e material orgânico, algo indesejável.

Três macrófitas aquáticas estão entre as mais empregadas nos sistemas *wetlands* construídas: *Phragmites australis*, *Typhasp.* E *Juncus* sp. Segundo Fibbi et al. (2012) as três espécies de macrófitas emergentes possuem uma rápida taxa de crescimento, notadamente para a

Phragmites australis, que possui crescimento muito rápido e denso, e o *Juncus* sp., que apresenta uma taxa de crescimento variando de moderado a rápido.

3.1.4. Remoção de MPT nas Wetlands

O mecanismo de remoção de MPT ocorre em três principais compartimentos de uma *wetland*, isto é: a) solo e substrato; b) hidrologia e 3) vegetação. A água está geralmente presente na superfície ou dentro das raízes por todo o período de remoção. A hidrologia é provavelmente a forma mais simples e determinante de uma *wetland*, pois estabelece e mantém as espécies de plantas, além de participar dos processos que ocorrem na *wetland*. No compartimento hidrologia também contem poligantes heterogêneos, como ácidos húmicos (ou tânicos) e

fúlvicos, oxidróxidos de metais amorfos, argilas, bactérias, partículas em suspensão etc. Durante o processo de remoção, processos biogeoquímicos ocorrem na *wetland* cujos principais resultados são formação de condições anaeróbicas que influenciam diretamente o solo, saturando-o (SHEORAN e SHEORAN, 2006).

Os solos consistem de material naturalmente não consolidado, que é capaz de sustentar a vida das plantas. Nas *wetlands*, os solos são considerados hídricos, pois estão saturados, inundados ou em tanques durante o processo de remediação da água contaminada. Essa característica faz com que as plantas cresçam nos solos em condições anaeróbicas. De modo geral, os vários processos são ilustrados na Figura 7 (HALVERSON, 2004).

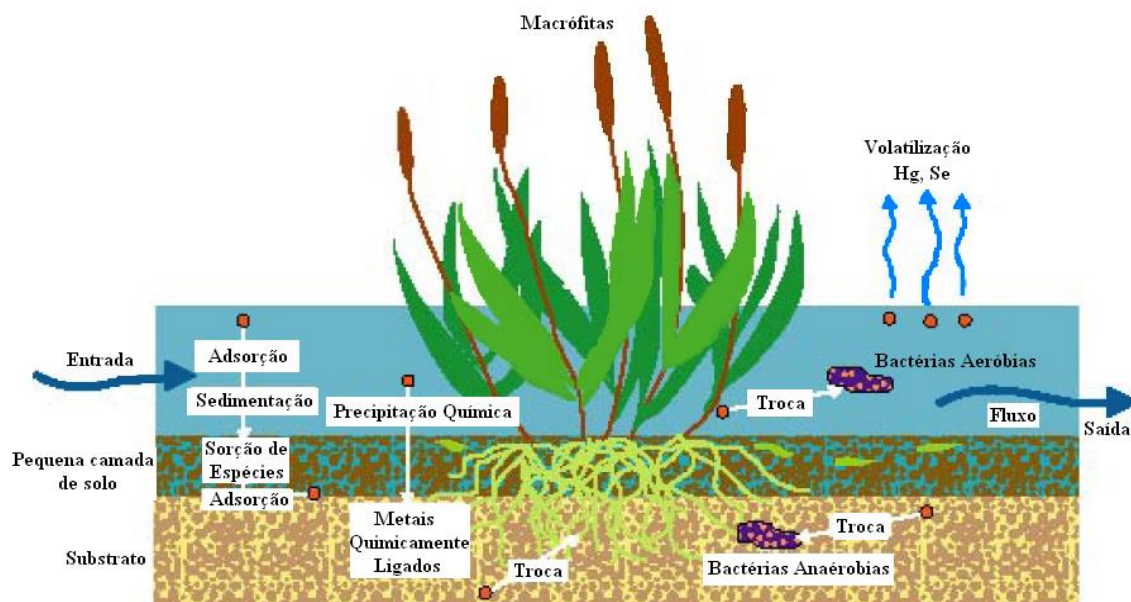
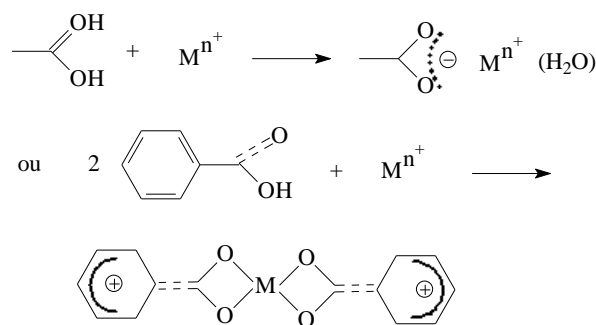


