

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
ESCOLA POLITÉCNICA**

**ALEXANDRE WITT**

**FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS POR METAIS PESADOS:  
UMA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

São Paulo – SP

2022

ALEXANDRE WITT

**FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS POR METAIS PESADOS:  
UMA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

Monografia apresentada à Escola  
Politécnica da Universidade de São Paulo  
para obtenção do certificado de  
Especialista em Gerenciamento de Áreas  
Contaminadas, Desenvolvimento Urbano  
Sustentável e Revitalização de  
*'Brownfields'*

Orientador: Prof. Dr. Fábio Netto Moreno

São Paulo – SP

2022

## **AGRADECIMENTOS**

A todos aqueles que, de uma forma ou de outra, contribuíram para a chegada nesta etapa, mas em especial à minha esposa, Nina Rosa Arboitte Witt, pelo incentivo para que este sonho se concretizasse.

À empresa Franci Galvânica Revestimentos em Metais Ltda, na pessoa da Sra. Sheila Staudt, pela cedência das soluções de cromo hexavalente.

Ao professor Fábio N. Moreno, cujas orientações foram decisivas para o desenvolvimento deste estudo, meus sinceros agradecimentos.

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

#### Catálogo-na-publicação

WITT, ALEXANDRE  
FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS METAIS PESADOS:  
UMA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA / A. WITT -- São Paulo, 2021.  
62 p.

Monografia (MBA em Gestão e Tecnologias Ambientais) - Escola  
Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia  
Química.

1.Fitorremediação. I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica.  
Departamento de Engenharia Química II.t.

## RESUMO

A contaminação de solos e águas subterrâneas por metais pesados, em razão das ações antrópicas, representa um risco potencial à saúde humana e ao meio ambiente, na medida em que esses elementos não são assimilados pelos sistemas naturais, permanecendo nos meios impactados por períodos extensos. Alguns destes elementos, por serem bioacumulativos, ou seja, capazes de aumentar sua concentração em direção ao topo da pirâmide alimentar, podem causar sérios distúrbios ou doenças, o que pode prejudicar o desenvolvimento e o sucesso reprodutivo dos seres vivos. Uma das técnicas em crescimento no âmbito da recuperação de áreas contaminadas diz respeito à fitorremediação que consiste na utilização de vegetais (árvores, plantas rasteiras e herbáceas), da microbiota associada ao sistema radicular e dos produtos do seu metabolismo (suas exsudações) com o objetivo de detoxificar, degradar ou metabolizar substâncias tóxicas, removendo-as ou imobilizando-as no meio impactado. A fitorremediação tem se revelado um importante método de remediação de áreas contaminadas em razão de seu baixo custo se comparada com outras técnicas usuais, uma vez que utiliza a energia solar como principal fonte energética. Todavia, possui também limitações em seu uso, não podendo ser considerada como uma panaceia para a solução de todos os casos de contaminação. Recentemente inúmeras pesquisas têm sido aplicadas no sentido de ampliar o entendimento desta técnica, suas potencialidades e possibilidades em relação ao tema em questão. Assim, o presente trabalho teve como principal objetivo efetuar uma revisão bibliográfica acerca da aplicação da fitorremediação na absorção e remediação de solos contaminados com metais pesados, bem como verificar se esta técnica apresenta viabilidade para utilização no contexto de recuperação de áreas contaminadas. Dentre as vantagens da fitorremediação pode-se enumerar: produção de efeito estético aprazível do local, remoção de outros contaminantes além dos de interesse, acréscimo da matéria orgânica e consequentemente dos atributos físicos e químicos do solo.

Em contrapartida, existem fatores limitantes, considerados como desvantagens, a saber: concentrações fitotóxicas do contaminante podem não resultar no efeito desejado, profundidades muito grandes impedem a remoção da massa de contaminante, o tempo necessário para o estabelecimento das culturas e a possibilidade de serem objeto de ingestão por animais ou seres humanos constituem-se nos principais fatores a serem considerados no uso da tecnologia. Outra questão que merece atenção diz respeito à disposição dos materiais vegetais pós-colheita, os quais necessitam um destino adequado de modo que não ocorram contaminações em áreas externas.

**Palavras-chave:** Fitorremediação. Metais pesados. Descontaminação.

## ABSTRACT

The contamination of soils and groundwater with heavy metals due to anthropic actions represents a potential danger to human health and the environment, as the elements present in the contamination may not be assimilated by natural systems, remaining in the impacted environments for long periods, as in the case of heavy metals. These elements are bioaccumulative, that is, they increase their concentration towards the top of the food pyramid, thus causing serious disorders or diseases, which can affect development and reproductive success of living beings. One of the growing techniques for the recovery of contaminated sites concerns phytoremediation, which consists of the use of vegetables (trees, creeping and herbaceous plants), the associated root microbiota associated and their metabolic products (exudates) with the objective of detoxifying, degrading or metabolizing toxic substances, removing or immobilizing them in the impacted media. Phytoremediation has proved to be an important method of remediation of contaminated areas due to its low cost when compared to other usual techniques, since it uses solar energy as the main energy source. However, it also has limitations and therefore cannot be considered a panacea for solving all cases of contamination. Recently, numerous researches have been applied in order to broaden the understanding of this technique, its potentials and possibilities in relation to the subject in question. The main objective of the present work was to carry out a literature review on the possibility of absorption and decontamination of soils contaminated with heavy metals through the phytoremediation process and to verify if this technique is viable for the recovery of contaminated sites. Among the advantages of phytoremediation we can enumerate: production of a pleasant aesthetic effect of the place, removal of other contaminants besides those of interest, addition of organic matter and consequently of the physical and chemical attributes of the soil.

On the other hand, there are limiting factors, considered as disadvantages, namely: phytotoxic concentrations of the contaminant may not result in the desired effect, very great depths prevent the removal of the contaminant mass, the time required for the establishment of cultures and the possibility of being subjected to ingestion by animals or humans are the main factors to be considered in the use of technology. Another issue that deserves attention concerns the disposal of post-harvest plant materials, which need an adequate destination so that contamination does not occur in external areas.

Key words: Phytoremediation. Heavy metals. Decontamination.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 01 – Modelo do sistema ‘Pump and Treat’ .....	23
Figura 02 – Modelo esquemático de Barreira Reativa Permeável .....	23
Figura 03 – Técnicas de remediação aplicadas em São Paulo.....	24
Figura 04 – Rotas de absorção de água e nutrientes.....	29
Figura 05 – Três classes de proteínas transportadoras de membrana: (A) canais, (B) carreadoras e (C)bomba de H <sup>+</sup> . ....	30
Figura 06 – Mecanismos da fitorremediação.....	33
Figura 07 – Representação esquemática do processo de fitoextração .....	36
Figura 08 – <i>Brassica juncea</i> .....	44
Figura 09 – <i>Helianthus annuus</i> .....	45
Figura 10 – <i>Zea mays</i> .....	45
Figura 11 – <i>Chrysopogon zizanioides</i> .....	47
Figura 12 – <i>Canavalia ensiformis</i> .....	48
Figura 13 – <i>Lipia lupulina</i> .....	48
Figura 14 – <i>Pteris vittata</i> .....	49
Figura 15 – <i>Ricinus communis</i> .....	49

## LISTA DE TABELAS

Tabela 01 – Exemplos de atividades industriais e possíveis metais a elas correlacionados .....	14
Tabela 02 – Valores orientadores para metais pesados .....	21
Tabela 03 – Vantagens e desvantagens da fitorremediação de solos com metais pesados.....	42
Tabela 04 – Plantas empregadas na fitorremediação .....	43



## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>10</b>
<b>2. OBJETIVOS.....</b>	<b>12</b>
<b>2.1 OBJETIVO GERAL.....</b>	<b>12</b>
<b>2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....</b>	<b>12</b>
<b>3. MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>13</b>
<b>4. REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>14</b>
<b>4.1 METAIS PESADOS: ORIGENS, FONTES DE CONTAMINAÇÃO E SEUS EFEITOS TOXICOLÓGICOS E AMBIENTAIS .....</b>	<b>14</b>
<b>4.2 TÉCNICA DE REMEDIAÇÃO CONVENCIONAIS .....</b>	<b>21</b>
<b>4.3 FITORREMEDIAÇÃO .....</b>	<b>25</b>
4.3.1 Absorção e transporte vegetal de íons e moléculas .....	28
4.3.2 Mecanismos de tolerância.....	31
4.3.3 Mecanismos na fitorremediação de metais pesados.....	33
4.3.3.1 Fitoextração.....	34
4.3.3.2 Fitoestabilização.....	36
4.3.3.3 Fitovolatilização .....	37
4.3.3.4 Fitodegradação.....	38
4.3.4 Vantagens .....	39
4.3.5 Desvantagens/limitações.....	40
<b>4.4 PLANTAS COM POTENCIAL UTILIZAÇÃO NA FITORREMEDIAÇÃO.....</b>	<b>43</b>
<b>5. CONCLUSÃO .....</b>	<b>50</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>52</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A contaminação de solos e águas subterrâneas com metais pesados, em razão das ações antrópicas, representa um risco potencial à saúde humana e ao meio ambiente, sobretudo à biota, na medida em que estes elementos são conservativos e, uma vez presentes em concentrações elevadas no solo, podem não ser assimilados ou detoxificados por mecanismos ou reações químicas naturais, podendo se tornar tóxicos para os seres humanos e organismos da cadeia alimentar.

Alguns destes elementos, por serem bioacumulativos, ou seja, capazes de aumentar sua concentração em direção ao topo da pirâmide alimentar, podem causar sérios distúrbios ou doenças como o câncer, caso do Arsênio, quando atingem o meio ambiente e entram em contato com os seres vivos através das vias de exposição como: ingestão, inalação e contato dérmico.

Muitos processos industriais utilizam metais como Cromo, Chumbo, Zinco, Níquel, Cádmio, entre outros, em seus processos produtivos e podem ser responsáveis por contaminações do solo e das águas subterrâneas em decorrência de vazamentos de produtos ou descartes de resíduos de forma inadequada. Ao atingirem o solo, estes metais incorporam e interagem com o sistema água-solo, o que pode fazer com que se tornem móveis no perfil do solo e lixiviem para as águas subterrâneas ou sejam adsorvidos no complexo matricial solo-água-plantas, podendo também serem absorvidos pelas raízes das plantas.

O comportamento e destino ambiental destes elementos depende fundamentalmente de suas propriedades físico-químicas (estado de valência, coeficiente de distribuição ( $K_d$ ), solubilidade, volatilidade) quanto das características geoquímicas do solo impactado (potencial de oxirredução [Eh], pH, teor de matéria orgânica e fração de carbono orgânico).

Segundo Souza, Morassuti e Deus (2018), as principais propriedades destes elementos são os elevados níveis de reatividade e capacidade de bioacumulação. Isto quer dizer que tais elementos, além de serem capazes de desencadear diversas reações químicas não metabolizáveis (organismos vivos não podem degradá-los), faz com que permaneçam em caráter cumulativo ao longo da cadeia alimentar.

Segundo Baird (2002), as plantas podem remediar poluentes inorgânicos e orgânicos por meio de três mecanismos:

- a) absorção e acumulação nos tecidos da planta (fitoextração);
- b) liberação no solo de oxigênio e exsudatos, como enzimas, quelatos, que estimulam a biodegradação ou complexação dos compostos, diminuindo assim a sua toxicidade; e
- c) estimulação através da exsudação de compostos químicos de fungos e bactérias que, por sua vez, efetuam a detoxificação, degradação do poluente.

A utilização de plantas no processo de remediação tem sido, ao longo da última década, alvo de inúmeras pesquisas científicas e tem revelado grandes potencialidades para sua utilização. Dentre as vantagens, há uma redução significativa no consumo de energia, oriunda de reservas fósseis, uma vez que se utiliza essencialmente da energia solar para a consecução dos objetivos, ou seja, utiliza energia totalmente renovável. Apenas as tarefas de preparação do solo como aração, gradagens, adubações, plantio e colheita são necessárias, requerendo para tanto o uso de fontes energéticas externas. A aplicação desta técnica dispensa a realização de grandes escavações e remoções de solos que, conseqüentemente, necessitam de movimentações de maquinários pesados, gerando, além dos transtornos aos residentes locais em termos de emissão de ruídos e poeiras, a emissão de gases resultantes da combustão de combustíveis fósseis não renováveis (ANDRADE, TAVARES & MAHLER, 2007).

Acrescenta-se ainda como elemento positivo o fato de que intervenções através de cultivos vegetais, além de propiciar melhorias na qualidade do solo, através da incorporação de matéria orgânica e conseqüentemente de suas características físicas e químicas, promovem um aspecto visual muito menos agressivo se comparado com outras técnicas de remediação usuais.

Entretanto, a fitoremediação apresenta limitações em sua utilização que correspondem, dentre outras, à profundidade efetiva de absorção do sistema radicular, uma vez que contaminações profundas não podem ser atingidas pela maioria das plantas.

Não obstante, se for considerado que os metais são geralmente difíceis de se extrair do solo, a utilização de fitotecnologias que possibilitem a sua remoção, por meio da acumulação em tecidos vegetais, a exemplo da fitoextração, podem se mostrar promissoras na remediação de áreas contaminadas.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Propõe-se neste estudo uma revisão de literatura do estado da arte da fitorremediação na recuperação de solos impactados com metais pesados, bem como avaliar resultados de pesquisas científicas relativas à eficiência do processo de utilização de plantas para a recuperação de áreas contaminadas por metais pesados.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- a) Identificar alguns metais pesados comumente utilizados em processos industriais e suas consequências ao meio ambiente.
- b) Apresentar as técnicas usuais para descontaminação de solos com metais pesados com o uso de plantas.
- c) Apresentar os mecanismos fisiológicos envolvidos na absorção de metais pelas plantas.
- d) Relacionar espécies vegetais potenciais que podem ser utilizadas no processo de descontaminação de metais pesados.
- e) Apresentar estudos de casos da aplicação da técnica de fitorremediação para solos contaminados com metais pesados.

### **3 MATERIAIS E MÉTODOS**

Os materiais e métodos utilizados foram pesquisas bibliográficas em sites de entidades de pesquisa como EMBRAPA, UFRGS, artigos acadêmicos, manuais técnicos e publicações científicas (livros, capítulos de livros e artigos científicos), obtidos a partir de consulta às plataformas Google Acadêmico e Scielo.

Todas as referências utilizadas encontram-se listadas em ordem alfabética no item Referências.

## 4 REVISÃO DA LITERATURA

### 4.1 METAIS PESADOS: ORIGENS, FONTES DE CONTAMINAÇÃO E SEUS EFEITOS TOXICOLÓGICOS E AMBIENTAIS

Segundo Andrade, Tavares e Mahler (2007), são inúmeras as atividades humanas que podem contribuir ou aportar metais pesados tanto no solo quanto nas águas superficiais ou subterrâneas. A Tabela 01 mostra exemplos de atividades industriais que podem ocasionar contaminação ambiental por elementos metálicos.

*Tabela 01 – Exemplos de atividades industriais e possíveis metais a elas correlacionados*

ATIVIDADE	METAIS
Fabricação de baterias/acumuladores	Sb, As, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Se, Zn
Fabricação de adubos comerciais	Sb, As, Be, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Se, V, Zn
Fabricação de plásticos	Pb, Cd, Cr, Se, Zn
Fabricação de tintas e vernizes	As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Se, Zn
Fabricação de agrotóxicos	As, Pb, Cu, Hg, Se, Zn
Processamento de óleo mineral usado	As, Pb, Cr, Cu, Ni, Se, V, Zn
Fundições de metais não ferrosos	As, Be, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, V, Zn
Têmpera de metais, tratamento de superfícies	Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Se, Zn
Produção e beneficiamento do couros	As, Cr, Hg

*Fonte: Schianetz (1999) apud Costa (2007).*

Em teores adequados ao bom funcionamento fisiológico, os metais Cobalto (Co), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Molibdênio (Mo) e Zinco (Zn) são essenciais aos animais. Já os metais Cu, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn são essenciais às plantas e o Co essencial às bactérias fixadoras de nitrogênio. O excesso, entretanto, pode torná-los tóxicos aos seres vivos. Os metais Cádmio (Cd), Chumbo (Pb) e Mercúrio (Hg), diferentemente dos anteriores, não possuem nenhuma função fisiológica conhecida, sendo considerados tóxicos em qualquer dose. O Arsênio (As), apesar de ser um metaloide, ou seja, com características intermediárias entre metal e um não metal, também é incluído por alguns autores na categoria dos metais pesados, ou seja, tóxico. Outro elemento constantemente citado como metal pesado, apesar de não ser metal e apresentar densidade inferior a  $5 \text{ g.cm}^{-3}$ , é o Selênio (Se), igualmente tóxico. Um dos possíveis motivos para tais controvérsias encontra-se no fato de que os princípios químicos que governam o comportamento no solo do As e do Se são muito similares aos dos metais (ANDRADE, TAVARES & MAHLER, 2007).

Os metais pesados não sofrem degradação, mas apenas transformações químicas e biológicas, pois são poluentes elementares. Assim, uma vez que não são degradados, podem permanecer no solo ou serem transportados para outros compartimentos ambientais ou acumulados e transformados na biota. A periculosidade depende da sua concentração e das formas com que são encontrados. Ou seja, o teor total do metal encontrado no solo distribui-se em frações de comportamento diferenciado, de acordo com a forma de ocorrência e a mobilidade dos íons (ANDRADE, TAVARES & MAHLER, 2007).

A presença do metal poluente pode se dar na solução do solo, adsorvida nas argilas ou colóides, na matéria orgânica, ou mesmo precipitados sob a forma de óxidos ou hidróxidos. A sua distribuição entre as formas químicas e fases do solo determina diferentes riscos ambientais, pois sua entrada em cadeias biológicas pode acontecer apenas na forma solúvel, ou seja, na forma trocável. Os metais precipitados, sob a forma de quelatos, são pouco solúveis e não estão disponíveis, representando assim menor risco ambiental. Mas, apesar de menor, existe o risco de que o metal nessa forma se mobilize para a solução do solo. Esta mobilização pode ocorrer a partir da mineralização dos ligantes orgânicos, mudanças de pH ou de potencial redox (ANSELMO & JONES, 2005). Dentre os principais metais, presentes em nosso cotidiano, destacam-se o Cromo, Níquel, Zinco e Chumbo.

