

Toxicidade de cádmio em plantas

Cadmium toxicity in plants

Licielo Romero Vieira¹, Emerson Silveira Corrêa¹, Beatriz Stoll Moraes², Marivane Vestena Rossato³ e Silvane Vestena⁴

¹Graduação em Gestão Ambiental, Universidade Federal do Pampa - Campus São Gabriel, São Gabriel, RS, Brasil

²Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Pampa - Campus São Gabriel, São Gabriel, RS, Brasil

³Doutorado em Economia Aplicada, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil

⁴Doutorado em Fisiologia Vegetal, Universidade Federal do Pampa - Campus São Gabriel, São Gabriel, RS, Brasil

Resumo

Fitorremediação é o uso de plantas na descontaminação de ambientes poluídos, como por exemplo, solo e água, principalmente com metais pesados e poluentes orgânicos, reduzindo seus teores a níveis seguros à saúde humana, além de contribuir na melhoria das características físicas, químicas e biológicas destas áreas. Dentre as várias formas de contaminação do meio ambiente resultante das diversas atividades industriais e agrícolas, a contaminação de águas com metais pesados tem sido uma das que tem trazido mais preocupações aos pesquisadores e aos órgãos governamentais envolvidos no controle de poluição e, dentre os metais pesados o cádmio (Cd) é um dos metais pesados mais estudados em razão de sua elevada toxicidade tanto para plantas como para animais. Em resposta ao estresse causado pelo Cd, as plantas podem desenvolver vários mecanismos de tolerância, os quais podem operar algumas vezes como mecanismos aditivos. Dois desses possíveis mecanismos pode ser a ativação de um sistema antioxidativo e, ou modificação do metabolismo do enxofre, especialmente de glutatona, um essencial substrato para a biossíntese de fitoquelatinas (FT). Parte da eliminação e, ou detecção da contaminação por metais pesados podem ser feitos com a utilização de plantas aquáticas como Eichhornia crassipes (Mart.) Solms e Salvinia auriculata (Aubl.).

Palavras-chave: Fitorremediação. Cádmio. Glutathione. Fitoquelatina.

Abstract

Phytoremediation is a technique that uses plants for decontaminating polluted areas, as soil and water, especially from heavy metals and organic contaminants, reducing their concentration to safe levels. In addition, it contributes to improve physical, chemical and biological characteristics of these areas. Among the several forms of environmental contamination resulted from industrial and agricultural activities, water contamination with heavy metals has been the one causing more concern to researchers and government institutions involved to pollution control. Cadmium (Cd) is one of the heavy metals more studied due to its high toxicity to plants and animals. In response to the stress caused by Cd, plants can develop many tolerance mechanisms which can operate sometimes as additional mechanisms. Two possible mechanisms can be the activation of the antioxidant system and/or changes in sulfur metabolism, specially glutathione, an essential substrate to phytochelatin (PC) biosynthesis. Rivers and dams have been being contaminated with heavy metals and other contamination forms due to urban and industrial discharges. Part of heavy metal elimination and/or contamination detection can be done using aquatic plants as Eichhornia crassipes (Mart.) Solms and Salvinia auriculata (Aubl.).

Keywords: Phytoremediation. Cadmium. Glutathione. Phytochelatin.

1 Introdução

A poluição ambiental tem-se constituído num dos principais problemas do mundo atual e a busca de entendimento dos seus efeitos sobre os organismos vivos tem envolvido pesquisadores de todo o planeta. Dentre as várias formas de contaminação do meio ambiente, resultado de diversas atividades industriais e agrícolas, a com metais pesados tem sido uma das que têm recebido mais atenção por parte de pesquisadores e órgãos governamentais envolvidos no controle da poluição. É que a água, além de ser um dos mais importantes fatores de preservação da vida, está sendo contaminada com o despejo indiscriminado de rejeitos industriais e urbanos resultante de várias atividades humanas e, desta forma, vem se tornando cada vez mais escassa no mundo (OLIVEIRA, 1998; ZEMAN et al., 2006).