Figura 7: Alguns mecanismos de remoção de MPT nas *wetlands*. Fonte: HALVERSON, 2004.

Necessariamente a remoção de MPT nas *wetlands* depende de suas interações no ambiente aquático. Em solução os MPT estão geralmente na forma iônica ou complexando com ligantes orgânicos; incorporados à biota; adsorvido nas partículas coloidais minerais ou orgânicas; agregados aos solos/sedimentos (AGUIAR e NOVAES, 2002). Os complexos organometálicos são formados por ligantes que envolvam os grupamentos carbonílicos, quinônicos, carboxilas:



Já o processo de troca iônica ocorre geralmente os grupamentos aluminol (~O-H) que fazem parte das camadas octaédrais dos

argilominerais do tipo 1:1, 2:1 e 2:1:1. Esse processo aumenta em função do tipo de argilomineral, assim tem-se a seguinte ordem 2:1:1 > 2:1 > 1:1. A capacidade de troca dos grupos aluminol está diretamente relacionada ao pH:



No ambiente aquático contaminado a interconversão entre as diferentes formas é dependente, principalmente, das condições de pH. Além disso, a força iônica, temperatura, presença de ligantes disponíveis, velocidade das correntezas e da atividade biológica também influenciam a interação metal/ argilomineral e consequentemente na imobilização de MPT (BAI et al., 2012).

A concentração dos MPT chega a ser, muitas vezes, maior nos solos/sedimentos em suspensão do que na coluna d'água (HAFEZNEZAMI et al., 2012). Destaca-se o tamanho da partícula que também exerce influência direta nas reações químicas envolvidas na remoção dos MPT nas *wetlands* construídas (ZHANG et al., 2012). Outra variável importante no processo de remoção de MPT nas *wetlands* construídas é a presença de formas de enxofre. Os sulfetos e sulfatos são responsáveis pela precipitação de metais potencialmente (WU et al., 2012).

A Figura 8 mostra uma representação esquemática do papel das formas de enxofre nas *wetlands* construídas.