### **A) Cromo**

O cromo é produzido em sua maior parte na Rússia, China e África do Sul. Grande parte da produção mundial destina-se aos processos de curtimento de couros, enquanto outra parte é utilizada nas indústrias de tratamento de superfícies (galvanoplastia) (PEREIRA, 2017).

A cromita é o minério mais abundante em cromo encontrado na natureza, contendo de 40 a 50% do metal. As concentrações naturais nos solos geralmente são baixas, entre 2 e 60 mg/kg. O teor de Cromo em ambientes não contaminados por atividades humanas é de cerca de 1 µg/L na água e 0,1 µg/m<sup>3</sup> no ar. As fontes de água podem conter teores de cromo superiores aos padrões nacionais e internacionais para água potável em regiões onde ocorrem depósitos significativos deste mineral. A maior parte das emissões de Cromo para o ambiente é de origem antropogênica, principalmente através das emissões industriais como: produção das

ligas metálicas, refino de minério e seu uso em tratamentos químicos protetivos de outros metais. A forma hexavalente ( $\text{Cr}^{+6}$ ) é a mais tóxica do elemento, sendo relativamente estável no ar. O  $\text{Cr}^{+6}$  pode ser reduzido ao estado trivalente ( $\text{Cr}^{+3}$ ) em contato com matéria orgânica do solo e água (CETESB, 2017).

A ingestão acidental de altas doses de compostos de  $\text{Cr}^{+6}$  pode causar falência renal aguda, caracterizada por perda de proteínas e sangue na urina. A forma trivalente do metal ( $\text{Cr}^{+3}$ ) é um nutriente essencial para o ser humano, atuando na manutenção do metabolismo da glicose, lipídeos e proteínas, sendo que a sua deficiência acarreta prejuízo na ação da insulina (CETESB, 2017).

O Cromo, quando inalado em baixas doses, causa irritação nas mucosas gastrointestinais, úlcera e inflamação da pele (FUNASA, 2014).

Conforme Pereira (2017), quando inalado em altas concentrações, maiores do que  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , o Cromo Hexavalente pode causar irritação no nariz, coriza, espirros, coceira, sangramentos, ulcerações e ruptura do septo nasal.

Em razão dos efeitos adversos do  $\text{Cr}^{+6}$  no ambiente, ações de intervenção, incluindo a remediação em solos com concentrações deste contaminante, acima do risco aceitável, faz-se necessária. Os procedimentos normalmente empregados para a descontaminação de água e solo envolvem a redução do  $\text{Cr}^{+6}$  para  $\text{Cr}^{+3}$  por processos químicos e eletroquímicos, tais como: a incorporação de  $\text{Fe}^{+2}$ ,  $\text{Mn}^{+2}$ , carbono orgânico e/ou abaixamento do pH. Atualmente, o aparecimento de microrganismos, com tolerância a teores tóxicos de  $\text{Cr}^{+6}$ , tem sido estudado quanto à capacidade de alguns gêneros promoverem sua redução a  $\text{Cr}^{+3}$  de forma mais rápida e menos onerosa. A redução biológica do  $\text{Cr}^{+6}$  pode ocorrer diretamente como resultado do metabolismo microbiano e atividade da enzima “cromato redutase”, ou indiretamente, em condições anaeróbias por meio de metabólitos bacterianos como o  $\text{H}_2\text{S}$ . A redução biológica do  $\text{Cr}^{+6}$  representa, juntamente com os processos químicos, uma possível alternativa para diminuir a toxidez em áreas contaminadas (CASTILHOS, VIDOR & TEDESCO, 2001).

Os limites previstos na Resolução CONAMA nº 420/2009 referem-se à presença de Cromo Total, representados pela soma das formas hexa ( $\text{Cr}^{+6}$ ) e trivalente ( $\text{Cr}^{+3}$ ), de 75 mg/kg para solos (Valor de Prevenção) e 0,05 mg/l em águas subterrâneas como valor de investigação.



## B) Níquel

Segundo Silva (2009), os minérios de níquel podem ser sulfetados (primários) ou lateríticos (oxidados). Os minérios lateríticos constituem a principal fonte deste elemento desde o final do Séc. XVI.

O níquel se destaca na melhora das propriedades da maioria dos metais e ligas a que se associa. São mais de três mil ligas ou composições elaboradas com esse metal que são utilizadas comumente na indústria ou de forma doméstica. Metade dessa produção é utilizada em ligas de ferro. Atualmente, aproximadamente 65% do níquel consumido é empregado na fabricação de aço inoxidável e outros 12% em superligas de níquel. O restante, 23%, é repartido na produção de outras ligas metálicas, baterias recarregáveis, reações de catálise, cunhagens de moedas, revestimentos metálicos (galvanoplastia) e fundição (SILVA, 2009).

O níquel forma uma grande quantidade de compostos e complexos de acordo com os seus estados de oxidação -1, 0, +1, +2, +3, +4 (SOARES, 2008). Em águas naturais, na faixa de pH de 5 a 9, ocorre predominantemente como íon hexahidratado  $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , embora complexos com ligantes como  $\text{OH}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  e  $\text{NH}_3$  possam ser formados em menores quantidades (SOARES, 2008).

Os solos agricultáveis podem conter entre 3 a 1.000 mg/kg, enquanto nas águas naturais os níveis situam-se entre 0,002 a 0,01 mg/l (GÜNTHER, 1998).

O níquel pode ser absorvido por seres humanos e animais via inalação, ingestão ou por via cutânea, estando diretamente relacionados à solubilidade de seus compostos.

Segundo Soares (2008), o níquel em doses elevadas é tóxico e pode causar irritação gastrointestinal como náuseas, vômitos e diminuição do apetite, alterações neurológicas, dores de cabeça, vertigem, alterações musculares, alterações cardíacas, dermatites, rinite crônica, asma e em estados mais avançados necrose e câncer do fígado e de pulmão.

Além da ingestão e da inalação de vapores e poeiras, a exposição dérmica ao níquel é considerada como a forma de contaminação mais importante, ocorrendo através de contato da pele com objetos niquelados ou com ligas que contenham o metal ou através de contato com soluções que contenham este como é o caso das indústrias de refino e galvanoplastias (GÜNTHER, 1998).

Os limites previstos para a sua concentração em solos e águas subterrâneas, de acordo com a Resolução CONAMA nº 420/2009, estão mostrados na Tabela 2.

### **C) Zinco**

O Zinco ocorre em vários tipos de minerais, sendo o mais importante a esfarelita (ZnS) (SHUQAIR, 2002).

Sua aplicação industrial envolvem o recobrimento do ferro, fabricação de folhas de zinco para construção civil, galvanoplastia, para proteção de metais, plásticos, agricultura como defensivo químico, preservativos de madeiras, entre outros (GÜNTHER, 1998).

O Zinco na natureza é encontrado no estado divalente ( $Zn^{2+}$ ) e a sua concentração no solo é determinada por diferentes fatores como a rocha de origem, granulometria e pH (SHUQAIR, 2002). Compõe-se de um cátion trocável dissolvido na solução do solo e na matéria orgânica, sendo considerado um oligoelemento na nutrição das plantas.

Nas águas subterrâneas a diminuição do pH aumenta sua solubilidade e, conseqüentemente, sua concentração. Em meios mais alcalinos precipita-se sob a forma de hidróxidos (SHUQAIR, 2002).

Estando presente em muitos gêneros alimentícios como: frutos do mar, carne bovina, grãos, laticínios, o Zinco é considerado um micronutriente atuando como cofator em metaloenzimas, ao passo que a sua carência resulta em severas conseqüências à saúde (GÜNTHER, 1998).

Porém, em concentrações elevadas, pode provocar perturbações gástricas e, se o consumo for prolongado, pode provocar anemia e aumentar os riscos cardíacos. A exposição crônica, através da inalação de vapores de óxido de zinco, pode causar respiração rápida, sudorese, febre e um gosto metálico na boca, característicos de uma doença chamada febre do fumo metálico. O consumo excessivo e prolongado de zinco pode reduzir a absorção de Cobre, causar anemia e afetar o sistema imunológico (GÜNTHER, 1998).

Os limites previstos para a sua concentração em solos e águas subterrâneas, de acordo com a Resolução CONAMA nº 420/2009, estão mostrados na Tabela 2.

## D) Chumbo

O Chumbo ocorre naturalmente na crosta terrestre e entra na composição de vários minerais, sendo o mais importante a Galena (PbS). Este elemento também está presente em muitos dos utensílios modernos como pilhas e baterias, pigmentos de tintas, indústrias petrolíferas, como subproduto em óleos lubrificantes e em muitos tipos de munições balísticas. O chumbo também foi utilizado na indústria da construção em materiais para telhados e chapas para cobrir juntas e isolamentos acústicos. Quando combinado com o Estanho forma uma liga de baixo ponto de fusão, utilizada em eletrônica para unir eletricamente outros metais (BAIRD, 2002).

Segundo Holzbach *et al.* (2012), uma aplicação que vem sendo motivo de preocupação na sociedade moderna é a sua utilização na indústria de eletrônicos onde é empregado em soldas e em tubos de raios catódicos, pois o descarte destes materiais muitas vezes é realizado de maneira inadequada. Estima-se que 40% da massa dos equipamentos eletroeletrônicos sejam constituídas por Chumbo.

Além disso, o Chumbo está presente na poluição atmosférica graças à queima de combustíveis fósseis e às indústrias que empregam a fusão de Chumbo em seus processos de fabricação. Até os anos 1990, a adição de Chumbo Tetraetila (CTE) para aumentar a octanagem da gasolina era comum em vários países, de modo que os automóveis eram considerados a maior fonte de poluição deste elemento. No Brasil, o CTE foi banido da gasolina em 1989. No entanto, grande parte da contaminação de solos por chumbo ainda pode ser atribuída a seus usos no passado (BAIRD, 2002).

Segundo Borges (2007), o Chumbo é conhecido pela humanidade há mais de 5000 anos e sua toxicidade já foi relatada por estudiosos gregos e árabes. A intoxicação por chumbo ocorria primeiramente entre a nobreza romana em decorrência do uso de vasilhames de Chumbo para tempero de alimentos e armazenagem de vinhos.

A maior parte do Chumbo entra no organismo humano pelas vias respiratória e gastrointestinal. A toxicidade está relacionada principalmente aos sistemas nervoso e hematopoiético. Entretanto, podem ocorrer efeitos renais, cardiovasculares e na reprodução, não existindo, porém, evidências adequadas de carcinogenicidade em humanos. Alguns estudos têm correlacionado efeitos adversos à saúde mesmo em

níveis baixos de Chumbo no sangue, até mesmo em concentrações menores do que  $10 \mu\text{g.dL}^{-1}$ , principalmente em crianças (MOREIRA & MOREIRA, 2004).

Também interfere na produção de hemoglobina, podendo causar disfunção renal e retardo mental em crianças que são particularmente sensíveis a esses efeitos (FONSECA, MARCHI & FONSECA, 2008).

Conforme Borges (2007), o Chumbo possui grande afinidade por ossos e dentes, bioacumulando-se com o tempo de exposição, já que é um análogo biológico do cálcio, substituindo-o. A quantidade máxima que o homem pode suportar em seu organismo normalmente é estimada em 165 mg, todavia já foi detectada, em trabalhadores sujeitos à exposição contínua, a quantidade de 566 mg. A meia-vida desse metal, no organismo humano, varia de dias a anos e sua excreção é feita principalmente por via urinária. A intoxicação dos adultos manifesta-se por anemia, irritação excessiva, constipação, cegueira noturna, cólicas e excesso de urina. Os sintomas em crianças incluem irritabilidade, perda do apetite, vômitos ocasionais, dor abdominal intermitente e constipação. Níveis maiores que  $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$  no sangue foram considerados como sendo uma evidência de intoxicação.

A intoxicação pelo Chumbo manifesta os sintomas conhecidos como plumbismo ou saturnismo e, além da redução do tempo e/ou da qualidade de vida, pode levar à morte (ANDRADE, TAVARES & MAHLER, 2007).

No ambiente, quando introduzido na matriz do solo, esse metal é de difícil remoção. No solo, o Chumbo liga-se às partículas por meio de mecanismos de adsorção, troca catiônica, precipitação e complexação com a matéria orgânica sorvida. O Chumbo pode ser classificado em seis categorias: iônica, trocável, carbonato, oxi-hidróxido, orgânico ou precipitado. Quando dissolvido na água e na forma de íon trocável, fica disponível a absorção por plantas (ANDRADE, TAVARES & MAHLER, 2007).

No sedimento, a adsorção de chumbo ocorre em função do seu conteúdo orgânico e do tamanho das partículas minerais. Em casos de poluição extrema o Chumbo se acumula nos peixes e em outros organismos (BORGES, 2007).

No Brasil, a Resolução CONAMA 420, de 28 de dezembro de 2009, estabelece os limites em relação à presença de substâncias químicas no solo e nas águas subterrâneas com vistas à identificação de áreas contaminadas. Na norma supracitada são elencados os valores máximos para a classificação quanto à ocorrência natural relativa à preservação ecossistêmica, sendo este o Valor de

Referência de Qualidade (VRQ) e os valores que deflagram o processo de investigação (VI). Na tabela 02, encontram-se discriminados para alguns metais pesados.

*Tabela 02 – Valores orientadores para de metais pesados. \*Padrões de potabilidade que apresentam risco à saúde humana definidos na Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde.*

Substâncias	Solos (mg/kg)				Água subterrânea (µg/l)
	Prevenção	Investigação			
		Agrícola	Residencial	Industrial	
Arsênio	15	35	55	150	10*
Bário	150	300	500	750	700*
Cádmio	1,3	3	8	20	5*
Chumbo	72	180	300	900	10*
Cobalto	25	35	65	90	70
Cromo	75	150	300	400	50*
Mercúrio	0,5	12	36	70	1*
Níquel	30	70	100	130	20
Prata	2	25	50	100	50
Selênio	5	-	-	-	10*
Vanádio	-	-	-	1000	-
Zinco	300	450	1000	2000	1050*

Fonte: CONAMA 420/2009

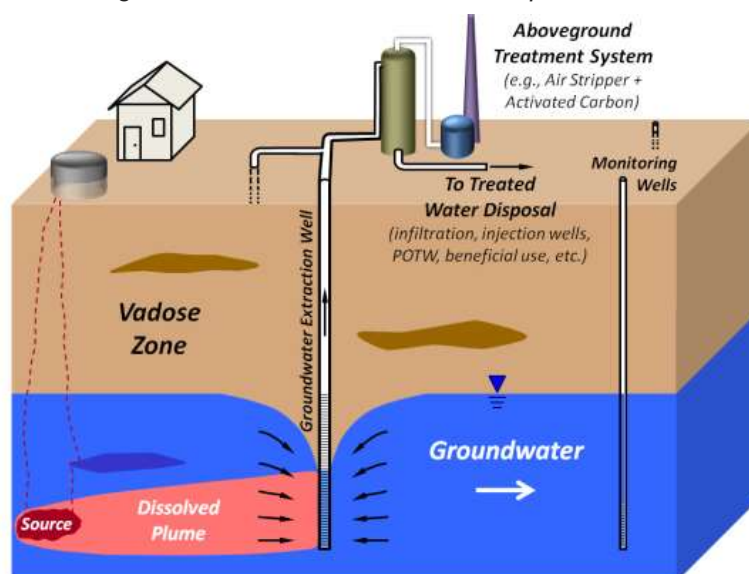
## 4.2 TÉCNICAS DE REMEDIAÇÃO CONVENCIONAIS

O conhecimento da mobilidade de contaminantes metálicos é de extrema importância na remediação de áreas contaminadas, envolvendo os atributos físico-químicos do solo onde se encontram e a sua especiação nos sistemas aquosos que, por sua vez, está relacionada com o seu potencial iônico (razão do número de oxidação pelo raio iônico). Elementos com baixo potencial iônico são geralmente móveis em sistemas aquáticos ou nas águas subterrâneas, como cátions simples hidratados ( $\text{Na}^+$  e  $\text{Ca}^{2+}$ ), enquanto elementos com elevado potencial iônico são geralmente móveis na forma de ânions e tendem a formar ligações covalentes em vez de ligações iônicas. Elementos com potencial iônico intermediário possuem a tendência de serem fortemente adsorvidos ou hidrolisados e exibem baixa solubilidade, sendo, portanto, praticamente imóveis (ALLEONI, *et al.*, 2005). Além disso, a adsorção de metais pesados pelo solo depende de vários fatores, tais como os teores de argila, a matéria orgânica, os óxidos de Fe, de Al e de Mn, o pH, a

superfície específica e a constituição mineralógica do solo. Na fração argila, os óxidos e os grupos funcionais da matéria orgânica são as superfícies reativas mais importantes. A matéria orgânica do solo liga-se fortemente aos íons metálicos por meio da formação de complexos, muitas vezes insolúveis (ALLEONI, *et al.*, 2005).

A técnica mais conhecida para remediar águas subterrâneas contaminadas com metais pesados consiste, via de regra, na extração e tratamento da água subterrânea contaminada (pump and treat), como mostra a figura 01, na próxima página. O problema dessa técnica está no fato de que toda a água extraída deve ser encaminhada para tratamento em uma estação na superfície, 'in situ' ou 'ex-situ', para a posterior destinação que pode ser a reinjeção da água já livre do contaminante, ou o lançamento na rede pública de coleta após a autorização do órgão ambiental regulamentador do local em remediação. As tecnologias para remoção do Cromo Hexavalente da água subterrânea, por exemplo, utilizam princípios hidrogeológicos e necessitam de um levantamento minucioso dos aspectos de hidrogeologia que envolvem o local contaminado, não sendo, por conseguinte, recomendados em aquíferos que contenham sedimentos de baixa permeabilidade e heterogêneos. Isso decorre do fato de que a água subterrânea se move com maior facilidade através de camadas de alta permeabilidade enquanto que nas camadas de baixa permeabilidade permanece relativamente imóvel, podendo resultar em uma baixa eficiência de remoção pelos poços de extração. Além disso, existe a possibilidade de que a migração dos compostos adsorvidos seja ínfima, fazendo com que o processo de remediação se torne dispendioso e bastante demorado.