A contaminação de ambientes aquáticos por metais pesados se tornou objeto de grande interesse, devido à incapacidade dos corpos hídricos de suportar a alta poluição provocada pela atividade antrópica intensa (ALVAREZ et al., 2002). Os metais pesados, diferentes dos poluentes orgânicos, persistem por muitos anos nos compartimentos aquáticos: sedimentos de fundo e em suspensão, em plantas ou peixes (MANAHAN, 1999). De modo geral, eles são altamente tóxicos principalmente para a flora e fauna aquática (MISHRA & TRIPATHI, 2008), muito embora, diversas plantas possuem a habilidade de adaptação e sobrevivências nesses ambientes altamente contaminados (LASAT, 2002; PIO et al., 2013).

Em muitos ambientes naturais e agrícolas, o conteúdo de metais pesados é baixo, não atingindo ainda níveis tóxicos às plantas e, ou animais. No entanto, com o aumento nas atividades agrícolas, industriais e de mineração, dentre outras, a concentração destes metais pesados e sua consequente acumulação em solo e, ou água tende a aumentar, trazendo sérias implicações aos vários organismos vivos que vivem nestes ambientes (VITÓRIA et al., 2001; FORNAZIER et al., 2002). A remoção dos metais pesados de ambientes aquáticos contaminados pode ser realizada com uso de várias tecnologias baseadas em processos físicos, químicos e biológicos (GUANGYU & VIRARAGHAVAN, 2002; RANGSAYATON et al., 2002; AXTEL et al., 2003; PIO et al., 2013). As plantas, de modo geral, podem absorver e, ou acumular metais pesados fitotóxicos presentes em solos, águas ou atmosfera contaminados, manifestando sintomas variados, geralmente, específicos de cada tipo de contaminação (HALL, 2002; PANDEY & SHARMA, 2002). Em ambientes naturais e em muitas áreas agrícolas, as quantidades absorvidas e acumuladas pelas plantas mostram que a concentração de metais pesados ainda é baixa e insuficiente para causar alguma fitotoxicidade visível (ALVES et al., 2003; ZEMAN et al., 2006). Isto, contudo, não significa menor perigo para o consumo animal e, ou humano uma vez que o efeito dos metais pesados é, quase sempre, cumulativo e, com o tempo, eventualmente, se manifestam.

2 Desenvolvimento

2.1 Metais pesados

Metais pesados são, dentre os elementos químicos, aqueles que possuem densidade maior que 5 g cm^{-3} . Existem cerca de cinquenta e três metais pesados, alguns dos quais não são importantes biologicamente. Em razão de sua solubilidade, sob condições fisiológicas, dezessete metais pesados podem estar disponíveis para organismos e ecossistemas. Alguns desses metais, incluindo ferro (Fe), molibdênio (Mo), manganês (Mn), zinco (Zn), cobre (Cu) e níquel (Ni) são micronutrientes essenciais para as plantas. O vanádio (V), cobalto (Co) e cromo (Cr) não desempenham funções vitais nas plantas, mas podem ter importância para certas espécies vegetais. Já o cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb) e urânio (U), além de não serem essenciais e, ou benéficos às plantas, podem ser extremamente tóxicos em baixas concentrações. Todos os metais pesados, entretanto, em concentrações elevadas podem se acumular e atingir níveis tóxicos não só às plantas, mas também, aos animais e microrganismos (SCHÜTZENDÜBEL & POLLE, 2002; DUCIÉ & POLLE, 2005; ZEMAN et al., 2006). A entrada destes metais pesados na cadeia alimentar e sua bioacumulação os tornam potencialmente muito perigosos não apenas para o ambiente, mas principalmente, para o homem (PANDEY & SHARMA, 2002), sendo que os metais pesados atingem o sistema nervoso e órgãos hepáticos (fígado e rins) e, ainda, o grau de toxicidade depende da solubilidade, do transporte, da absorção pelas células e de reações químicas com outros metais (STOHS & BAGCH, 1995; BENAVIDES et al., 2005). A disponibilidade dos metais pesados e sua fitotoxicidade são dependentes de reações no complexo rizosférico envolvendo processos de trocas entre a solução do solo, a planta e microrganismos (SCHÜTZENDÜBEL & POLLE, 2002), da concentração do metal, do pH e da presença de outros íons (DAS et al., 1997; BENAVIDES et al., 2005).