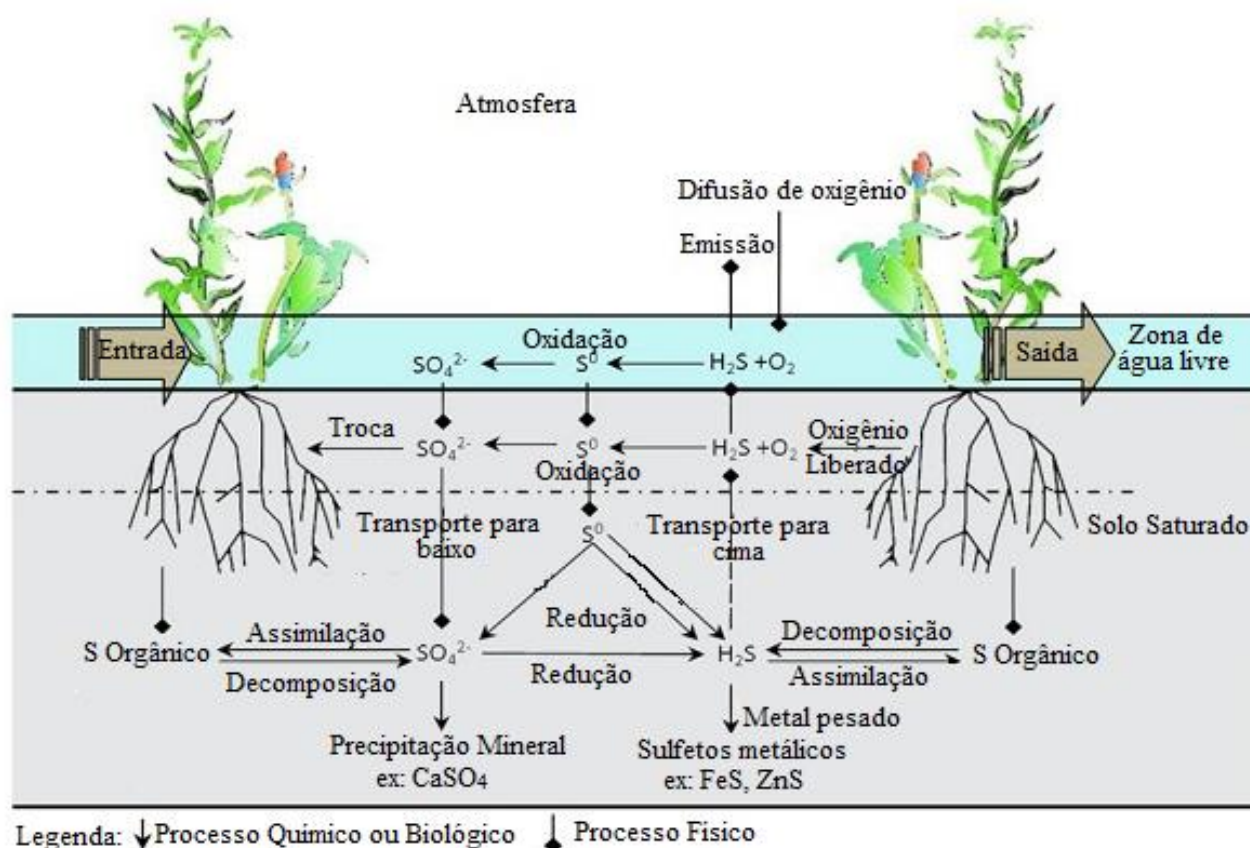


Figura 8: Papel das formas de enxofre nas *wetlands* construídas. Fonte: WU et al. (2012).

Uma vez no solo/sedimentos os MPT se distribuem pelos diversos componentes, que operacionalmente são conhecidos como fração trocável, oxidica, orgânica, residual (DILUCA et al., 2011; XIAO et al., 2012)

3.1.5. Sorção na matéria orgânica e reações de precipitação dos metais

Um dos muitos mecanismos de remoção de MPT que ocorrem nas *wetlands* é a sorção. A sorção é definida como a transferência de íons da fase líquida ou da fase solúvel para a sólida nos solos das *wetlands* (IRTC, 2003). A sorção inclui dois tipos básicos de processos: a adsorção e precipitação (SHEORAN e SHEORAN, 2006).

No solo das *wetlands* a matéria orgânica encontrada é formada pela decomposição biológica e enzimática de animais e vegetais presentes no ambiente. Compostos húmicos e fúlvicos são formados por vários grupos funcionais como aldeídos, cetonas e carboxilas que conferem uma reatividade em função das cargas negativas que surgem das interações existentes nessas moléculas. Essas cargas negativas são capazes de adsorver cátions mono, di e trivalente como Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Ni^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} , Al^{3+} . Em função do seu grau de fracionamento, a matéria orgânica tem uma superfície específica muito grande apresentando assim uma capacidade de troca iônica elevada que depende, assim como os alumossilicatos, do pH do meio (SHEORAN e SHEORAN, 2006). À medida que o pH aumenta os íons H^+ são liberados, deixando uma carga negativa na estrutura da molécula facilitando assim a adsorção de cátions de MPT.

No caso das precipitações dos MPT essas ocorrem principalmente por meio de interações com compostos derivados do enxofre e carbonato, que são inseridos dentro das *wetlands* construídas. Quantidades elevadas de enxofre entram na atmosfera por meio das fontes industriais e naturais retornando a superfície terrestre como ácido sulfúrico sendo que, uma vez inseridos no ambiente aquático, sofrem uma série de processos de interconversão nos diversos compartimentos. Os carbonatos derivam principalmente da solubilização do CO_2 atmosférico na superfície do meio aquático. Nesse ambiente prevalecem três formas desses compostos que também dependem do pH: CO_2 livre, HCO_3^- e CO_3^{2-} (KADLEC e WALLACE, 2009).