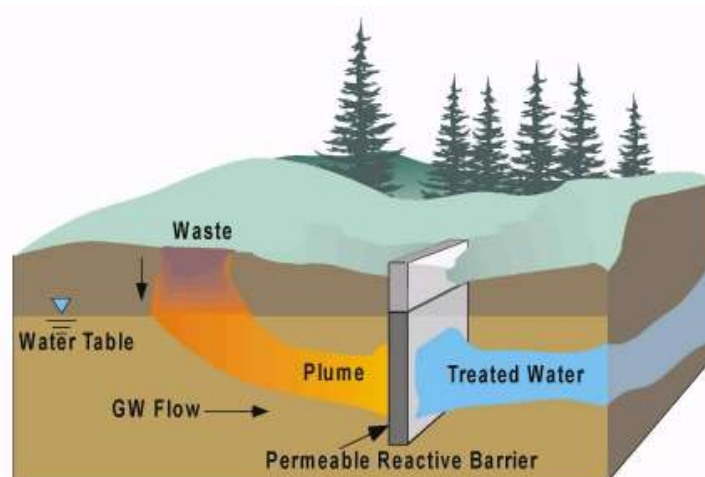
Figura 01 – Modelo do sistema 'Pump and Treat'



Fonte: Truex et al. (2015).

Outra técnica que pode ser adotada na remediação das águas subterrâneas são as chamadas Barreira Reativas Permeáveis (BRPs) conforme figura 02. Essas barreiras permitem o tratamento 'in situ' da água subterrânea proveniente da pluma de contaminação através do direcionamento preferencial do fluxo (JUNIOR, 2019). Quando a água contaminada flui pela BRP, os metais podem ser imobilizados via precipitação no meio reativo e/ou na matriz sólida do aquífero. Contudo, esta técnica não é aplicada para remediar diretamente a fonte de contaminação, a qual pode permanecer ativa durante longo período, já que o tratamento apenas abrange a pluma decorrente desta.

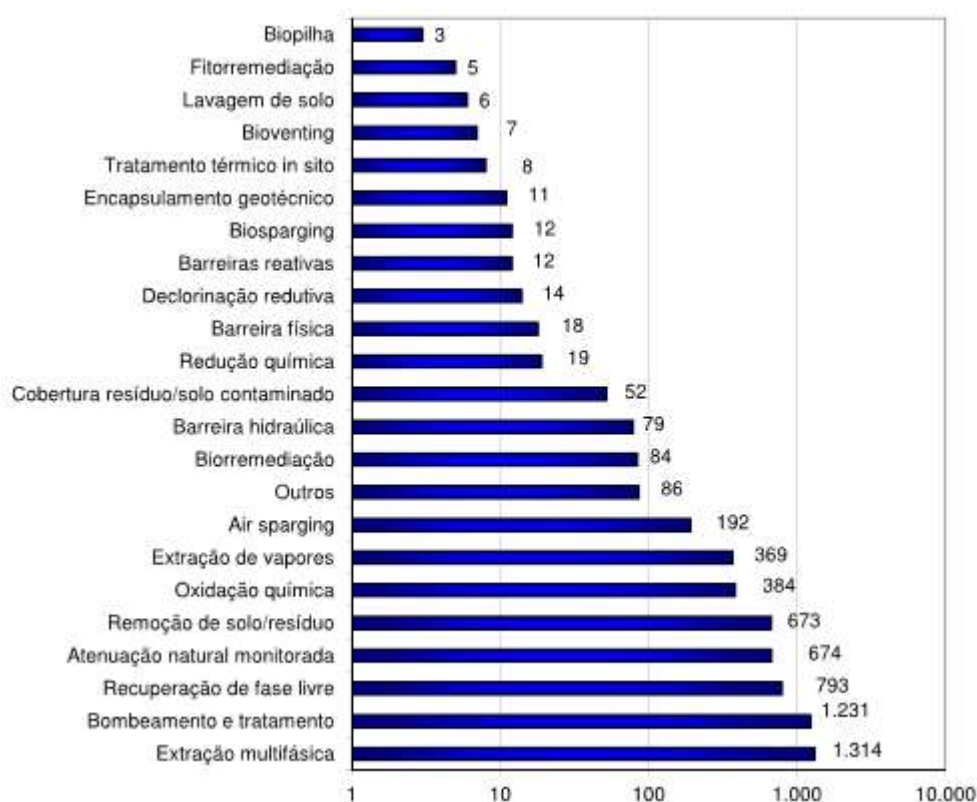
Figura 02 – Modelo esquemático de Barreira Reativa Permeável



Fonte: Powell et al. (1998).

Segundo CETESB (2020), uma das técnicas mais empregadas na remediação de solos contaminados com metais pesados consiste na remoção da camada do solo contaminado e a sua disposição em aterros industriais, sendo este método utilizado em 18% dos casos ocorridos no Estado de São Paulo até dezembro de 2020 como mostra a figura 03. Notoriamente, os custos e impactos desta metodologia envolvem somas vultosas, demandando custos e logística de transporte que podem representar a inviabilidade econômica da recuperação, tornando impeditiva a sua aplicação.

*Figura 03 – Técnicas de remediação aplicadas em São Paulo*



*Fonte: CETESB (2020).*

Outras técnicas que ainda podem ser utilizadas são o encapsulamento geotécnico, a cobertura com solo limpo e a impermeabilização da área, impedindo o acesso à água subterrânea e solos contaminados.



### 4.3 FITORREMEDIAÇÃO

Fitorremediação, segundo Chandra, Dubey e Kumar (2018), é uma expressão ampla que compreende diferentes mecanismos utilizados pelas plantas para descontaminação de solos e de águas subterrâneas. Os mecanismos de ação podem ser divididos em diferentes categorias, a saber: fitoextração, fitofiltração, fitoestabilização, fitovolatilização e fitodegradação.

A fitorremediação pode ser considerada economicamente viável em relação aos métodos tradicionais, pois permite a utilização de instrumentos e insumos simples e relativamente menos onerosos, consistindo dos mesmos utilizados na agricultura convencional. Porém, há necessidade de seleção de espécies de plantas que sejam passíveis de utilização face à sua tolerância ou capacidade de metabolizar substâncias, utilizando rotas metabólicas para a detoxificação de compostos químicos antropogênicos (NASCIMENTO *et al.*, 2021).

Segundo Miller (1996), *apud* Anselmo e Jones (2005), é bastante difícil reunir todas as características desejáveis à fitorremediação numa só planta. Assim, várias espécies podem ser usadas em um mesmo local, ao mesmo tempo, ou subsequentemente para remover mais de um contaminante.

Dentro deste contexto, a fitorremediação, com o uso de gramíneas e/ou leguminosas, pode oferecer um leque de opções para a recuperação e descontaminação de solos ou águas subterrâneas, seja pelo aporte de matéria orgânica, nitrogênio, seja pela exsudação de compostos biológicos que favorecem a microbiota e que auxiliam na transformação química dos compostos de interesse (NASCIMENTO *et al.*, 2021; ANSELMO & JONES, 2005).

Utilizando-se da energia solar, a fitorremediação limita as perturbações ao meio ambiente e reduz os custos, podendo ser utilizada no tratamento de grandes áreas contaminadas onde outras técnicas de remediação seriam economicamente inaplicáveis. Além disso, dependendo da situação, pode propiciar a produção de madeira, forrageiras ou de outros produtos vegetais que agregam algum valor econômico (ANDRADE, TAVARES & MAHLER, 2007).

Como resultado do estabelecimento de culturas vegetais, geralmente também ocorre a melhoria visual da paisagem, o que facilita a aceitação da técnica por populações vizinhas. Agrega-se a essa vantagem o fato de que cultivos vegetais de

longa duração podem criar valiosos nichos ecológicos, o que é particularmente importante em áreas industriais urbanas (ANDRADE, TAVARES & MAHLER, 2007).

Em relação à remediação por microrganismos, a fitorremediação apresenta a vantagem de ocorrer em ambientes que podem ser pouco propícios ao desenvolvimento microbiológico, ou seja, as plantas são capazes de crescer em solos cuja concentração de contaminantes inibe a colonização por microrganismos, sendo capaz de remediar vários contaminantes simultaneamente, incluindo sais, metais, pesticidas e hidrocarbonetos de petróleo. Em plantas que acumulam substâncias tóxicas, a biomassa de planta, contendo o contaminante extraído, pode ser um recurso que agrega valor. Por exemplo, a biomassa contendo Selênio (Se), um nutriente essencial, tem sido transportada para áreas deficientes em selênio e usada para complementar a alimentação animal. O Níquel (Ni) pode ser extraído das plantas hiperacumuladoras deste metal, podendo tornar atrativa economicamente a utilização das plantas, ao que se denomina de fitomineração.

Outro importante aspecto ocorre em relação à fitorremediação de compostos orgânicos que podem ser degradados a CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O. Nesse caso, o uso da tecnologia pode facilitar a degradação do contaminante, não havendo a necessidade de retirada das plantas da área contaminada (ANDRADE, TAVARES & MAHLER, 2007).

Um dos benefícios indiretos é a melhoria da qualidade do solo com o aumento de sua porosidade e consequente infiltração de água, fornecendo nutrientes, acelerando a ciclagem de nutrientes e aumentando a quantidade de carbono orgânico, o que por sua vez contribui para o desenvolvimento e biodiversificação da microbiota, incluindo os microrganismos degradadores das substâncias de interesse (ANDRADE, TAVARES & MAHLER, 2007).

Esta técnica é uma boa alternativa aos tratamentos convencionais de remoção física da camada contaminada do solo, pois é de baixo custo, podendo ser aplicada em grandes áreas, ao passo que a possibilidade de realizar o tratamento *in situ* a torna menos agressiva ao meio ambiente (OLIVEIRA *et al.*, 2007).

Ainda que o estudo e a exploração comercial de plantas fitorremediadoras estejam mais avançados nos países desenvolvidos, no Brasil essa técnica é pouco explorada por falta de capacitação técnica, desconhecimento do mercado e pelo fato de que as plantas com potencial de uso na fitoextração, a exemplo das hiperacumuladoras (plantas que absorvem grandes quantidades de metais), serem, em sua maioria, exóticas e de clima temperado e, por conseguinte, torna seu uso

restrito, tanto em relação ao clima, quanto à possibilidade de introdução de espécie que venha a se tornar invasora (ESTRELA, CHAVES & SILVA, 2018).

Segundo Yan *et al.* (2020), são muitas as estratégias utilizadas no processo de fitorremediação e, por conseguinte, têm se tornado uma tecnologia emergente e promissora no âmbito da remediação de áreas contaminadas. Por meio dessa técnica, as plantas podem remediar poluentes por meio de alguns mecanismos:

- a) Absorção direta dos contaminantes e acumulação no tecido da planta, também chamada de Fitoextração ou Fitoacumulação.
- b) Liberação no solo de substâncias bioquímicas, como enzimas que estimulem a biodegradação dos poluentes, ou Fitoestabilização.
- c) Adsorção e imobilização do contaminante no sistema radicular, chamado de Fitoadsorção.
- d) Fitovolatilização quando os contaminantes, ao ingressarem no sistema vascular dos vegetais, são expelidos sob a forma de compostos voláteis para a atmosfera.
- e) Intensificação da degradação por fungos e micróbios, localizados na interface raiz-solo, ou Rizorremediação ou Fitoestimulação.

No caso da Fitoextração a sua eficácia, como tecnologia de remediação, depende da capacidade das plantas em acumular concentrações de metais pesados, altas o suficiente para reduzir as concentrações de elementos no solo e de produção de elevada biomassa vegetal. Certas plantas, chamadas hiperacumuladoras, possuem uma capacidade natural para extrair uma quantidade excepcionalmente alta de metais do solo e translocá-los para a incorporação em seus tecidos aéreos, removendo-os do solo. A escolha de plantas que possuem a capacidade de produzir grandes quantidades de biomassa é altamente desejável, uma vez que podem acumular grandes quantidades do poluente de interesse, promovendo a sua remoção do solo com poucas colheitas (NASCIMENTO, AMARASIRIWARDENA & XING, 2005).

Não obstante, segundo Yan *et al.* (2020), o melhoramento genético de plantas pode, a curto prazo, ser empregado para melhorar a taxa de crescimento e biomassa da espécie hiperacumuladora ou ainda introduzir características de hiperacumulação

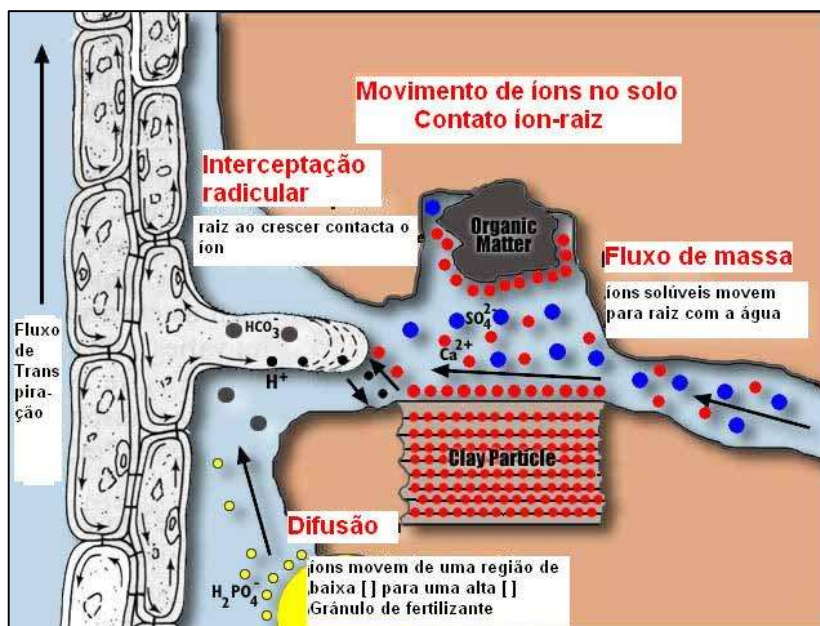
em determinadas espécies, objetivando a acumulação de vários metais simultaneamente, sendo esta atualmente, segundo Nascimento, Amarasiriwardena e Xing (2005) uma das limitações do processo de fitorremediação.

A hiperacumulação de metal é um fenômeno raro na natureza. Plantas para serem consideradas como tal devem acumular concentrações de metais ou metaloides entre centenas a milhares de vezes maior do que a maioria das outras espécies de plantas. A concentração limite que identifica o fenômeno de hiperacumulação varia com o metal considerado. Assim, plantas com mais de 1.000 mg.kg<sup>-1</sup> de Níquel (Ni), na matéria seca das folhas, são consideradas hiperacumuladoras do elemento. Para Cobalto (Co), Cromo (Cr) e Cobre (Cu) a concentração mínima é de 300 mg.kg<sup>-1</sup>, enquanto os limites de Zinco (Zn) e Manganês (Mn) são 3.000 e 10.000 mg.kg<sup>-1</sup>, respectivamente (NASCIMENTO *et al.*, 2021).

#### 4.3.1 Absorção e transporte vegetal de íons e moléculas

Os mecanismos que governam a fisiologia vegetal em relação à absorção de moléculas são definidos, principalmente, através de dois processos conhecidos como fluxo de massa e difusão como mostra a figura 04, na próxima página. O fluxo de massa pode ser definido como o movimento conjunto de partículas em resposta a um gradiente de pressão, enquanto a difusão é o movimento de partículas de uma região para outra adjacente, motivada por um gradiente de potencial químico. O movimento difusão só ocorre se o potencial químico da água, no local de origem, for maior do que o potencial químico da água no local de destino. Dessa forma, se a água se movimenta do solo para a raiz, sendo necessário que o que o potencial químico da água seja maior no solo (PAULILO, VIANA & RANDI, 2015).

Figura 04 – Rotas de absorção de água e nutrientes



Fonte: Malavolta (1980).

A absorção dos íons que estão na solução do solo, sendo elementos essenciais ou não essenciais, ocorre pelas vias simplástica e/ou apoplástica a partir do sistema radicular. No fluxo de massa a água é absorvida com os íons presentes no solo, movendo-se pelas paredes celulares e espaços intercelulares até a endoderme (rota apoplástica). Esse movimento é passivo, acompanhando os gradientes de concentração e de carga, desde a solução do solo até o interior da raiz. A penetração de solutos neste espaço é rápida e não é afetada por baixas temperaturas ou por inibidores metabólicos, sendo, portanto, inteiramente passiva e não envolvendo nenhuma membrana biológica (RONAN *et al.* 2005).

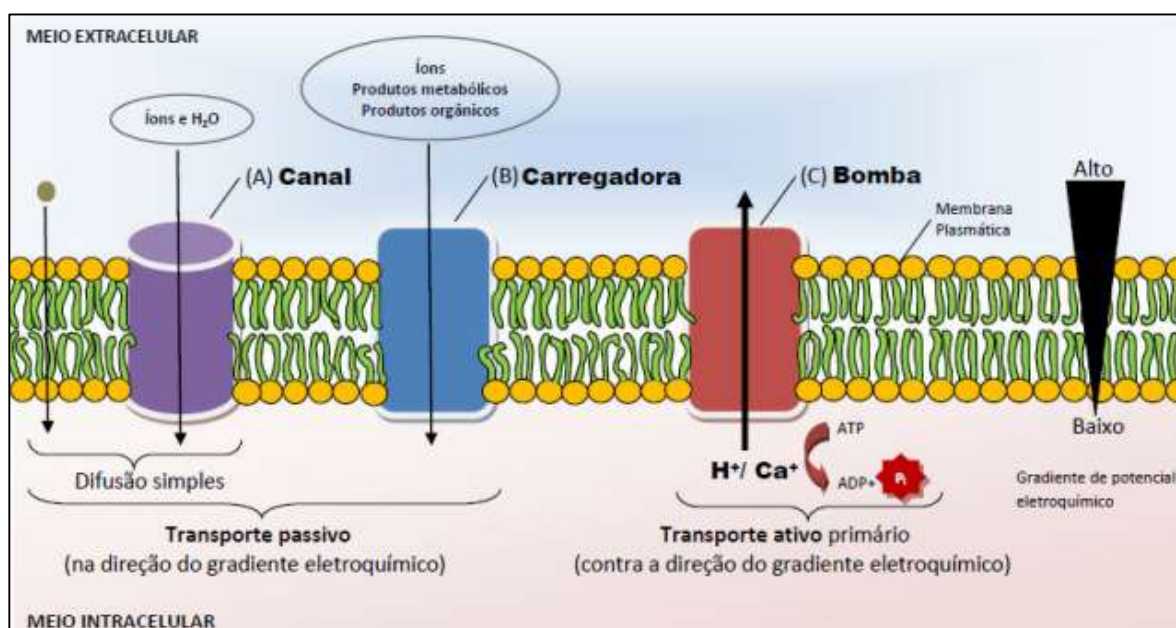
Os íons da solução do solo podem ser adsorvidos às cargas da parede celular, ou podem ser absorvidos pelo citoplasma, principalmente nas células do córtex. Uma vez no interior celular, nutrientes podem mover-se de célula a célula, até os vasos do xilema, ao longo do contínuo formado pelos protoplastos (rota simplástica) (RONAN *et al.* 2005).