Os MPT ao entrarem em contato com esses íons sofrem precipitações formando compostos que dependem da forma iônica existente no ambiente contaminado, alguns desses compostos são mostrados na Tabela 4. Nas *wetlands* construídas a reação de precipitação é considerada um dos principais processos na dinâmica de remoção de MPT onde uma série

reações secundárias são formadas (LIU et al., 2010).

Tabela 4: Principais formas insolúveis dos MPT produzidas nas *wetlands*

MPT	Forma insolúvel
Cu	$\text{Cu}^{2+} + \text{S}^{2-} \rightarrow \text{CuS}$
	$\text{Cu}^+ + \text{S}^{2-} \rightarrow \text{Cu}_2\text{S}$
Ni	$\text{Ni}^{2+} + \text{S}^{2-} \rightarrow \text{NiS}$
	$\text{Cd}^{2+} + \text{S}^{2-} \rightarrow \text{CdS}$
Cd	$\text{Cd}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} \rightarrow \text{CdCO}_3$
	$\text{Zn}^{2+} + \text{S}^{2-} \rightarrow \text{ZnS}$
Zn	$\text{Zn}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} \rightarrow \text{ZnCO}_3$
	$\text{Hg}^{2+} + \text{S}^{2-} \rightarrow \text{HgS}$

Fonte: HALVERSON (2004)

3.1.6. Troca com as raízes das plantas e seu mecanismo

Os MPT são geralmente removidos por ligantes de baixo e alto peso molecular dentro das células vasculares dos tecidos vegetais, especialmente ligantes derivados do enxofre como, por exemplo, fitoquelantes que são proteínas derivadas de glutathione e transportados até as partes aéreas dos vegetais permanecendo imóveis nesse local (LUGON-MOULIN et al. 2004).

A maioria dos MPT que entram na planta é mantida em células das raízes, onde são descontaminados por complexação com aminoácidos, ácidos orgânicos ou ligação metal-peptídeos e/ou sequestrado em vacúolos que são os limitantes para a translocação dos MPT até as folhas, fato percebido nas espécies acumuladoras hipertolerantes (HALL, 2002).

Rascio e Navario-Izzo (2011) afirmam que as hiperacumuladoras são distintas das não hiperacumuladoras por meio de três características básicas: a) capacidade de captura dos metais pelas raízes; b) uma rápida translocação dos metais na raiz e c) grande capacidade de armazenamento dos metais nas folhas. Os mecanismos de absorção de MPT foram elaborados por meio fisiológico comparativo entre as hiperacumuladoras e as não hiperacumuladoras (Figura 9) sendo o processo regido por genes comuns nos dois tipos de plantas e que são expressas de formas diferentes e regulamentadas nas duas espécies.

Assunção et al., (2010) em estudos comparativos entre as espécies *Arabidopsis Caerulescens*. (hiperacumuladora) revelaram que a absorção de Zn, Cd e Ni é realizada por genes pertencentes ao ZIP (Zn- regulado transportador Proteínas Ferro-regulado transportador) que

codifica para a membrana plasmática a presença desses elementos e realiza seu transporte (Figura 10).

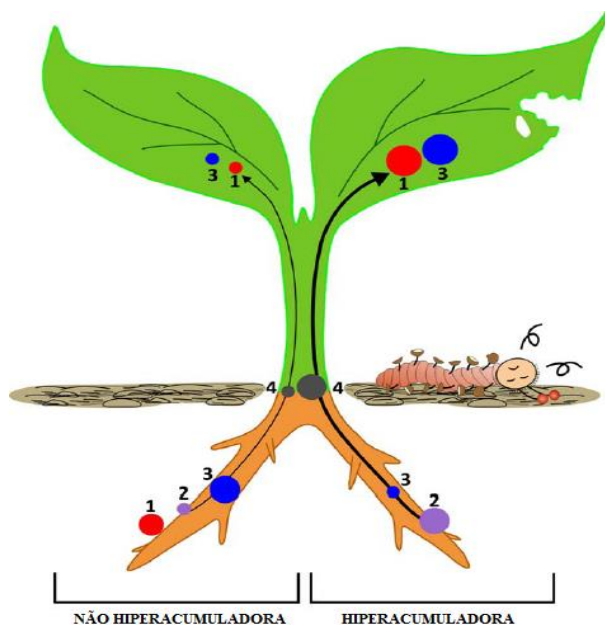


Figura 9: Mecanismos de envolvidos na absorção de MPT pelas plantas Hiperacumuladoras e não Hiperacumuladoras. (1) Ligação com as paredes das células; (2) Absorção pela raiz; (3) Quelação no citoplasma ou apreensão nos vasos; (4) Translocação. Os pontos indicam os órgãos da planta em que os diferentes mecanismos ocorrem e os tamanhos dos pontos o nível de cada um deles. De acordo com a concentração dos MPT as plantas tornam suas folhas venenosas para herbívoros. Fonte: RASCIO E NAVARIO-IZZO (2011).

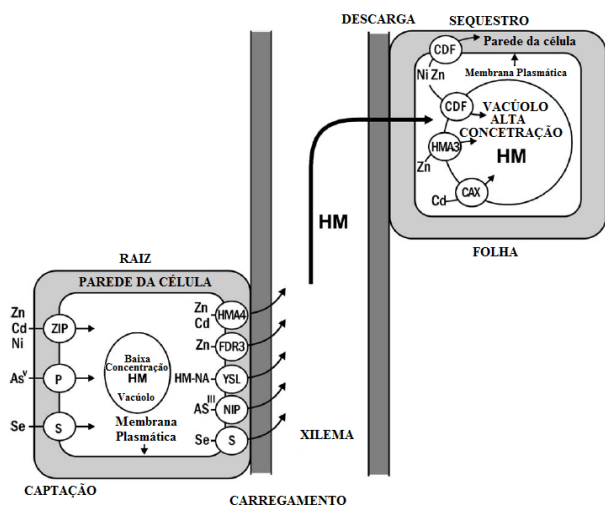


Figura 10: Esquema mostrando os sistemas de transporte para alguns tipos de MPT e proteínas específicas. FONTE: RASCIO E NAVARIO-IZZO (2011).

Dependendo do metal há uma maior afinidade pelos genes que irão capturá-lo e traslocá-lo sucessivamente para as folhas da planta (ASSUNÇÃO et al., 2010). Nesse sentido podem-se citar, por exemplo, os transportadores de fosfato e sulfato com afinidade respectivamente para arsênio V e selênio, HMA4 (Transportador de metal pesado de ATPases) para Cd e Zn, NIP (Proteína Nodulin 26) para As (III), HM-NA (Nicotinamina) específica para Ni, CAX (trocares de cátions) outra para Cd.

ZHANG et al. (2012) relatam, por sua vez, que o mecanismo de acumulação de metais potencialmente tóxicos ocorre de maneira específica na maioria das plantas que compõe esse sistema. Esses autores descrevem que o Zn, por exemplo, acumula principalmente nas folhas dos vegetais ao passo que Cu, Cd e Pb são preteridos pelas raízes, no entanto para todos os elementos os fatores pH, temperatura, potencial redox (Eh) e biodisponibilidade são determinantes.

Considerações Finais

Wetlands Construídas são de fato sistemas que melhoram a qualidade de águas residuais e o número de trabalhos publicados mostram um crescente número de adeptos na sua escolha quanto à purificação de efluentes de diversos tipos. Muito embora, os mecanismos de purificação ainda não sejam totalmente esclarecidos. Essa condição incentiva e a busca por novas plantas, substratos e configurações, aliado a características regionais. Portanto, o avanço dessa tecnologia é um desafio na recuperação de ambientes contaminados.

Divulgação

Esta revisão é inédita e não está sendo considerada para qualquer outra publicação. Os autores e revisores não relataram qualquer conflito de interesse durante a sua avaliação. Logo, a revista *Scientia Amazonia* detém os direitos autorais, tem a aprovação e a permissão dos autores para divulgação, deste artigo revisão, por meio eletrônico.

Referências

ADAMS, A., RAMN, A., HODGKINS, D. How do the plants used in phytoremediation in constructed wetlands, a sustainable remediation strategy, perform in heavy-metal-contaminated mine sites?