Após o íon ter entrado no cilindro central, ele continua a se difundir de célula para célula e difunde-se para dentro do xilema. Uma vez no xilema, são carregados para a parte aérea pelo fluxo transpiratório. A água e os minerais absorvidos pela via apoplástica, em determinado momento, são bloqueados pela suberina existente nas paredes celulares da endoderme, as estrias de Caspary. Nesse trecho, água e sais

minerais atravessam a endoderme via membrana plasmática (rota simplástica) (RONAN *et al.* 2005).

Embora pareça relativamente simples, há mecanismos de regulação ou seletividade em relação à absorção que podem impedir a entrada de excesso de íons ou de moléculas ‘não desejáveis’, denominadas de ‘proteínas de canal’. As proteínas de canal são específicas para determinados tipos de nutrientes minerais (íons minerais). Este canal pode ser aberto pelo estímulo da diferença de potencial eletroquímico, criado pela bomba de prótons, embora outros estímulos, como luz, hormônios e alteração de pH, possam também estimular a sua abertura. Uma vez aberto o canal da proteína, há a passagem de cátions, como o  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $NH_4^+$  e  $Na^+$  do meio extracelular para o intracelular através da membrana. O meio intracelular costuma ser negativo devido ao bombeamento de  $H^+$  para fora da célula como mostra a figura 05, levando a um excesso de cargas negativas no citoplasma, as quais podem ser contrabalançadas pelas cargas positivas que entram. Assim, a passagem de moléculas pela membrana celular é afetada pelo pH da solução, afetando a solubilidade da mesma e desencadeando a absorção ativa das moléculas externas, incluindo as não seletivas (RONAN *et al.* 2005).

Figura 05 – Três classes de proteínas transportadoras de membrana: (A) canais, (B) carregadoras e (C) bomba de  $H^+$



Fonte: Coledete (2013).

#### 4.3.2 Mecanismos de tolerância

Segundo Almeida (2012), a tolerância destas plantas está associada a mecanismos bioquímicos como: produção intercelular de compostos ligantes (aminoácidos e seus derivados, ácidos orgânicos e fitoquelatinas) e alterações nas formas de compartimentalização, além de algumas alterações no metabolismo celular e na estrutura da membrana. O aumento da concentração de metais pesados no citoplasma das plantas leva à ativação da síntese de fitoquelatinas (peptídeos) que sequestra os íons metálicos, evitando concentrações críticas desses nas células.

A captação e acumulação dos metais, através de vários tipos de ligantes, são uma das estratégias que as plantas desenvolveram para lidar com os poluentes metálicos. Os dois tipos de ligantes mais estudados são as fitoquelatinas e as metalotioninas, ambos polipeptídeos, ricos em cisteína. Assim, as metalotioninas são codificadas por uma família de genes, enquanto que as fitoquelatinas são sintetizadas enzimaticamente (SANTOS *et al.*, 2011).

Segundo Susarla, Medina e McCutcheon (2002), são conhecidas espécies de plantas que se desenvolvem em solos ricos em metais pesados e podem indicar a presença desses elementos no substrato. Tais espécies, muitas vezes, ocorrem endemicamente, indicando que a presença dos metais atua como fator seletivo sobre a estrutura ecológica e genética de uma população vegetal. Por esse motivo, verifica-se nessas plantas a presença de modificações anatômicas, fisiológicas e genéticas, caracterizando as espécies conhecidas genericamente como metalófilas (metal = metal + filo = amiga).

As espécies vegetais metalófilas conseguem sobreviver em locais que contêm elevados teores de metais tóxicos, porque toleram a presença excessiva desses elementos, embora não sejam capazes de anular sua toxidez.

A tolerância é caracterizada pela capacidade relativa de absorver e translocar metais, porém sem acumulá-los. As espécies tolerantes geralmente acumulam maiores concentrações de metais pesados na raiz em relação à parte aérea (MARQUES *et al.*, 2000). Espécies desejáveis à fitorremediação devem possuir a capacidade de absorver, translocar e acumular metais em suas células, sendo então denominadas de plantas acumuladoras, porque os elementos são concentrados não apenas no sistema radicular, mas sobretudo na parte aérea da planta (NASCIMENTO *et al.*, 2021).

A existência de plantas tolerantes aos metais ainda não é completamente entendida, mas é reconhecida a participação de mecanismos como: acúmulo nos tricomas, translocação para folhas mais velhas, exsudação de substâncias contendo metais quelatados, ligações de metais às paredes celulares, alterações das estruturas de membranas e permeabilidade, restrição de transporte pela raiz para a parte aérea, alteração do metabolismo celular, produção de compostos intracelulares sequestradores de metal e ativações das bombas transportadoras de íons metálicos para os vacúolos. Além disso, em nível citoplasmático, a redução do estresse pode ocorrer pela complexação de metais com ácidos orgânicos e inorgânicos, fitoquelatinas e outros (MARQUES *et al.*, 2000).

Em solos com concentrações elevadas de metais (áreas poluídas com metais e/ou em condições experimentais), a fitoquelatina passa a funcionar como o mecanismo predominante na detoxificação, ao passo que em níveis elevados (com inibição do crescimento), os metais precipitam sob a forma de sulfetos inorgânicos. Os compostos formados no citoplasma podem então ser armazenados no vacúolo e em outros compartimentos da célula, com o objetivo de reduzir os efeitos do estresse e aumentar a resistência interna à toxidez dos metais pesados (NASCIMENTO, XING, 2006). Segundo Andrade, Tavares e Mahler (2007), as plantas são categorizadas como exclusoras, indicadoras ou acumuladoras, quando expostas a um gradiente de concentração de metais no solo. Nas exclusoras, a concentração do metal é mantida em nível constante até que a concentração crítica no solo seja alcançada. Nas indicadoras, há regulação ou absorção passiva, de forma que a concentração interna reflita a concentração externa. Nas acumuladoras, a concentração nos tecidos ocorre em níveis superiores ao da concentração no solo, o que implica numa fisiologia altamente especializada.

Segundo Moraes (2011), a exposição das plantas a um excesso de metais pesados pode intensificar a produção de espécies reativas de oxigênio (EROs), apresentando declínio na taxa fotossintética que pode ser resultante de distorções na ultraestrutura dos cloroplastos, ocasionada pela ação de radicais livres, inibição ou degradação na síntese dos pigmentos cloroplastídicos, redução da taxa de transporte de elétrons ou inibição da atividade das enzimas do ciclo de Calvin.

Conforme Santos *et al.* (2011), a geração de estresse oxidativo por metais pesados pode ser explicada pela redução na capacidade antioxidante da planta, em virtude da redução nos níveis de glutatona reduzida (GSH) para a biossíntese de

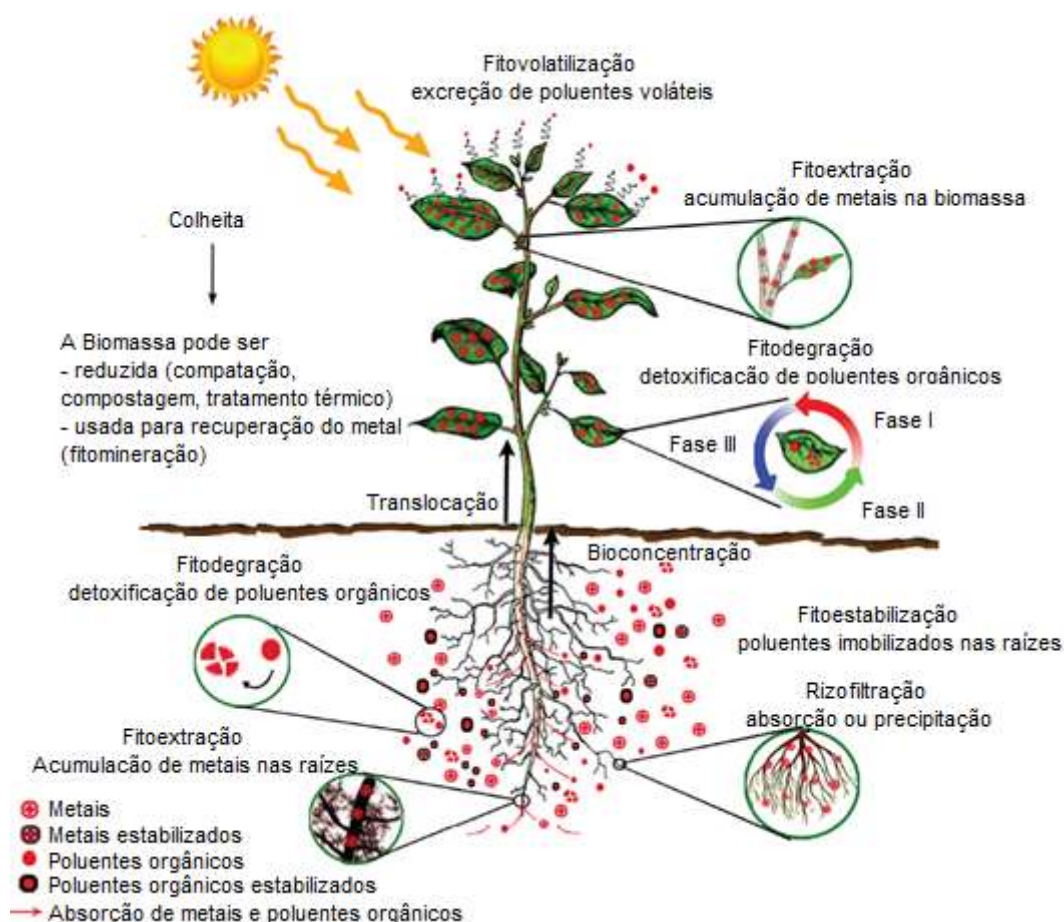


fitoquelatinas. Além de mecanismos enzimáticos e não enzimáticos de proteção contra o estresse oxidativo, outros antioxidantes estão envolvidos no processo de tolerância como: ascorbato (vitamina C), alfa-tocoferol (vitamina E) e os carotenóides, que são encontrados nas plantas em altas concentrações, sendo estes um dos mecanismos de defesa das plantas com relação à inibição da atividade fotossintética, uma vez que agem para proteger as clorofilas da destruição foto-oxidativa.

#### 4.3.3 Mecanismos na fitorremediação de metais pesados

Os principais mecanismos utilizados pelas plantas para remediação de solos em áreas contaminadas por metais podem ocorrer de forma isolada ou concomitantemente, sendo eles: a fitoextração, fitoestabilização, fitovolatilização e a fitodegradação como apresentado na figura 06.

Figura 06 – Mecanismos da fitorremediação



Fonte: Adaptado de Chandra, Dubey & Kumar (2018).

#### 4.3.3.1 Fitoextração

A fitoextração utiliza plantas para remover os metais do solo, acumulando-os nas raízes e parte aérea. É uma tecnologia de baixo custo e o seu sucesso depende do grau de contaminação do metal no solo, da capacidade das plantas em acumularem o metal na parte aérea, da disponibilidade do metal no solo para absorção vegetal (ESTRELA, CHAVES & SILVA, 2018), além da capacidade de produção de biomassa vegetal no local contaminado (MORENO *et al.*, 2005).

O processo de fitoextração pode ocorrer naturalmente através de espécies hiperacumuladoras ou através da indução de extração com o uso de agente químicos como EDTA, ácidos oxálico ou cítrico. A indução, embora promova uma absorção significativa dos metais, acarreta o perecimento do vegetal submetido a esta devido à toxicidade provocada pelo excesso de metais em seus tecidos (NASCIMENTO *et al.*, 2021).

A fitoextração, induzida ou fitoextração assistida, tem sido pesquisada, pois os mecanismos naturais de fitoextração podem apresentar limitações na extração de contaminantes devido à baixa mobilidade e baixa biodisponibilidade de alguns metais pesados no solo. Desta forma, o aumento da disponibilidade pode ser alcançado pela adição de agentes quelantes sintéticos ou orgânicos que são capazes de solubilizar e se complexar com metais pesados na solução de solo, bem como promover a translocação de metais pesados das raízes para as partes colhíveis da planta. Agentes quelantes como EDTA (ácido etilenodiaminotriacético), EGTA (ácido tetraacético), ácido cítrico, ácido oxálico ou ácido gálico, têm sido usados como extratores de solo e para manter a solubilidade de oligoelementos em soluções hidropônicas. Aumentar o acúmulo de metal em plantas de cultivo de alta produção de biomassa, sem diminuir seu rendimento, pode aumentar a eficácia da fitoextração ao mobilizar metais e aumentar o acúmulo de metal nas plantas (CHANDRA, DUBEY, KUMAR, 2018).

Segundo EPA (2000), a fitoextração possibilita remediar solos contaminados pelos metais Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn através da absorção e metabolização ou complexação de substâncias (Figura 06).

Segundo Baird (2002), certas plantas são hipermaculadoras de metais, ou seja, são capazes de absorver, através de suas raízes, níveis muito mais altos desses

contaminantes do que a média e de concentrá-los muito mais do que as plantas normais.

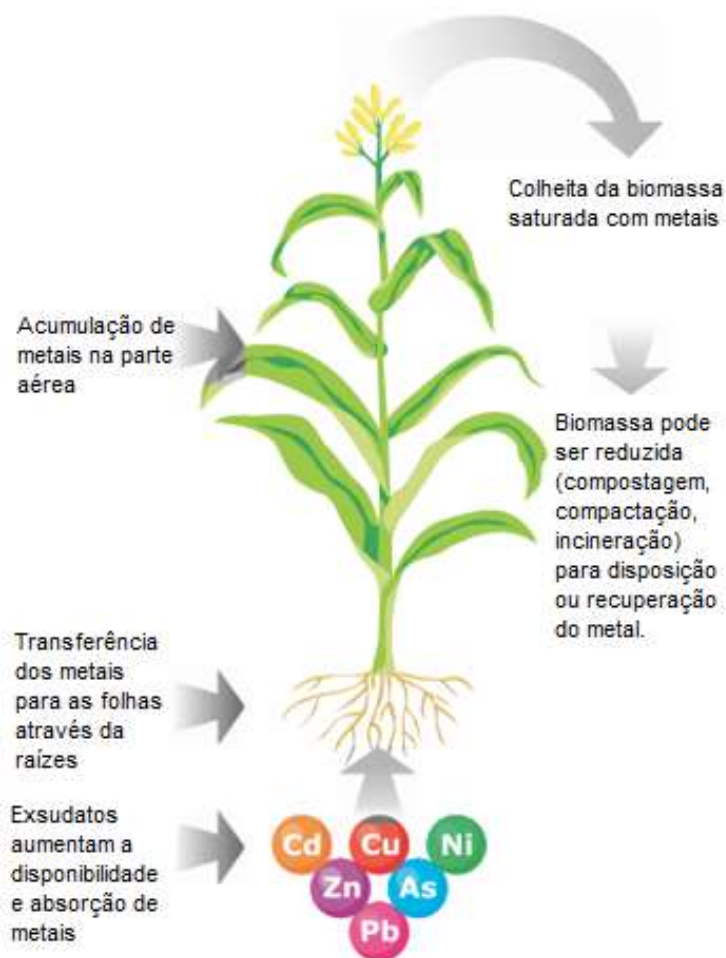
A fitoextração só é eficiente se uma massa do contaminante for removida em quantidades suficientes para reduzir a sua concentração no solo para níveis abaixo do risco aceitável. Em geral, é necessário colher as plantas antes da queda ou de sua decomposição, para que os contaminantes não retornem para o meio impactado. Ainda, depois do recolhimento dessa biomassa, ela deve ser processada por meio de processos térmicos, físicos, químicos ou biológicos para a extração dos metais adsorvidos. O destino da biomassa gerada depende da possibilidade ou não de aproveitamento desse material vegetal, o que é determinado pela espécie vegetal cultivada, sua capacidade de bioacumulação e o risco ambiental representado. Assim, o tecido vegetal pode ser incinerado, depositado em aterro ou, em caso de aproveitamento, utilizado para a produção de fibras, móveis, etc. A variabilidade dos possíveis usos está correlacionada ao número de espécies hiperacumuladoras e até o ano de 2000 eram conhecidas cerca de 400 espécies de plantas hiperacumuladoras pertencentes a 45 diferentes famílias botânicas (ANDRADE, TAVARES & MAHLER, 2007).

Muitas plantas hiperacumuladoras são naturalmente encontradas nos locais contaminados. São exemplos dessas plantas: *Alyssum murale*, *Brassica juncea* (mostarda-da-Índia), *Helianthus annuus* (girassol), *Pteris vitatta* (samambaia-chinesa), *Lippia lupulina* (Verbenaceae), *Thlaspi caerulescens* (Brassicaceae) (MARQUES, 2009; ANDRADE, TAVARES & MAHLER, 2007; NASCIMENTO *et al.*, 2021).

Oliveira *et al.* (2007) destacam *Thlaspi caerulescens*, *Haumaniastrum robertii*, *Thlaspi rotundifolium*, *Alyssum bertolonii*, *Astragalus pattersoni* como hiperacumuladoras de Cádmio, Cobalto, Chumbo, Níquel e Selênio, respectivamente.

Silva (2021) diz que, para que ocorram resultados satisfatórios, fatores como a biodisponibilidade do contaminante, produção de biomassa, sobretudo da parte aérea, que pode ser colhida ou removida, grau de contaminação do solo e a capacidade de acumulação das plantas são de fundamental importância, como mostra a figura 07, na próxima folha.

Figura 07 – Representação esquemática do processo de fitoextração



Fonte: Adaptado de Nascimento & Xing (2006).