Water and Environment Journal, 2012:1-14.
DOI [10.1111/j.1747-6593.2012.00357.x](https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2012.00357.x)

AGUIAR, M.R.M.P.; NOVAES, A.C. Remoção de metais pesados de efluentes por aluminossilicatos. **Química Nova**, v.6B, p.1145-1154, 2002.

AKINBILE, C. O., YUSOFF, M. S., ZUKI, A.Z.A. Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by *Cyperus haspan*. **Waste Management**, v. 32, p. 1387-1393, 2012. DOI: [10.1016/j.wasman.2012.03.002](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.03.002).

ASSUNÇÃO, A.G.L. Arabidopsis thaliana transcription factors bZIP19 and bZIP23 regulate the adaptation to zinc deficiency. **Proceedings of National Academy Sciences**.v.107, p.10296-10301, 2010. DOI: [10.1073/pnas.1004788107/-/DCSupplemental](https://doi.org/10.1073/pnas.1004788107/-/DCSupplemental).

AUSTIN, D.C.; LOHAN, E. **Patent: Tidal vertical flow wastewater treatment systems and method**. United States US. B2. 2005.

BAI, J., XIAO, R., ZHANG, K., GAO, H. Arsenic and heavy metal pollution in wetlands soils from tidal freshwater and salt marshes before and after the flow-sediment regulation regime in the yellow River Delta, China. **Journal of Hydrology**, v.450-451,p. 244-253, 2012. DOI [10.1016/j.jhydrol.2012.05.006](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.006)

CALIJURI, M. L.; SANTIAGO, A. F.; NETO, R. F. M.; CARVALHO, I. C. Evaluation of ability of a natural wetland to remove heavy metals generated by runways and other paved areas in an airport complex in Brazil. **Water Air Soil Pollution**.v.219, p.319-327, 2011. DOI [10.1007/s11270-010-0709-1](https://doi.org/10.1007/s11270-010-0709-1)

CEBALHOS, B.S.O.; OLIVEIRA, H.; MEIRA, S.M.B.S.; KONING, A.; GUIMARÃES, A.O.; SOUZA, J.T. River water quality improvement by natural and constructed wetland systems in the tropical semi-arid region of northeastern Brazil. **Water Science and Technology**, v.44, n. 11/12, p.599-605, 2001.

CHEN, M.; TANG, X.; YU, Z. Study on the Metals Removal Efficiencies of Constructed Wetlands with Different Substrates. **Journal Water Resource and Protection**.v-1, p. 1-57, 2009. DOI [10.4236/jwarp.2009.11004](https://doi.org/10.4236/jwarp.2009.11004)

DI LUCA, G. A., MAINE, M.A., MUFARREGE, M.M., HADAD, H.R., SÁNCHEZ, G.C., BONETTO, C. A. Metal retention and distribution in the sediment of a constructed wetland for industrial wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 37, p.1267-1275, 2011. DOI [10.1016/j.ecoleng.2011.03.003](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.03.003)

FIBBI, D., DOUMETT, S., LEPRI, L., CHECCHINI, L., GONNELLI, C., COPPINI, E., BUBBA, M. D. Distribution and mass balance of hexavalent and trivalent chromium in a subsurface, horizontal flow (SF-h) constructed wetland operating as post-treatment of textile wastewater for water reuse. **Journal of Hazardous Materials**, v.199-200, p. 209-216, 2012. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2011.10.089](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.10.089).

GRISEY, E., LAFFRAY, X., CONTOZ, O., CAVALLI, E., MUDRY, J., ALEYA, L. The bioaccumulation performance of reeds and cattails in a constructed treatment wetland for removal of heavy metals in landfill leachate treatment (Etuefont, France). **Water Air Soil Pollution**, v. 223,p.1723-1741, 2012. DOI [10.1007/s11270-011-0978-3](https://doi.org/10.1007/s11270-011-0978-3)

HAFEZNEZAMI, S., M.ASCE, J. K., REDMAN, J. Evaluating removal efficiency of heavy metals in constructed wetlands. **Journal of Environmental Engineering**, 2012, 138: 475-482. DOI [10.1016/j.scitotenv.2012.09.064](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.09.064)

HALL, J.L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. **Journal Experimental Botany**.v.53 (366), p.1-11, 2002. DOI: [10.1093/jexbot/53.366.1](https://doi.org/10.1093/jexbot/53.366.1)

HALVERSON, N.V. Review of Constructed Subsurface Flow vs. Surface Flow Wetlands.U.S. Department of Energy Under. USA. 42p. 2004.

ITRC – Interstate Technology e Regulatory Council. **Technical and regulatory guidance document for constructed treatment wetlands**. New Jersey: ITRC, 2003. 199 p.

IWA – International Water Association Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. **Scientific and Technical Report** No.8. London, England:IWA Publishing, 2000. 156 p.

KADLEC, R.; WALLACE, S.D. **Treatment wetlands**. Boca Raton: Lewis Publishers. 2009, 1016 p.



LIÉNARD, A. *Wetlands systems for water pollution control IX: Preface.* **Water Science Technology**, v.51, n.9, 2005.

LIU, J., DONG, Y., XU, H., WANG, D., XU, J. Accumulation of Cd, Pb and Zn by 19 wetland plant species in constructed wetland. **Journal of Hazardous Materials**, v.147, p.947-953, 2007. DOI [10.1016/j.jhazmat.2007.01.125](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.125).

LIU, J., LI, G., SHAO, W., XU, J., WANG, D. Variations in uptake and translocation of copper, chromium and nickel among nineteen wetlands plant species. **Pedosphere**, v. 20(1), p. 96-103, 2010. DOI [10.1016/S1002-0160\(09\)60288-5](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(09)60288-5)

LUGON-MOULIN, N.; ZHANG, M.; GANDANI, F.; KOLLER, R. L.; KRAUSS, M.; WAGNER, G.J. Critical review of the science and options for reducing cadmium in tobacco (*Nicotianatabacum L.*) and other plants. **Advance Agronomy**, v.83, p.111-180, 2004.

NAKWANIT, S., VISOOTTIVISETH, P., KHOKIATTIWONG, S., SANGCHOOM, W. Management of arsenic-accumulated waste from constructed wetland treatment of mountain tap-water. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185,p. 1081-1085, 2011. DOI [10.1016/j.jhazmat.2010.10.017](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.10.017)

NYQUIST, J., GREGER, M. A field study of constructed wetlands for preventing and treating acid mine drainage. **Ecological Engineering**, v.35 (5), p.630-642, 2009. DOI [10.1016/j.ecoleng.2008.10.018](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.10.018)

ODUM, H.T. **Heavy metals in the environment – Using wetlands for their removal.** Lewis Publishers. 2000, 326p.

QIAN, Y., GALLAGHER, F. J., FENG, H., WU, M. A geochemical study of toxic metal translocation in an urban brownfield wetland. **Environmental Pollution**, v.166, p. 23-30, 2012. DOI [10.1016/j.envpol.2012.02.027](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.02.027)

RAN, N.; AGAMI, M.; ORON, G.: A pilot study of constructed wetland using duckweed (*Lemna gibba L.*) for treatment of domestic primary effluent in Israel. **Water Research**, n.38, p. 2241-2248, 2004. DOI [10.1016/j.watres.2004.01.043](https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.01.043)

RASCIO, N.; NAVARIO-IZZO, F. Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? **Plant**

Science, v.180, p.169-181, 2011. DOI [10.1016/j.plantsci.2010.08.016](https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.08.016)

SEKOMO, C. B., ROUSSEAU, D. P. L., SALEH, S. A., LENS, P. N. L. Heavy metal removal in duckweed and algae ponds as a polishing step for textile wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v.44,p.102-110, 2012. DOI [10.1016/j.ecoleng.2012.03.003](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.003)

SHEORAN, A.S, SHEORAN, V. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. **Minerals Engineering**, v. 19, p.105-116, 2006. DOI [10.1016/j.mineng.2005.08.006](https://doi.org/10.1016/j.mineng.2005.08.006)

SI, W., JI, W., YANG, F., LV, Y., WANG, Y., ZHANG, Y. The function of constructed wetland in reducing the risk of heavy metals on human health. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 181, p.531-537, 2011. DOI [10.1007/s10661-010-1847-z](https://doi.org/10.1007/s10661-010-1847-z)