#### 4.3.3.2 Fitoestabilização

A fitoestabilização é o processo pelo qual os contaminantes são incorporados dentro das células vegetais por enzimas específicas, incorporando-as na massa vegetal (raízes) sob a forma de compostos menos tóxicos ou elementos minerais destes a partir da transformação química dos mesmos. Para tanto, as plantas usadas devem ser capazes de tolerar altos níveis de metais e imobilizá-los através da incorporação dos mesmos à lignina da parede vegetal, precipitando-os sob formas insolúveis, sendo posteriormente aprisionados pelas mesmas (ANSELMO & JONES, 2005).

Para o tratamento de metais pela fitoestabilização, três plantas são comercializadas atualmente: *Agrostis tenuis* cv. Parys (para Cobre), *Agrostis tenuis*

cv. Coginan e *Festuca rubra* cv. Merlin (ambas para Chumbo e Zinco) (ANDRADE, TAVARES & MAHLER, 2007). É importante ressaltar que um dos fatores considerados limitantes na fitorremediação de metais pesados é a concentração do contaminante no solo e na água presente no solo. Isso porque níveis muito elevados podem causar fitotoxidez à planta, ocasionando muitas vezes sua morte.

Conforme Silva *et al.* (2017), obteve-se excelente rendimento na produção de óleo de mamona (*Ricinus communis*), restringindo a translocação de metais em solos contaminados com Pb, As, Cd e Zn em torno de uma planta de fundição de Pb, abandonada em Santo Amaro, Brasil.

#### 4.3.3.3 Fitovolatilização

É o processo pelo qual as plantas e/ou os microrganismos a elas associados ajudam a remover os poluentes do meio pela volatilização destes. A volatilização pode ocorrer pela biodegradação promovida na rizosfera por microrganismos ou após a passagem dos compostos na própria planta. No caso da absorção do poluente, este pode passar por diversos processos metabólicos internos, sendo liberado a partir da superfície das folhas. O uso da fitovolatilização deve ser avaliado com critério que depende do contaminante alvo, pois existe o risco de as plantas liberarem concentrações muito elevadas de elementos potencialmente tóxicos na atmosfera como, por exemplo, o Mercúrio (Hg) (ANDRADE, TAVARES & MAHLER, 2007). Entretanto, o selênio e o arsênio, assim como alguns compostos orgânicos, podem ser absorvidos pelas raízes, convertidos em formas não tóxicas e depois liberados na atmosfera (ANSELMO & JONES, 2005).

Moreno *et al.* (2005) demonstraram que plantios da espécie *Brassica juncea* foram capazes de extrair 25 g Hg/ha.ano através fitoextração e de 1,5 kg de Hg/ha.ano em três ciclos (colheitas) através da volatilização na rizosfera. Entretanto, há preocupação de que o mercúrio, volatilizado no processo com a utilização de plantas, possa vir a contaminar sistemas terrestres e aquáticos devido à deposição atmosférica, com potenciais efeitos de bioacumulação e biomagnificação nas cadeias tróficas.

#### 4.3.3.4 Fitodegradação

Segundo Andrade, Tavares & Mahler (2007) este mecanismo é definido pela absorção e metabolização de poluentes por plantas, sendo empregado, principalmente, na remediação de compostos orgânicos. O tricloroetileno (TCE), por exemplo, é passível de degradação em árvores do gênero *Populus*, em que o carbono é utilizado para o crescimento dos tecidos, e o cloreto é expelido pelas raízes. Sabe-se que a assimilação e degradação de metanos, etanos, propanos, butanos e pentanos é um atributo de plantas como feijão (*Phaseolus coccineus*) (DURMISHIDZE, 1977).

As plantas, de forma geral, podem produzir enzimas, tais como a desalogenase, que catalisa a degradação de compostos clorados (FLATHMAN; LANZA, 1998), e a nitrorredutase, que transforma o trinitrotolueno (TNT) em outros metabólitos (HINCHMAN *et al.*, 1998).

A absorção dos contaminantes pela planta é função de sua hidrofobicidade, solubilidade e polaridade.

Os compostos orgânicos moderadamente hidrofóbicos são mais facilmente absorvidos e transportados pelas plantas ao passo que os compostos muito solúveis (com baixa sorção) não são facilmente absorvidos pelas raízes. Os compostos hidrofóbicos (lipofílicos) podem ser encontrados na superfície das raízes ou parcionados dentro delas, mas não são transportados pela planta. As moléculas não polares com peso molecular menor que 500 serão absorvidas pela superfície das raízes, ao passo que as moléculas polares entram na raiz e são transportadas (ANDRADE, TAVARES & MAHLER, 2007).

#### 4.3.4 Vantagens

A fitorremediação é uma técnica que não se utiliza de escavações, movimentações de maquinário, injeções de substâncias ou controles exaustivos que tornam dispendiosas as operações para reabilitação de uma área contaminada. Acrescenta-se ainda que a energia necessária (solar) é gratuita, limitando significativamente as perturbações ao meio ambiente quando comparada às outras formas de remediação (ANSELMO & JONES, 2005).

Ao utilizar a capacidade natural de algumas plantas para absorver, concentrar e metabolizar elementos e compostos químicos, presentes no meio ambiente como contaminantes, a fitorremediação pode ser aplicada no tratamento de grandes áreas onde outras técnicas de remediação seriam economicamente inviáveis. Além disso, dependendo da situação, pode propiciar a produção de madeira, por exemplo (NASCIMENTO, 2021).

Nos ambientes urbanos onde a cor cinza predomina em razão das edificações, a implantação de áreas verdes melhora o visual da paisagem, o que facilita a aceitação da técnica por populações vizinhas. Agrega-se a essa vantagem o fato de que cultivos vegetais de longa duração podem criar valiosos nichos ecológicos, o que é particularmente importante em áreas industriais (MARTINS, 2015).

Em relação à remediação por microrganismos, a fitorremediação apresenta a vantagem de ocorrer em ambientes que podem ser pouco propícios ao desenvolvimento microbiológico, ou seja, as plantas são capazes de crescer em solos cuja concentração de contaminantes inibe a colonização por microrganismos.

Acresça-se ainda o fato de possibilitar a remediação de vários tipos de contaminantes simultaneamente, incluindo sais, metais, pesticidas e hidrocarbonetos de petróleo. Outro importante aspecto ocorre em relação à fitorremediação de compostos orgânicos que podem ser degradados a  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$ . Nesse caso, o uso da tecnologia pode facilitar a degradação do contaminante, não havendo a necessidade de retirada das plantas fitorremediadoras da área contaminada (ANDRADE, TAVARES & MAHLER, 2007).

Como benefícios indiretos podem ser citadas a melhoria da qualidade do solo com o aumento de sua porosidade, matéria orgânica e consequente infiltração de água, fornecendo nutrientes, acelerando a ciclagem de minerais e aumentando a quantidade de carbono orgânico. O uso de plantas em projetos de fitorremediação

também estabiliza o solo, prevenindo a ação de processos erosivos (eólico e hídrico) e a exposição direta do contaminante a humanos. Além do mais, pode-se adicionar grandes quantidades de nitrogênio atmosférico no solo, quando se utilizam, nos programas de remediação do solo, espécies que realizem simbiose eficiente com bactérias fixadoras de nitrogênio (PAULILO, VIANA & RANDI, 2015).

Como não são utilizados nenhum tipo de motor ou bomba, evita-se assim a emissão de gases como monóxido e dióxido de carbono, bem como é nula a emissão sonora (ruídos).

#### 4.3.5 Desvantagens/limitações

Embora as vantagens do uso da técnica sejam tentadoras, há que se considerar que existem desvantagens/limitações que impõe certa cautela na decisão para seu uso. Se o baixo custo é uma vantagem, o tempo para que se observem os resultados pode ser uma desvantagem, pois depende do ciclo vital da planta, podendo apresentar-se longo para a viabilização do uso pretendido para a área. Além disso, a concentração do poluente e a presença de outras toxinas devem estar dentro dos limites de tolerância das plantas. Se o teor do poluente elevar-se acima do nível de tolerância da espécie vegetal, ocorrerá fitotoxicidade e, conseqüentemente, haverá limitação ao desenvolvimento ou mesmo a morte das plantas. Nessas situações, a aplicação da tecnologia é impossibilitada ou fica restrita ao uso de espécies vegetais específicas ou, ainda, exigirá a avaliação de outras tecnologias para a remediação da área destinadas (MEDEIROS, 2015).

A ocorrência de eventos inesperados como fogo, geadas, enchentes ou outros tipos de acontecimentos naturais ou antrópicos também se apresentam como limitantes ao uso da técnica.

Outro aspecto relevante a ser considerado diz respeito à profundidade da contaminação ou à possibilidade de migração dos contaminantes. Ou seja, a fitorremediação limita-se à área de exploração radicular das plantas que pode variar de alguns poucos centímetros até metros caso do uso de *Chrysopogon zizanioides* (capim vetiver) ou de espécimes arbóreos.

Com relação ao tempo de estabelecimento da cultura, espécies de monocotiledôneas (gramíneas) ou dicotiledôneas podem variar de meses até anos,



interferindo negativamente no processo em relação ao tempo necessário para a remediação.

Outra limitação é que o processo de fitorremediação de metais pesados pode favorecer a transferência destes elementos na cadeia alimentar com a consequente bioacumulação nos organismos, podendo resultar em toxicidade e riscos ecológicos. Não obstante, a utilização de compostos para solubilizar metais pesados, técnica da fitoextração induzida, pode ocasionar a lixiviação indesejada destes metais para as águas subterrâneas, causando efeito contrário ao desejado que é a contaminação de aquíferos.

Outro importante fator que deve ser avaliado em um projeto de fitorremediação é a necessidade futura de disposição final da massa vegetal produzida ao longo do projeto. Nesse sentido, é preciso considerar que, em decorrência do crescimento da vegetação, também ocorre o aumento da massa de material envolvida na remediação do solo. Dependendo do processo de fitorremediação adotado, devem ser removidas diferentes quantidades de biomassa do sistema. Em todos os sistemas de fitorremediação, alguma biomassa tal como plantas mortas, folhas e galhos caídos, devem ser ocasionalmente removidas para manter a boa operação do processo (NASCIMENTO *et al.*, 2021).

Não obstante, a possibilidade do consumo da vegetação contaminada não deve ser negligenciada. A acumulação em frutas e sementes geralmente não é significativa, mas, pela possibilidade de consumo direto por seres vivos e a maior dinâmica de degradação, o acúmulo do poluente em sementes, frutos e folhas provoca maior exposição do que o acúmulo em hastes e raízes (NASCIMENTO *et al.*, 2021).

Fatores como disponibilidade de nutrientes no solo, umidade, pH, grau de compactação do solo e granulometria devem ser considerados ou corrigidos, quando possível, antes e durante utilização da técnica, sob pena de obter-se resultado negativo para a recuperação da área contaminada. Além disso, a ausência de elementos minerais, água e pH adequados são limitantes ao desenvolvimento vegetativo.

Por fim, há sempre que se levar em consideração a potencialidade das espécies vegetais adotadas tornarem-se competidoras com as espécies nativas e o grau de facilidade de sua eliminação, uma vez que determinadas espécies podem ocasionar prejuízos à flora e economias locais. Veja-se, por exemplo, o caso da

espécie *Eragrotis plana* (Capim-annoni) que tornou-se espécie invasora no Rio Grande do Sul.

Na tabela 03 a seguir são apresentadas de forma resumida as vantagens e desvantagens do processo de fitorremediação.

*Tabela 03 – Vantagens e desvantagens da fitorremediação de solos com metais pesados.*

VANTAGENS	DESVANTAGENS
Não utiliza escavações ou movimentações de solos, com necessidade de logística	Necessitam de maior tempo para a descontaminação
Utiliza energia solar	A concentração dos poluentes deve estar dentro dos limites de tolerância das plantas
Não necessita de injeção de compostos químicos	Ocorrência de eventos como fogo, secas, geadas, enchentes podem restringir o seu uso
Pode ser aplicada em grandes áreas	Os contaminantes devem estar em profundidade adequada para sua absorção pelo sistema radicular
Melhora o aspecto visual da paisagem	
Podem criar nichos ecológicos para a fauna	Pode favorecer bioacumulação em organismos consumidores secundários
Pode ser aplicada em ambientes não favoráveis aos microrganismos	Necessita de disposição final das estruturas (folhas, caules e raízes)
Pode ser aplicada para diversos tipos de contaminantes (orgânicos ou inorgânicos)	
Promove a melhoria da qualidade do solo, como: porosidade, teor de carbono	Nutrientes e fatores como pH, umidade, grau de compactação do solo devem ser corrigidos previamente
Promove a ciclagem de nutrientes	
Estabiliza o solo evitando processos erosivos	Plantas exóticas podem tornar-se invasoras competindo com a flora local
Não emitem emissões gasosas ou sonoras	

#### 4.4 PLANTAS COM POTENCIAL UTILIZAÇÃO NA FITORREMEDIÇÃO

O uso sistematizado de vegetais para remediar solos contaminados é relativamente recente e vem sendo estudado no Brasil nestas duas últimas décadas.

Segundo Nascimento *et al.* (2021), as plantas para serem consideradas como hiperacumuladoras naturais necessitam satisfazer requisitos de acumulação sem serem induzidas, ou seja, naturalmente. Assim, plantas que absorvam quantidades maiores que 100 µg/g de Cd, 300 µg/g de Co ou Cu, 1000 µg/g de Ni ou As, 3000 µg/g de Zn ou 10000 µg/g de Mn podem ser consideradas como hiperacumuladoras destes metais e geralmente ocorrem para um elemento específico (NASCIMENTO *et al.*, 2021).

Conforme Silva (2015) e Mellem (2008), mais de 450 espécies já foram identificadas como hiperacumuladoras de metais pesados (Zn, Ni, Mn, Cu, Co e Cd), metalóides (As) e não-metais (Se). Na Tabela 04, na próxima página, são apresentados exemplos de plantas utilizadas em fitorremediação.

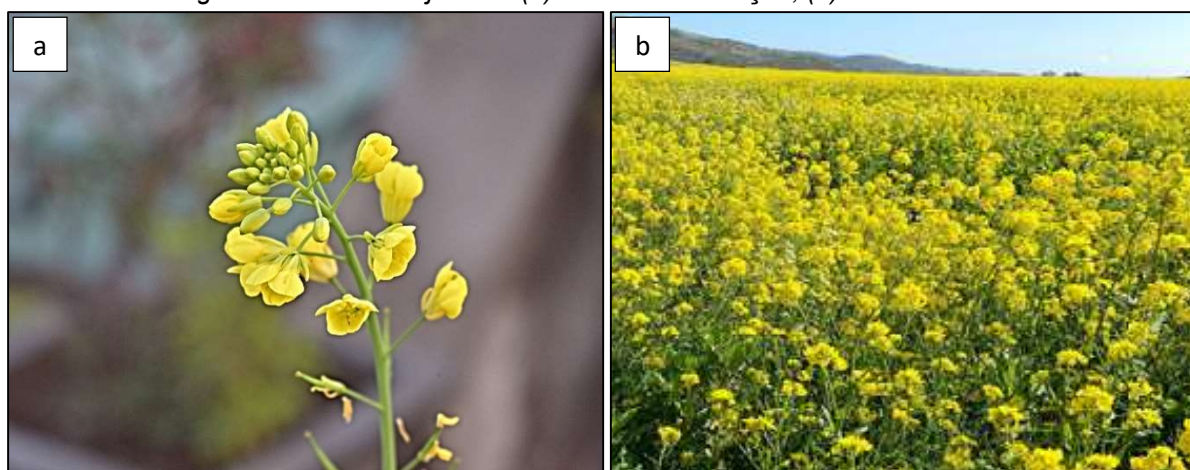
*Tabela 04 – Plantas empregadas na fitorremediação*

Nome científico	Contaminante indicado
<i>Alyssum murale</i>	Ni
<i>Astragalus racemosus</i>	Se
<i>Brachiaria decumbens</i>	HCH (Hexaclorociclohexano)
<i>Brassica juncea</i>	U, Zn, Cd
<i>Brassica napus</i>	Zn, Cd
<i>Canavalia ensiformis</i>	Pb
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Cu, Cr, Fe, Mn, Cd, Pb
<i>Festuca rubra</i>	Zn
<i>Helianthus annuus</i>	Cu, Cr, Cd, Pb, Ni, Zn, U
<i>Hydrocotyle umbellata</i>	Pb, Cu, Cd, Fe, Hg
<i>Hygrophysa aristata</i>	Cu, Cr, Fe, Mn, Cd, Pb
<i>Leucacena leucocephala</i>	TCE
<i>Lippia lupulina</i>	Ni
<i>Medicago sativa</i>	TPH, PAHs, PCBs
<i>Pteris vittata</i>	As
<i>Ricinus communis</i>	TPH, PAHs, PCBs
<i>Sedum alfredii</i>	Cd, Pb
<i>Schinus terebinthifolia</i>	HCH (Hexaclorociclohexano)
<i>Spyrodela polyrrhiza</i>	Cu, Cr, Fe, Mn, Cd, Pb
<i>Thlaspi caerulescens</i>	Zn, Cd, Ni
<i>Chrysopogon zizanioides</i>	Cd, Pb, Ni, Zn
<i>Zea mays</i>	Pb

Fonte: Silva (2015) & Mellen (2008).

Conforme Nascimento (2006), os ácidos gálico e cítrico foram capazes de induzir a remoção de Cd, Zn, Cu e Ni do solo sem aumentar o risco de lixiviação em cultivos de mostarda indiana (*Brassica juncea*), conforme figura 08, na próxima página. E, segundo este, o uso de compostos naturais como baixo peso molecular, como é o caso do ácido cítrico e gálico, que são facilmente biodegradáveis, são mais aceitáveis em relação ao uso de quelatos sintéticos na tecnologia de fitoextração.