SODA, S., HAMADA, T., YAMAOKA, Y., IKE, M., NAKAZATO, H., SAEKI, Y., KASAMATSU, T., SAKURAI, Y. Constructed *wetlands* for advanced treatment of wastewater with a complex matrix from a metal-processing plant: Bioconcentration and translocation factors of various metals in *Acorusgramineus* and *Cyperusalternifolius*. **Ecological Engineering**, v.39, p. 63-70, 2012. DOI [10.1016/j.ecoleng.2011.11.014](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.11.014)

SOLANO, M. L.; SORIANO, P.; CIRIA, M. P. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. **Biosystems Engineering**, v.87, n.1, p.109-118, 2004. DOI [10.1016/j.biosystemseng.2003.10.005](https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2003.10.005)

USEPA – United States Environmental Protection Agency - Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater. United States (US) Environmental Protection Agency (EPA), Office of Research and Development, Cincinnati, OH, USA, 2000.

USEPA – United States Environmental Protection Agency - **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters.** United States Environmental Protection Agency. 2003, 154 p.

VYMAZAL, J. Long-term performance of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Tem case studies from the Czech Republic. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 54-63, 2011. DOI [10.1016/j.ecoleng.2009.11.028](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.11.028)



VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v.380, p.48-65, 2007. DOI [10.1016/j.scitotenv.2006.09.014](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014)

VYMAZAL, J., ŠVEHLA, J. Iron and manganese in sediments of constructed wetlands with horizontal subsurface flow treating municipal sewage. **Ecological Engineering**, v.50, p.69-75, 2013,. DOI [10.1016/j.ecoleng.2012.04.027](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.04.027)

WEBER, K.P., GEHDER, M., LEGGE, R.L. Assessment of changes in the microbial community of constructed wetland mesocosms in response to acid mine drainage exposure. **Water Research**, 2008, 42 (1–2), 180–188. DOI [10.1016/j.watres.2007.06.055](https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.055)

WU, S., KUSCHK, P., WIESSNER, A., MÜLLER, J., SAAD, R. A. B., DONG, R. Sulfur transformations in constructed for wetlands for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, 2012. DOI [10.1016/j.ecoleng.2012.11.003](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.11.003)

XIAO, R., BAI, J., GAO, H., HUANG, L., HUANG, C., LIU, P. Heavy metals (Cr and Ni) distribution and fractionation in cropland soils from reclaimed tidal wetlands in Pearl River estuary, South China. **Procedia Environmental Sciences**, v. 13, p. 1684-1687, 2012. DOI [10.1016/j.proenv.2012.01.161](https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.161)

YADAV, A. K., ABBASSI, R., KUMAR, N., SATYA, S., SREEKRISHNAN, T. R., MISHRA, B. K. The removal of heavy metals in wetland microcosms: Effects of bed depth plant species, and metal mobility. **Chemical Engineering Journal**, v. 211, p. 501-507, 2012. DOI [10.1016/j.cej.2012.09.039](https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.09.039)

YOUNGER, P. L.; BANWART, S. A.; HEDIN, R. **Mine water: Hydrology, Pollution, Remediation**. Kluwer Academic Publishers: London, United Kingdom, 200p, 2002. LIVRO

ZHANG, L., SCHOLZ, M., MUSTAFA, A., HARRINGTON, R. Assessment of the nutrient removal performance in integrated constructed wetlands with the self-organizing map. **Water Research**.v.42 (13), p.3519–3527, 2008. DOI [10.1016/j.watres.2008.04.027](https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.04.027)

ZHANG, Z., CUI, B., FAN, X. Removal mechanisms of heavy metal pollution from urban runoff in wetlands. **Frontiers of Earth Science**, v. 6(4) 433-444. 2012. DOI [10.1007/s11707-012-0301-7](https://doi.org/10.1007/s11707-012-0301-7)

ZHI, W., JI, G. Constructed wetlands, 1991-2011: A review of research development, current trends, and future directions. **Science of the Total Environment**, v. 441, p. 19-27, 2012. DOI [10.1016/j.scitotenv.2012.09.064](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.09.064)