Figura 08 – *Brassica juncea*. (a) Detalhe da floração, (b) Vista do cultivo

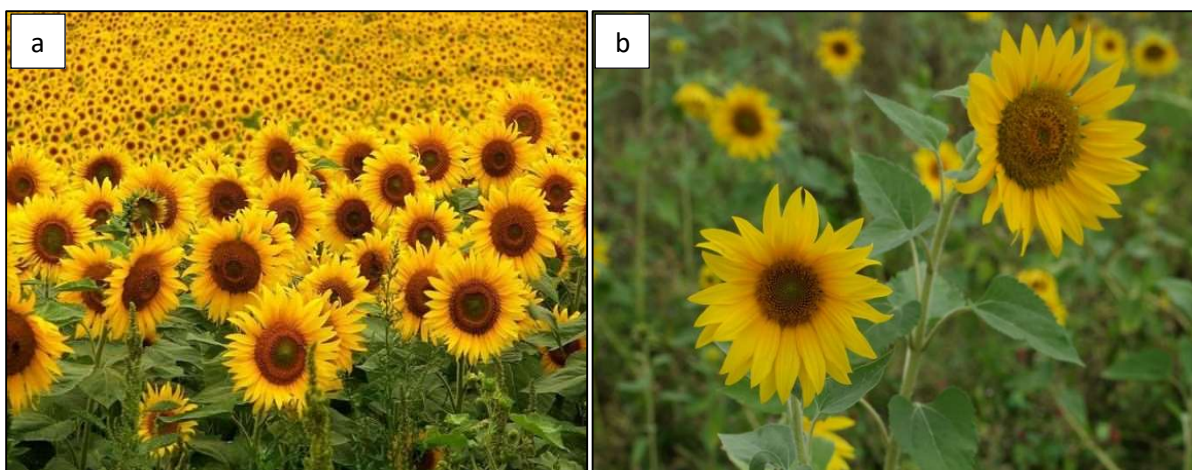


Fonte: Pixabay License (2021).

Pereira (2005) estudou o potencial fitorremediador das culturas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*), girassol (*Helianthus annuus*), como mostra a figura 09, e milho (*Zea mays*), e a figura 10, apresentada na próxima folha, por Pb (0, 100, 200, 350, 1.200 e 2.400 mg.kg<sup>-1</sup>) na presença e ausência do EDTA (0,0 e 0,5 g.kg<sup>-1</sup>) em casa de vegetação e observou que a concentração do Pb na parte aérea do girassol na ausência do EDTA máxima foi de 99,6 mg.kg<sup>-1</sup>.



Figura 09 – *Helianthus annuus*. (a) Vista do cultivo, (b) Detalhe da floração.

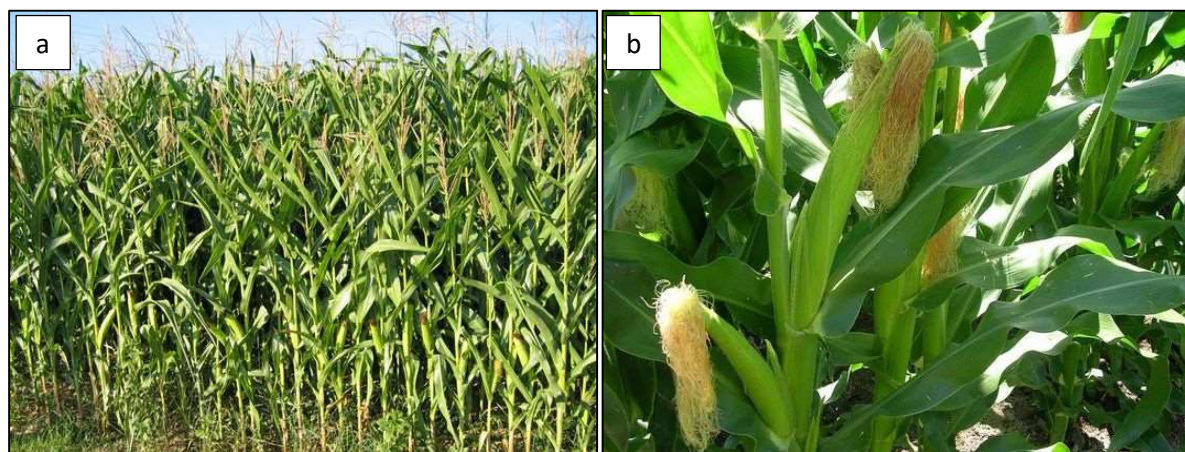


Fonte: Pinterest (2021).

Por outro lado, na presença do quelante, houve uma tendência crescente na concentração de Pb na parte aérea até a dose de  $1.200 \text{ mg.kg}^{-1}$ , concentrando  $1.634 \text{ mg.kg}^{-1}$  de Pb.

Dentre as espécies testadas por Pereira (2005), o milho (*Zea mays*) (Figura 10) foi a única cuja aplicação de EDTA não afetou o teor de Pb, pois os seus teores na parte aérea foram próximos a  $1.600 \text{ mg.kg}^{-1}$  para a dose de  $2.400 \text{ mg.kg}^{-1}$ , independentemente da presença de EDTA.

Figura 10 – *Zea mays*



Fonte: Pinterest (2021).

Estudo de campo desenvolvido por Freitas *et al.* (2012), com relação ao processo de fitoextração induzida, foi realizado para avaliar o desempenho de milho (*Zea mays*) e vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) na fitoextração de chumbo (Pb) de

solo contaminado por atividades de reciclagem de baterias. As espécies foram plantadas em diferentes espaçamentos entre linhas (0,80; 0,65 e 0,50 m). O ácido cítrico ( $40 \text{ mmol.kg}^{-1}$ ) foi aplicado em cada parcela experimental no 61º dia de cultivo, a fim de solubilizar o Pb e auxiliar a fitoextração. Os resultados mostraram que o agente quelante promoveu um aumento de 14 vezes a concentração de Pb na parte aérea do milho em comparação ao controle que acumulou apenas  $111 \text{ mg.kg}^{-1}$  do metal. O ácido cítrico induziu uma concentração de Pb nos brotos de vetiver que foi 7,2-6,7 vezes maior do que o controle nos espaçamentos de 0,65 e 0,50 m, respectivamente. O uso de ácido cítrico aumentou substancialmente a captação e translocação de Pb para a parte aérea, independentemente do espaçamento das plantas. Tavares e Oliveira (2012) constataram que o milho (*Zea mays*) é bom acumulador de Pb, obtendo em experimentos a concentração do  $\text{Pb}^{2+}$  de  $150,33 \text{ mg Pb.kg}^{-1}$  na massa seca da parte aérea e no tratamento com aplicação do quelante EDTA na dose mais alta (1.600 mg) de  $774,50 \text{ mg Pb.kg}^{-1}$  na massa seca das raízes.

Tavares e Oliveira (2012) demonstraram, a partir de estudo em casa de vegetação, o potencial do capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) (Figura 11), submetido à contaminação artificial por quatro metais pesados distintos ( $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  e  $\text{Zn}^{2+}$ ), em diferentes níveis de concentração. Segundo os autores o capim vetiver foi confirmado como uma planta fitoextratora de metais pesados, pois tanto na parte aérea, quanto nas raízes concentrou mais de  $10.000 \text{ mg.kg}^{-1}$  de Zn. Entretanto, as suas produções de biomassa (tanto da parte aérea como das raízes) foram altamente prejudicadas pelo efeito fitotóxico do mesmo. As concentrações de Níquel na parte aérea do vetiver alcançaram concentrações de mais de  $180 \text{ mg.kg}^{-1}$  com a aplicação do EDTA, enquanto no sistema radicular houve concentração de  $420 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Em relação ao Cádmio as concentrações na parte aérea foram de  $205 \text{ mg.kg}^{-1}$  e no sistema radicular de  $170 \text{ mg.kg}^{-1}$ . A concentração do Chumbo na massa seca da parte aérea foi de  $150,33 \text{ mg.kg}^{-1}$  e com o uso do quelante elevou-se para  $774,50 \text{ mg.kg}^{-1}$  na massa seca das raízes.

Figura 11 – *Chrysopogon zizanioides*. (a) Imagem da planta, (b) Vista do sistema radicular.

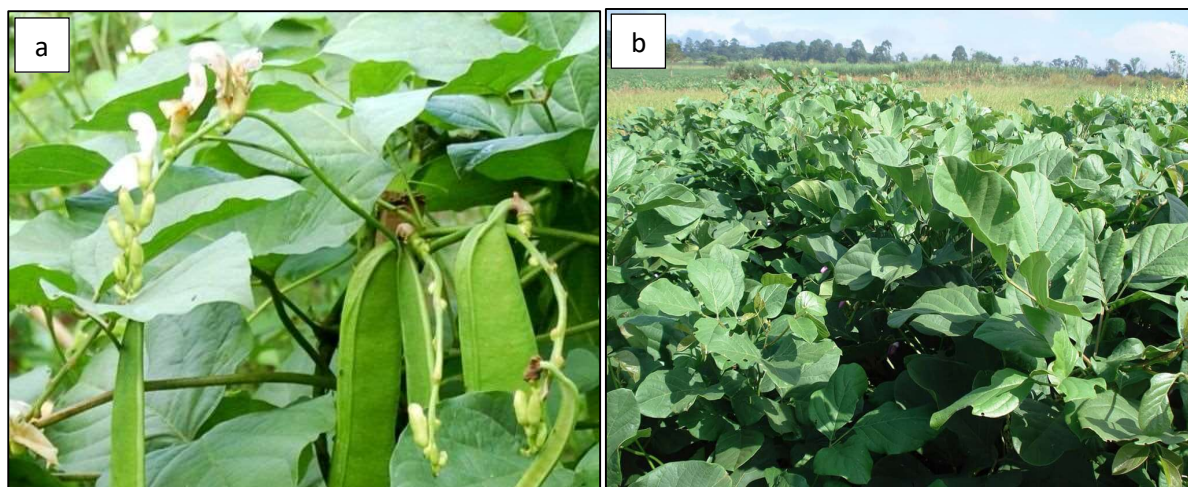


Fonte: Pixabay License (2021).

Pereira (2005) constatou que o feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*) (Figura 12, na próxima página)) absorveu em sua parte aérea  $121,5 \text{ mg.kg}^{-1}$  de Pb sem o quelante EDTA. Na presença deste a concentração máxima obtida foi de  $866 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Almeida (2007), estudando a potencialidade do uso do feijão-de-porco na presença de doses crescentes de Pb (0, 250, 500 e  $1000 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) em casa-de-vegetação, constatou que o desenvolvimento das plantas não foi inibido e que as plantas não apresentaram sintomas de fitotoxicidade. Porém, na maior dose de Pb ( $1000 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) as plantas não apresentaram produção de nódulos radiculares. Observou, ainda, que essa espécie apresentou baixos índices de transporte de Pb para a parte aérea, atingindo um máximo de 10% e concluiu que as plantas de feijão-de-porco têm potencial para a fitoextração de Pb, atingindo  $400 \text{ mg.kg}^{-1}$  de Pb nas raízes.



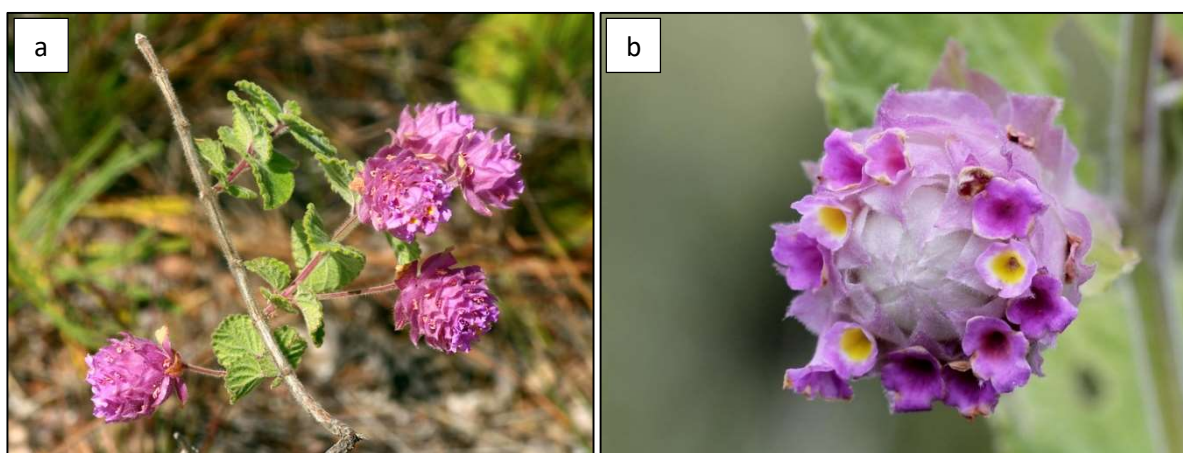
Figura 12 – *Canavalia ensiformis*. (a) Vista da floração; (b) Imagem da planta.



Fonte: Pinterest e <https://agro20.com.br/feijao-porco/>

Segundo Nascimento (2021), a *Lippia lupulina* (Figura 13) é capaz de absorver mais de  $1000 \text{ mg.kg}^{-1}$  de Ni na parte aérea.

Figura 13 – *Lippia lupulina*. (a) Vista da planta; (b) Detalhe da floração.

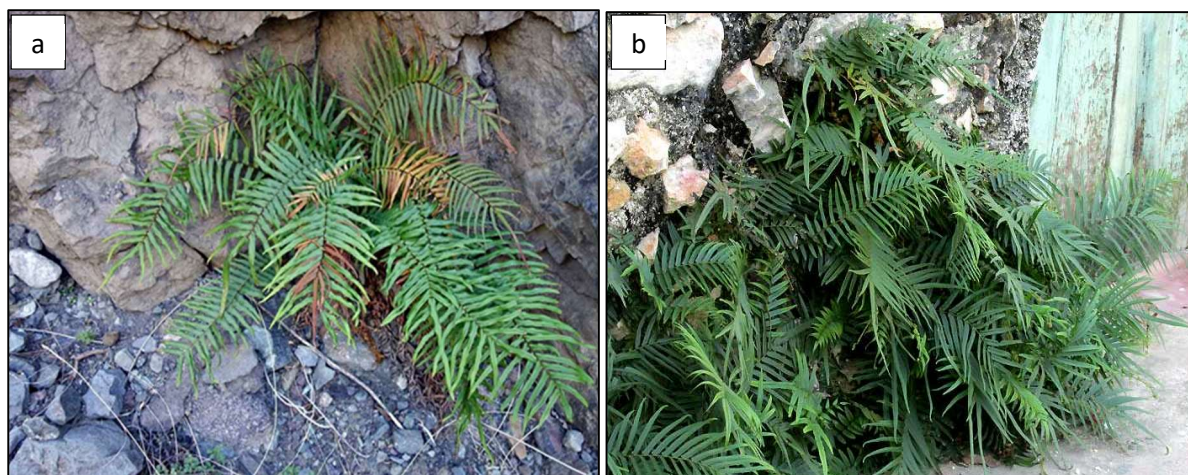


Fonte: Flickr (2021).

*Pteris vittata* (Figura 14), descoberta no ano 2000, é uma hiperacumuladora de Arsênio (As), chegando a absorver até  $23.000 \text{ mg As.kg}^{-1}$  da planta (NASCIMENTO, 2021) e vem sendo utilizada comercialmente, principalmente nos Estados Unidos para descontaminação de solos com este elemento. Segundo Marrugo *et al.* (2015), a espécie é também capaz de acumular os metais pesados altamente tóxicos como Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cromo (Cr), Cobalto (Co), Prata (Ag) e Mercúrio (Hg).



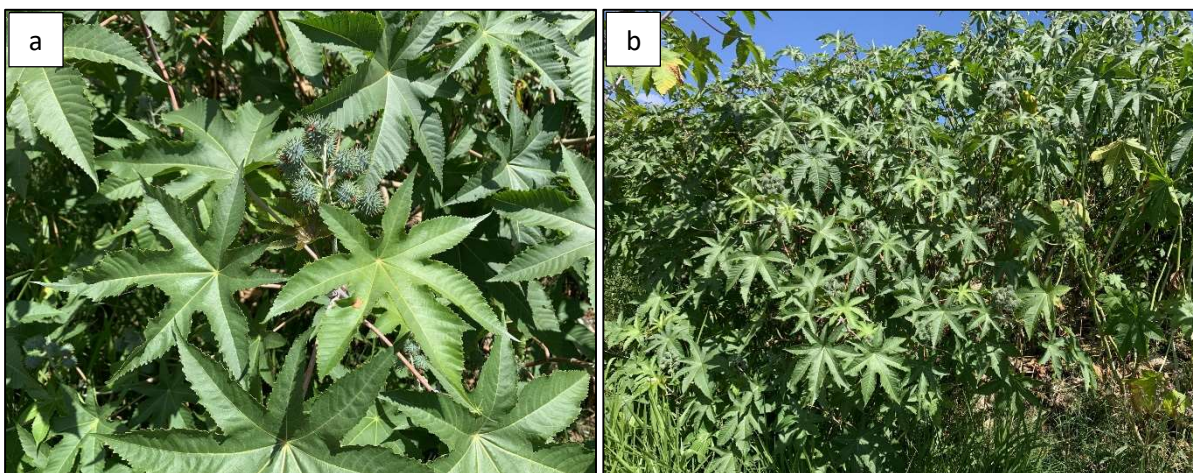
Figura 14 – *Pteris vittata*. (a, b) Vistas gerais da planta.



Fonte: <https://fernsofmacaronesia.org.uk/home/fern-list/pteridaceae/pteris-vittata/>  
<https://www.backyardnature.net/yucatan/pteris.htm>

Segundo Santos *et al.* (2012), a mamona (*Ricinus communis*) (Figura 15, na próxima página) é hiperacumuladora de Pb. Romeiro *et al.* (2006) verificaram que, mesmo apresentando redução no crescimento, as mamoneiras foram capazes de acumular, em condições hidropônicas, valores até  $24.610 \text{ mg.kg}^{-1}$  de Pb, especialmente nas raízes, demonstrando alta capacidade de absorção e acúmulo neste órgão. A mamona é uma das plantas que pode ser utilizada para obtenção de óleos não comestíveis, aliando a geração de renda a agricultura com a fitorremediação de metais pesados.

Figura 15 – *Ricinus communis*. (a) Detalhe do fruto, (b) Vista geral da planta.



Fonte: autor (2021).

## 5 CONCLUSÃO

A fitorremediação mostra-se como um avanço da tecnologia para o tratamento de solos contaminados por metais pesados de origem antropogênica. As técnicas tradicionais, embora frequentemente na remediação de áreas contaminadas ensejam atividades como escavações, remoções de solo, injeção de produtos, etc., que causam efeitos desagradáveis, demandando ainda custos com energia externa para a consecução dos objetivos, o que as tornam ‘agressivas’ do ponto de vista ambiental.

Em contrapartida, a fitorremediação ao utilizar-se de plantas para a remoção dos contaminantes apresenta um efeito estético bastante aprazível, sendo capaz de remover, além dos metais, outros tipos de contaminantes tais como: sais, pesticidas, organoclorados e hidrocarbonetos de petróleo. O uso de plantas em projetos de fitorremediação estabiliza o solo, prevenindo a ação de processos erosivos (eólico e hídrico) e melhora os atributos físicos e químicos do solo através do aumento de sua porosidade, da matéria orgânica, propiciando, conseqüentemente, infiltração de água e aporte de carbono orgânico.

Entretanto, vários fatores tornam a fitorremediação limitante ao seu uso, tais como: concentrações fitotóxicas do contaminante, lençol freático próximo da superfície do solo, a profundidade da massa de contaminante, o tempo necessário para o estabelecimento das culturas e a possibilidade de serem objeto de ingestão por animais ou seres humanos constituem-se nos principais fatores a serem considerados no uso da tecnologia. Outra questão que merece atenção diz respeito à disposição dos materiais vegetais pós-colheita, os quais necessitam um destino adequado de modo que não ocorram contaminações em áreas externas.

A utilização da técnica de fitoextração induzida, quando aplicada indevidamente, pode ainda ocasionar a lixiviação do contaminante alvo para as águas subterrâneas através da sua solubilização, o que pode promover a contaminação de aquíferos.

Importante ainda a ponderação de que o uso de plantas alóctenes deve ser efetuada com critérios rigorosos para que a espécie não venha a se tornar planta invasora em ecossistemas naturais, podendo assim causar prejuízos, talvez, maiores que a própria contaminação que se deseja remediar.

Apesar de existirem limitações, os benefícios apresentados pela fitorremediação a torna uma técnica promissora e, por conseguinte, tem sido alvo de pesquisas e aplicações em diversos países. Diante das informações trazidas no contexto deste estudo, é inegável que a fitorremediação se destaca como uma importante técnica com potencial de ser utilizada na remediação/recuperação de áreas contaminadas, principalmente a fitoestabilização e a fitoextração. No entanto, existe uma carência de resultados, em nível nacional e internacional, que comprovem a eficiência da fitoextração na remoção de metais pesados de solos contaminado.

Ainda que atualmente sejam conhecidas poucas espécies hiperacumuladoras que produzam biomassa em quantidades adequadas à aplicação da técnica no cenário nacional, o avanço tecnológico poderá permitir, em um futuro não muito distante, com o melhoramento genético ou inserção de genes específicos, o desenvolvimento de plantas com maior potencial de hiperacumulação de metais pesados e com elevada produção de biomassa, resultando em maior eficiência e eficácia na aplicação da técnica.

Não obstante, a utilização de plantas que possam produzir bens como óleos combustíveis ou mesmo madeira para construção civil, coadunados com a recuperação ambiental de áreas contaminadas com metais pesados, apresenta um grande diferencial que torna o uso da técnica bastante interessante quando as áreas a serem tratadas são relativamente extensas ou mesmo quando o processo de fitorremediação pode ocupar período temporal de maior amplitude.

## REFERÊNCIAS

- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. **Contaminação química e biorremediação do solo**. In: Tópicos em Ciência do Solo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa (MG), v. 1, 2000.
- ALMEIDA, R. F. **Plantas acumuladoras de metais pesados no solo – uma revisão. Universidade Federal de Uberlândia**. Revista de Biotecnologia & Ciência, v. 2, n. 1, 2012, pp. 28-46. Disponível em: [377-Texto do artigo-3155-1-10-20121217.pdf](https://www.scielo.br/j/brag/a/4LZmS5nqWW9ChJk44x8YNTf/?lang=pt). Acesso em: 09 out. 2021.
- ALMEIDA, E. L. **Desenvolvimento de feijão-de-porco [Canavalia ensiformis (L.) D.C.] na presença de chumbo**. Dissertação de Mestrado - Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, SP. 2007. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/brag/a/4LZmS5nqWW9ChJk44x8YNTf/?lang=pt>. Acesso em: 13 nov. 2021.
- ALLEONI, L. R. F.; IGLESIAS, C. S. M.; MELLO, S. de C.; CAMARGO, O. A. de, CASAGRANDE, J. C.; LAVORENTI, N. A. (2008). **Atributos do solo relacionados à adsorção de cádmio e cobre em solos tropicais**. Acta Scientiarum. Agronomy, 27(4), 729-737. Disponível em: <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v27i4.1348>. Acesso em: 30 out. 2021
- ANDRADE, J. C. M; TAVARES, S. R. L.; MAHLER, C.F. **Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental**. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2007. 178p.
- ANSELMO, A. L. F; JONES, C. M (2005). **Fitorremediação de solos contaminados – O estado da arte**. In: XXV ENCONTRO NACIONAL DE ENG. DE PRODUÇÃO, 2005, Porto Alegre/RS. Anais [...] Porto Alegre: ABREPO, 2005. p. 5273-5280. Disponível em: [http://www.abepro.org.br/biblioteca/ENEGEP2005\\_Enegep1005\\_0558.pdf](http://www.abepro.org.br/biblioteca/ENEGEP2005_Enegep1005_0558.pdf). Acesso em: 30 out. 2021.
- ARAUJO, B. S. **Fitorremediação: tolerância e metabolismo de compostos xenobióticos por raízes de Daucus carota, transformadas pela Agrobacterium rhizogenes**. 2000. Dissertação (Mestrado em Química e Biotecnologia) – Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal de Alagoas, Maceió.
- BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2. Ed. São Paulo. SP. 2002
- BORGES, R. C. **Aplicação de resíduo URA na Remediação Química de Solos Contaminados por Cd, Pb e Zn**. 2007. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Agronomia Ciência do Solo, Seropédica, Rio de Janeiro.
- BROOKS, Robert R. *et al.* **Phytoremediation by volatilisation. Plants that hyper accumulate heavy metals: their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining**. Wallingford/ Inglaterra: CAB International, 1998. 380p. Acesso em: 30 out. 2021.



CASTILHOS, D. D., VIDOR C. & TEDESCO M. J. **Redução química e biológica do cromo hexavalente aplicado ao solo**. Porto Alegre, RS, 2001. Disponível em <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/rZGfdQDxzvJQHmWJbWpKdPw/?lang=pt&format=pdf>. Acesso em 30 out. 2021

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução RE nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. – Data da legislação: 28/12/2009 - Publicação DOU nº 249, de 30/12/2009, p. 81-84 - **Alterada pela Resolução CONAMA nº 460/2013 (altera o prazo do art. 8º, e acrescenta novo parágrafo)**. Brasília, DF: CONAMA, Disponível em: [CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente \(mma.gov.br\)](http://mma.gov.br). Acesso em: 30 out 2021

COSTA, N. B. D., **Merúrio em materiais de aterros e sedimentos na parte urbanizada da beira do Saco da Mangueira (Rio Grande do Sul, RS)**. Dissertação (Mestrado em Oceanografia, Física, Química e Geológica) – Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Física, Química e Geológica. Fundação Universidade Federal do Rio Grande. Rio Grande/RS. 2007. Disponível em: [http://repositorio.furg.br/bitstream/handle/1/3565/2007\\_nadja\\_berenice.pdf?sequencia=1](http://repositorio.furg.br/bitstream/handle/1/3565/2007_nadja_berenice.pdf?sequencia=1). Acesso em 16 out. 2021.

CHANDRA, Ram; DUBEY, N. K.; KUMAR, V. **Phytoremediation of environmental pollutants**. 1.ed. Estados Unidos: CRC Press, 2018. 524p. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/321463145\\_Phytoremediation\\_of\\_Environmental\\_Pollutants](https://www.researchgate.net/publication/321463145_Phytoremediation_of_Environmental_Pollutants). Acesso em: 02 nov. 2021.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Áreas Contaminadas e Reabilitadas no Estado de São Paulo 2020**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2021/03/TEXTO-EXPLICATIVO-2020.pdf>. Acesso em 02 nov. 2021.

COLODETE, C. M. **Fluxo molecular e iônico das proteínas de transporte em Membranas**. Revista Perspectiva online: bio & saúde, 11 (3), 43-52, Campo dos Goytacazes, RJ, 2013. Disponível em: [https://ojs3.perspectivasonline.com.br/biologicas\\_e\\_saude/article/view/11/9](https://ojs3.perspectivasonline.com.br/biologicas_e_saude/article/view/11/9). Acesso em: 16 out. 2021.

DURMISHIDZE, S. V. **Metabolism of certain air-polluting organic compounds in plants (review)**. Applied Biochemistry Microbiology, v. 13, n. 6, p. 646-653, 1977. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/600919/>. Acesso em: 02 mar. 2022

DZANTOR, K. E. **Phytoremediation: plant-based strategies for cleaning up contaminated soils: organic contaminants**. College Park: University of Maryland, 2000. Disponível em: <http://www.agnr.umd.edu/MCE/Publications/Publication.cfm?ID=82&cat=13>. Acesso em: 02 nov. 2021.

EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Indoor air pollution: an introduction for health professionals**. 1994. Publication n. 1994-523-217/81322. Disponível em: <http://www.epa.gov/iaq/pubs/hpguide.html>. Acesso em: 30 out. 2021.

EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Introduction to phytoremediation**. Cincinnati, Ohio, 2000. Disponível em: [https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=63433](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=63433). Acesso em: 30 out. 2021.

ESTRELA, M. A; CHAVES, L. H. G.; SILVA, L. N. **Fitorremediação como solução para solos contaminados por metais pesados**. Revista Ceuma Perspectivas, v. 31, 2018. ISSN Eletrônico 2525-5576. Disponível em: <http://www.ceuma.br/portalderevistas/index.php/RCCP/article/view/191/221>. Acesso em: 20 nov. 2021.

FLATHMAN, P. E.; LANZA, G. R. **Phytoremediation: current views on an emerging green technology**. J. Soil Contam., v. 7, p. 415-432. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10588339891334438>. Acesso em: 20 nov. 2021.

FOGAÇA, J. R. V. **Consequências da galvanoplastia para o meio ambiente**. In: Brasil Escola. Disponível em: <https://brasilecola.uol.com.br/quimica/consequencias-galvanoplastia-para-meio-ambiente.htm>. Acesso em: 16 out. 2021.

FONSECA J. C. L., DE MARCHI M. R. R. **Substâncias químicas perigosas à saúde e ao ambiente**. Organização Mundial da Saúde. São Paulo: Cultura Acadêmica, 2008. 119p. Disponível em: [file:///D:/Usu%C3%A1rio/Downloads/subs\\_quimicas.pdf](file:///D:/Usu%C3%A1rio/Downloads/subs_quimicas.pdf). Acesso em: 16 out. 2021.

FREITAS, E. V.; NASCIMENTO, C. W.; SOUZA, A.; SILVA, F. B. S. **Citric acid-assisted phytoextraction of lead: A field experiment**. UFRPE, Depto. de Agronomia, R. Dom Manuel de Medeiros, s/n – Dois Irmãos, Recife, PE, Brazil. 2012. Disponível em: [Citric acid-assisted phytoextraction of lead: a field experiment - PubMed \(nih.gov\)](#). Acesso em: 02 nov. 2021

\_\_\_\_\_. Figura 01 – Modelo do sistema 'Pump and Treat'. Fonte: Truex et al. (2015). Disponível em: [https://www.pnnl.gov/main/publications/external/technical\\_reports/PNNL-24696.pdf](https://www.pnnl.gov/main/publications/external/technical_reports/PNNL-24696.pdf). Acesso em: 02 nov. 2021.

\_\_\_\_\_. Figura 02 - Modelo esquemático de Barreira Reativa Permeável. Fonte: Powell et al. (1998). Disponível em: [https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_Report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=90404](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=90404). Acesso em: 16 out. 2021.

\_\_\_\_\_. Figura 03 – Técnicas de remediação aplicadas em São Paulo. Fonte Cetesb (2020). Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2021/03/TEXT-EXPLICATIVO-2020.pdf> Acesso em 02 nov. 2021.

\_\_\_\_\_. Figura 04 – Rotas de absorção de água e nutrientes. Fonte Malavolta (1980). MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição de plantas**. s/e. São Paulo: Agronômica Ceres Ltda, 1980. 252p.

\_\_\_\_\_. Figura 05 – Três classes de proteínas transportadoras de membrana: (A) canais, (B) carregadoras e (C) bomba de H<sup>+</sup>. Fonte: Coledete (2013). Disponível em: [https://ojs3.perspectivasonline.com.br/biologicas\\_e\\_saude/article/view/11/9](https://ojs3.perspectivasonline.com.br/biologicas_e_saude/article/view/11/9). Acesso em: 16 out. 2021.

\_\_\_\_\_. Figura 06 – Mecanismos de fitorremediação. Fonte: Chandra, Dubey & Kumar (2018). Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/321463145\\_Phytoremediation\\_of\\_Environmental\\_Pollutants](https://www.researchgate.net/publication/321463145_Phytoremediation_of_Environmental_Pollutants). Acesso em: 02 nov. 2021.

\_\_\_\_\_. Figura 07. Respresentação esquemática do processo de fitoextração. Fonte: Nascimento & Xing (2006). Disponível em: [Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multi-metal contaminated soil - PubMed \(nih.gov\)](#). Acesso em: 02 nov. 2021

\_\_\_\_\_. Figura 08 – *Brassica juncea*. Fonte: Pixabay Licenc (2021). Disponível em: <https://pixabay.com/images/search/brassica%20juncea/>. Acesso em: 02 nov. 2021.

\_\_\_\_\_. Figura 09 – *Helianthus annus*. Fonte: Pinterest (2021). Disponível em: [https://br.pinterest.com/search/pins/?q=Helianthus%20annus&rs=typed&term\\_meta\[\]=Helianthus%7Ctyped&term\\_meta\[\]=annus%7Ctyped](https://br.pinterest.com/search/pins/?q=Helianthus%20annus&rs=typed&term_meta[]=Helianthus%7Ctyped&term_meta[]=annus%7Ctyped). Acesso em: 02 nov. 2021

\_\_\_\_\_. Figura 10 – *Zea mays*. Fonte: Pinterest (2021). Disponível em: [https://br.pinterest.com/search/pins/?rs=ac&len=2&q=zea%20mays%20plants&eq=ZEA%20MAYS&etslf=8819&term\\_meta\[\]=zea%7Cautocomplete%7C1&term\\_meta\[\]=mays%7Cautocomplete%7C1&term\\_meta\[\]=plants%7Cautocomplete%7C1](https://br.pinterest.com/search/pins/?rs=ac&len=2&q=zea%20mays%20plants&eq=ZEA%20MAYS&etslf=8819&term_meta[]=zea%7Cautocomplete%7C1&term_meta[]=mays%7Cautocomplete%7C1&term_meta[]=plants%7Cautocomplete%7C1). Acesso em: 02 nov. 2021

\_\_\_\_\_. Figura 11 – *Chrysopogon zizanioides*. Fonte: Pixabay Licenc (2021). Disponível em: [https://www.istockphoto.com/en/search/2/image?mediatype=&phrase=chrysopogon+zizanioides&utm\\_source=pixabay&utm\\_medium=affiliate&utm\\_campaign=SRP\\_image\\_sponsored&utm\\_content=http%3A%2F%2Fpixabay.com%2Fimages%2Fsearch%2Fchrysopogon+zizanioides%2F&utm\\_term=chrysopogon+zizanioides](https://www.istockphoto.com/en/search/2/image?mediatype=&phrase=chrysopogon+zizanioides&utm_source=pixabay&utm_medium=affiliate&utm_campaign=SRP_image_sponsored&utm_content=http%3A%2F%2Fpixabay.com%2Fimages%2Fsearch%2Fchrysopogon+zizanioides%2F&utm_term=chrysopogon+zizanioides). Acesso em: 02 nov. 2021

\_\_\_\_\_. Figura 12 – *Canavalia ensiformes*. Fonte: Pinterest (2021). Disponível em: [https://br.pinterest.com/search/pins/?q=Canavalia%20ensiformes%20plants&rs=typed&term\\_meta\[\]=Canavalia%7Ctyped&term\\_meta\[\]=ensiformes%7Ctyped&term\\_meta\[\]=plants%7Ctyped](https://br.pinterest.com/search/pins/?q=Canavalia%20ensiformes%20plants&rs=typed&term_meta[]=Canavalia%7Ctyped&term_meta[]=ensiformes%7Ctyped&term_meta[]=plants%7Ctyped) ; <https://agro20.com.br/feijao-porco/>. Acesso em: 02 nov. 2021

\_\_\_\_\_. Figura 13 – *Lipia lupulina*. Fonte: Pinterest (2021). Disponível em: <https://www.flickr.com/photos/sileneandrade/38608400604> . Acesso em: 02 nov. 2021

\_\_\_\_\_. Figura 14 – *Pteris vittata*. Disponível em: <https://ferns/macaronesia.org.uk/home/fern-list/pteridaceae/pteris-vittata/> <https://www.backyardnature.net/yucatan/pteris.htm>. Acesso em: 02 nov. 2021

\_\_\_\_\_. Figura 15 – *Ricinus communis*. Fonte: acervo do autor.

FUNASA. Brasil. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. – Brasília-Funasa, 2014. Disponível em: [06 - Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS 2014.pdf \(funasa.gov.br\)](#). Acesso em: 20 nov. 2021

GUNTHER, W. M. R. **Contaminação ambiental por disposição inadequada de resíduos industriais contendo metais pesados: Estudo de Caso**. Tese (Doutorado em Saúde Pública), Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, São Paulo, 1998. Disponível em: [https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6134/tde-29092014-111117/publico/DR\\_314\\_Gunther\\_1998.pdf](https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6134/tde-29092014-111117/publico/DR_314_Gunther_1998.pdf). Acesso em: 16 out. 2021.

HALL, S. **Phytoremediation: harnessing the power of plants as environmental cleaners**. Universe Magazine, Washington, seção Gallery, fall 1998. Disponível em: <http://www.wsu.edu/NIS/Universe/Phyto.html>. Acesso em: 16 out. 2021.

HINCHMAN, R. R. NEGRI, C. GATLIFF, E.G., **Phytoremediation: using green plants to clean up contaminated soil, groundwater, and wastewater**. In: **Report of Argonne National Laboratory and Applied Natural Sciences**. Illinois, 1998. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/2326252\\_Phytoremediation\\_Using\\_Green\\_Plants\\_To\\_Clean\\_Up\\_Contaminated\\_Soil\\_Groundwater\\_And\\_Wastewater](https://www.researchgate.net/publication/2326252_Phytoremediation_Using_Green_Plants_To_Clean_Up_Contaminated_Soil_Groundwater_And_Wastewater).

HOLZBACH, J. C.; BARROS, E. I.; BARROS, T. M., KRAUSER, M. O, LEAL, P. V. B. Chumbo: **Uma introdução à extração e a fitoremediação**. Journal of Biotechnology and Biodiversity, v. 3, n. 4: pp. 178-183, November 2012 ISSN: 2179-4804.

IPA – EMPRESA PERNAMBUCANA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Atriplex: uma nova forrageira para solos salinizados do semiárido nordestino**. Disponível em: [Instituto Agronômico de Pernambuco - IPA](#). Acesso em: 16 out. 2021.

LACERDA, L. D. **Os filtros biológicos da natureza**. Boletim da FAPERJ de 26 de agosto de 2002. Disponível em: [http://www.faperj.br/interna.phtml?ctx\\_cod=1](http://www.faperj.br/interna.phtml?ctx_cod=1). Acesso em: 16 out. 2021.

MAHLER, C. F. *et al.* **Proposta de recuperação de área degradada**. Rio de Janeiro: Fundação Coppetec, 2006.

MARQUES, T. C. L. L. S. M. *et al.* **Crescimento e teor de metais de mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metais pesados**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 35, n. 1, p. 121-132, jan. 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2000000100015>. Acesso em: 12 out. 2021



MARQUES, D. DE A.; FERRARI, R. A. **O papel das novas biotecnologias no melhoramento genético do pinhão manso**. *Biológico*, São Paulo, v. 70, n. 2, p.65-67, jul./dez. 2008. Disponível em: [http://www.biologico.agricultura.sp.gov.br/uploads/docs/bio/v70\\_2/65-67.pdf](http://www.biologico.agricultura.sp.gov.br/uploads/docs/bio/v70_2/65-67.pdf). Acesso em: 02 nov. 2021.

MARTINS, C. D. C. **Fitorremediação de solo oriundo de área industrial multicontaminado com metais pesados e hidrocarbonetos do petróleo por girassol (*Helianthus annuus*)**. Tese (Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Programa de Pós-Graduação em Processamento em Gestão e Meio Ambiente na Indústria de Petróleo e Gás Natural, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Rio de Janeiro, 2015. Disponível em <http://186.202.79.107/download/fitorremediacao-de-solo-oriundo-de-area-industrial-multicontaminado-com-metais-pesados.pdf>. Acesso em: 02 nov. 2021.

MARRUGO-NEGRETE, J. *et al.* **Phytoremediation of mercury-contaminated soils by *Jatropha curcas***. *Chemosphere*, v. 127, p. 58-63, maio. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.073>. Acesso em: 02 nov. 2021

MEDEIROS, T. A. M. **Efeito fitotóxico e potencial remediador de três espécies vegetais contaminadas com benzeno**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba, 2015. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/122162>. Acesso em: 02 nov. 2021.

MELO, I. S. Rizoremediação. *In*: ITAMAR, S. M. *et al.* (Ed.). **Biodegradação**. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2001. p. 29-33.

MOREIRA, F. R & MOREIRA, J. C. **A cinética do chumbo no organismo humano e sua importância para a saúde**. Rio de Janeiro RJ. 2003. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/csc/a/ZcbWXJ3nhkfP6rLCxRxFxPN/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em 02 out. 2021.

MORENO, F. N.; COURSEUIL, H. X. **Fitorremediação de aquíferos contaminados por gasolina**. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 6, n. 1-2, jan./ jun. 2001. Disponível em: [Fitorremediação de Aquíferos Contaminados | PDF | Etanol | Correlação e Dependência \(scribd.com\)](#). Acesso em: 02 nov. 2021

NASCIMENTO. C. W. A; XING, B. **Phytoextraction: a review on enhanced metal availability and plant accumulation**. *Sci. Agric. (Piracicaba, Braz.)*, v. 63, n. 3, p.299-311, May/June 2006. Disponível em: [v63n3a14.pmd \(scielo.br\)](#). Acesso em: 02 nov. 2021.

NASCIMENTO C. W. A, AMARASIRIWARDENA, D.; XING, B. **Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multi-metal contaminated soil**. University of Massachusetts, Department of Plant, Soil, & Insect Sciences, Stockbridge Hall, Amherst, USA. *Environmental Pollution* 140 (2006). Disponível em: [Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multi-metal contaminated soil - PubMed \(nih.gov\)](#). Acesso em: 02 nov. 2021

NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M.; SILVA, F. B. V.; LIMA, L. H. V. **Using plants to remediate or manage metal-polluted soils: no overview on the current state of phytotechnologies**. Acta Scientiarum Agronomy, 43(1), e58283. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v43i1.58283>. Acesso em: 12 de out. 2021.

NASCIMENTO, C. W. **Fitorremediação em solos contaminados por metais pesados**. Vídeo-aula transmitida ao vivo em 6 de outubro de 2021. 1 vídeo (1h28min23s). Disponível em: <https://www.youtube.com/watch?v=XqcZoEHpAH8&t=758s>. Acesso em: 02 nov. 2021.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição de plantas**. s/e. São Paulo: Agronômica Ceres Ltda, 1980. 252p.

MELLEM, J. J. **Phytorremediation of Heavy Metals using *Amaranthus dubius***. Durban University of Technology, Durban South Africa. 2008. Disponível em: [https://openscholar.dut.ac.za/bitstream/10321/355/1/Mellem\\_2008.pdf](https://openscholar.dut.ac.za/bitstream/10321/355/1/Mellem_2008.pdf) Acesso em: 02 nov. 2021.

MORAES, C. L. **Alterações bioquímicas, fisiológicas e ultraestruturais em sementes e plantas de tomate expostas ao chumbo**. 2011. Tese (Doutorado em Fisiologia Vegetal) – Programa de Pós-Graduação em Fisiologia Vegetal. Instituto de Biologia. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2011. Disponível em: [http://repositorio.ufpel.edu.br:8080/bitstream/123456789/2047/1/tese\\_caroline\\_leivas\\_moraes.pdf](http://repositorio.ufpel.edu.br:8080/bitstream/123456789/2047/1/tese_caroline_leivas_moraes.pdf). Acesso em: 06 nov. 2021.

MORAES, S. L.; TEIXEIRA, C. E.; MAXIMIANO, A. M. S. (Orgs.) **Guia de elaboração de planos de intervenção para o gerenciamento de áreas contaminadas**. 1. ed. rev. São Paulo: IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo BNDES, 2014. (Publicação IPT; 4374). Disponível em: [1317-Guia Gerenciamento de Areas Contaminadas 1a edicao revisada.pdf](#). Acesso em: 30 out. 2021.

MORENO, F. N.; ANDERSON, C. W. N.; STEWART, R. B.; ROBINSON, B. H. **Mercury volatilisation and phytoextraction from base-metal mine tailings**. Environmental Pollution, 2005 Jul;136(2):341-52. Disponível em: [Mercury volatilisation and phytoextraction from base-metal mine tailings - PubMed \(nih.gov\)](#). Acesso em: 02/11/2021.

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. **A cinética do chumbo no organismo humano e sua importância para a saúde**. Rio de Janeiro. 2002. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/csc/a/ZcbWXJ3nhkfP6rLCxRxFxPN/?format=pdf&lang=pt> Acesso em 02/11/2021.

OLIVEIRA, D. M.; CARA, D. V. C., XAVIER, P. G.; SOBRAL, L. C. S.; LIMA, R. B.; LOUREIRO, A. **Fitorremediação: o estado da arte**. Série Tecnologia Ambiental, n. 39. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2007. 50p. Disponível em: <http://mineralis.cetem.gov.br/bitstream/cetem/330/1/sta-39.pdf>. Acesso em: 16 out. 2021.

PAULILO, M. T. S.; VIANA, A. M.; RANDI, A. M. **Fisiologia Vegetal**. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2015. 182p. Disponível em: <https://uab.ufsc.br/biologia/files/2020/08/Fisiologia-Vegetal.pdf>. Acesso em: 16 out. 2021.

PALMER, C. D.; WITTBRODT, P. R. Processes affecting the remediation of chromium-contaminated sites. **Environmental Health Perspectives**, North Carolina, v. 92, p.25-40, 1991. Disponível em: [Processes affecting the remediation of chromium-contaminated sites. \(nih.gov\)](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/10161111/). Acesso em: 08 nov 2021.

PEREIRA, C. E. G. **Estudo das principais doenças causadas a cromadores no setor de galvanoplastia no brasil**. Monografia de especialização. Londrina, PR. Disponível em: [http://repositorio.utfpr.edu.br:8080/jspui/bitstream/1/20208/1/LD\\_CEEST\\_V\\_2018\\_04.pdf](http://repositorio.utfpr.edu.br:8080/jspui/bitstream/1/20208/1/LD_CEEST_V_2018_04.pdf). Acesso em 09 nov. 2021

PEREIRA, B. F. F. **Potencial fitorremediador das culturas de feijão-de-porco, girassol e milho cultivadas em Latossolo Vermelho contaminado com chumbo**. 2005. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrônômica, Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas, SP. 84p. Disponível em: <http://livros01.livrosgratis.com.br/cp028099.pdf> . Acesso em: 02 nov. 2021.

PLETSCH, M. *et al.* Fitorremediação de águas e solos poluídos. **Revista de Biotecnologia**, n. 11, maio/jun. 2000.

POURBAIX, M. **Atlas of Electrochemical Equilibria in Aqueous Solutions**. Second English Edition 1974. Houston, Texas, 1974. 648p. Disponível em: [Atlas of Electrochemical Equilibria in Aqueous Solutions \(caltech.edu\)](https://www.caltech.edu/pourbaix/). Acesso em: 16 out. 2021.

POWELL, R. M.; PULS. R. W.; BLOWES, D. W.; VOGAN J. L.; GILLHAM, R. W.; POWELL, P. D.; SCHULTZ D.; LANDIS R.; SIVAVEC E. T. Permeable Reactive Barrier Technologies For Contaminant Remediation. U.S. **Environmental Protection Agency**, Washington, D.C., EPA/600/R-98/125 (NTIS 99-105702), 1998. Disponível em: [https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_Report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=90404](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=90404) . Acesso em: 16 out. 2021.

REEVES, R. D. **Tropical hyperaccumulators of metals and their potencial for phytoextraction**. Palmerston North. New Zealand. December. 2001. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/263725250\\_Tropical\\_hyperaccumulators\\_of\\_metals\\_and\\_their\\_potential\\_for\\_phytoextraction](https://www.researchgate.net/publication/263725250_Tropical_hyperaccumulators_of_metals_and_their_potential_for_phytoextraction). Acesso em: 20 nov. 2021.

ROMEIRO, S.; LAGÔA, A. M. A.; FURLANI, P. R.; ABREU, C. A. de; ABREU, M. F. de; ERISMANN, M. Lead uptake and tolerance of *Ricinus communis*. L. **Brazilian Journal Plant Physiology**, Londrina, v. 18, n. 4, p. 483-489, 2006. Disponível em: [S1677-04202006000400006.pdf](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1677-04202006000400006). Acesso em: 16 out. 2021

RONAN, E. S.; VARGAS, L.; RIZZARDI, M. A; HALL, L.; BECKIE, H.; WOLF, T. M. **Como funcionam os herbicidas**: da biologia à aplicação (EMBRAPA). Passo Fundo/RS, 2005. Disponível em: <https://www.embrapa.br/documents/1355291/12492345/Como+funcionam+os+herbicidas/954b0416-031d-4764-a703-14d9b28b178e?version=1.0> Acesso em: 16 out. 2021.

SANTOS, F. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B do; MAZUR, N.; GARBISU, C.; BARRUTIA, O.; BECERRIL, J. M. Antioxidative Response, Phytochelatin Production And Photoprotective Pigments Composition Of Brachiaria Decumbens Stapf Plants Exposed To Cd And Zn. **Quim. Nova**, v. 34, n. 1, 16-20, 2011. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/TPgmdcL3SWkzQGLJLGHZjmq/?lang=pt>. Acesso em: 02 nov. 2021.

SANTOS C. H.; GARCIA, A. L. O.; CALONEGO, J. C.; SPÓSITO, T. H. N.; RIGOLIN I. M. Potencial de fitoextração de Pb por mamoneiras em solo contaminado. **Semina: Ciência Agrária**, v. 33, n. 4, p. 1427-1434, jul./ago. 2012. Disponível em: [6933-50942-1-PB.pdf](#). Acesso em: 02 nov. 2021.

SANTOS, F. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. do; MAZUR, N.; GARBISU, C.; BARRUTIA, O.; BECERRIL, J. M. Antioxidative Response, Phytochelatin Production And Photoprotective Pigments Composition Of Brachiaria Decumbens Stapf Plants Exposed To Cd And Zn. **Quim. Nova**, v. 34, n. 1, 16-20, 2011. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/TPgmdcL3SWkzQGLJLGHZjmq/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 16 out. 2021.

SHUQAIR, S. M. S. Estudo da contaminação do solo e da água subterrânea por elementos tóxicos originados dos rejeitos das minas de carvão de Figueira no estado do Paraná. Tese de Doutorado em tecnologia nuclear. São Paulo. SP, 2002. Disponível em: [http://pelicano.ipen.br/PosG30/TextoCompleto/Shuqair%20Mahmud%20Said%20Shuqair\\_D.pdf](http://pelicano.ipen.br/PosG30/TextoCompleto/Shuqair%20Mahmud%20Said%20Shuqair_D.pdf). Acesso em 02 out. 2021.

SILVA, W. R.; SILVA, F. B. V.; ARAÚJO, P. R. M.; NASCIMENTO, C. W. A. Assessing human health risks and strategies for phytoremediation in soils contaminated with As, Cd, Pb, and Zn by slag disposal. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 2017.

SILVA, M. N. O. *et al.* Avaliação de espécies vegetais herbáceas para utilização em fitorremediação de solos contaminados por hidrocarbonetos de petróleo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE QUÍMICA, XLIV, 2004, Fortaleza. **Anais...** [S.l.]: Associação Brasileira de Química, 2004.

SILVA, J. F. **Prospecção de plantas fitorremediadoras em solos ontaminados por metais pesados**. 2012. Tese (Doutorado em Biotecnologia) – Prorama Multi-Institucional de Pós-Graduação em Biotecnologia, Universidade Federal do Amazonas. Manaus. Disponível em: <https://tede.ufam.edu.br/handle/tede/3075>. Acesso em: 09 out. 2021.

SILVA, C. S. **Anuário Mineral Brasileiro de 1998 a 2009**. DNPM. Disponível em: [https://sistemas.anm.gov.br/publicacao/mostra\\_imagem.asp?IDBancoArquivoArquivo=3984](https://sistemas.anm.gov.br/publicacao/mostra_imagem.asp?IDBancoArquivoArquivo=3984). Acesso em 09 out. 2021.

SOARES, A. R. **Extração em fase sólida de Níquel em amostras aquosas e determinação por espectroscopia de reflectância difusa**. 2008. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) Programa de Pós-Graduação em Agroquímica, Universidade Federal de Viçosa/MG. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/bitstream/123456789/2065/1/texto>. Acesso em: 09 out. 2021.

SOUZA, MORASSUTI E DEUS. Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul. Dourados, Mato Grosso do Sul, Brasil. Acta Biomedica Brasiliensia. Volume 9. Nº 3. Dezembro de 2018. Disponível em: <https://www.actabiomedica.com.br/index.php/acta/article/view/300/247>. Acesso em: 12 out. 2021.

STRAND, S. E. **Mechanisms of phytoremediation of organics**. Material produzido pelo Departamento de Pesquisas Florestais da Universidade de Washington. Disponível em: <http://www.cfr.washington.edu/>. Acesso em: 09 out. 2021.

SUSARLA, A. S., MEDINA, V. F. B, MCCUTCHEON, S. C. **Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination**. Ecological Engineering. June 2002. Disponível em [https://www.researchgate.net/publication/223490239\\_Phytoremediation\\_An\\_Ecological\\_Solution\\_to\\_Organic\\_Chemical\\_Contamination](https://www.researchgate.net/publication/223490239_Phytoremediation_An_Ecological_Solution_to_Organic_Chemical_Contamination). Acesso em: 03 out. 2021.

SUNDER, M.; CAMPBELL, E.; PALMER, L. **A case study of nickel dendritic growth on printed-circuit boards**. Prabjit Singh, IBM Corporation, Poughkeepsie, New York, USA, 2020. Disponível em: [\(PDF\) A Case Study of Nickel Dendritic Growth on Printed-Circuit Boards \(researchgate.net\)](#). Acesso em: 09 out. 2021.

TAVARES, S. R. de L.; OLIVEIRA, S. A. de. **Fitorremediação de metais pesados em solo induzido por agente quelante utilizando o Capim Vetiver**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2012. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/950813/fitorremediacao-de-metais-pesados-em-solo-induzido-por-agente-quelante-utilizando-o-capim-vetiver>. Acesso em: 02 nov. 2021.

TRUEX, M. J.; JOHNSON C. D.; BECKER D. J; LEE M. H.; NIMMONS, M. J. Performance Assessment for Pump-and-Treat Closure or Transition. **Pacific Northwest National Laboratory**. Richland, Washington. September, 2015. Disponível em: [https://www.pnnl.gov/main/publications/external/technical\\_reports/PNNL-24696.pdf](https://www.pnnl.gov/main/publications/external/technical_reports/PNNL-24696.pdf). Acesso em: 02 nov. 2021.

YAN, A.; WANG, Y.; TAN, S. N.; YUSOF, M. L. M.; GHOSH, S.; CHEN, Z. **Phytoremediation: A Promising Approach for Revegetation of Heavy Metal-Polluted Land**. Front. Plant Sci. 11:359. (2020). doi: 10.3389/fpls.2020.00359. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpls.2020.00359/full>. Acesso em: 02 nov. 2021.