Atividades antropogênicas como a mineração, a combustão de fósseis, as atividades industriais, a utilização de fertilizantes à base de fósforo, etc, resultam na introdução e, conseqüentemente, na acumulação destes metais pesados no ecossistema. Estima-se que a introdução antropogênica de Cd no meio ambiente chega a 30.000 toneladas por ano. Em solos não contaminados, o Cd atinge concentrações de 0,1 a 0,5 mg kg^{-1} , enquanto em solos contaminados da Grã Bretanha a concentração desse metal atinge 150 mg kg^{-1} (WU et al., 2001; SCHÜTZENDÜBEL & POLLE, 2002; BIZARRO et al., 2008).

A acumulação destes metais pesados em plantas difere grandemente entre espécies vegetais e, também, entre órgãos ou tecidos (RAMOS et al., 2002). As plantas ao absorverem em excesso os diferentes metais pesados, sofrem alterações na atividade de enzimas que contém ferro, enzimas estas, ligadas à fotossíntese, ao sistema de defesa antioxidante e à tolerância hídrica (DÍAZ et al., 2001; PANDEY & SHARMA, 2002; LIU et al., 2007). Inibição do crescimento, descoloração, clorose, necrose e epinastia foliar são, usualmente, alguns dos sintomas visíveis característicos da toxicidade dos metais pesados (DÍAZ et al., 2001).

2.1.1 Cádmio

O cádmio (Cd), que tem densidade de $8,6 \text{ g cm}^{-3}$, é um dos metais pesados que mais têm sido estudado nos últimos anos, apesar de ser relativamente raro, não encontrado em estado puro na natureza (MALAVOLTA, 1994; SOUZA et al., 2009). É altamente tóxico, não essencial às plantas (SHAH et al., 2001; VITÓRIA et al., 2001; PEREIRA et al., 2002), ocorrendo na natureza na forma de impureza no minério de zinco. Além disso, ele pode ser encontrado em concentrações relativamente altas em áreas naturais, agrícolas ou de mineração, que tenham recebido aplicações maciças de herbicidas e, ou fertilizantes, em que ele está presente como contaminante (SHAH et al., 2001; PEREIRA et al., 2002). O cádmio está presente em vários produtos industrializados como pigmentos, plásticos, produtos da metalurgia e galvanoplastia, pilhas, baterias, esmaltes, vidros, tintas, lâmpadas fluorescentes, resíduos de pneus, óleos combustíveis, lubrificantes, carvão mineral, fungicida, etc. (MALAVOLTA, 1994; PRASAD et al., 2001; HALL, 2002) e que, se lançados indiscriminadamente na natureza, podem vir a constituir importantes fontes de contaminação. No ambiente, tende a se concentrar nos solos e nos sedimentos de sistemas aquáticos, tornando-se disponível ao sistema radicular de plantas. Dessa maneira, o acúmulo de Cd nos tecidos de espécies vegetais aumenta o risco de transferência, por meio da cadeia alimentar, para seres humanos e animais (VECCHIA et al., 2005).

A FAO/WHO (1972), estabeleceu que a ingestão máxima tolerável de cádmio deve ser inferior a $0,070$ a $0,084 \text{ mg dia}^{-1}$, para um adulto de 70 kg . Já a Organização Mundial da Saúde (OMS) considera como potável a água cuja concentração de Cd não exceda a $5 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (EPA, 1980). No Brasil, entretanto, a concentração máxima estabelecida para águas destinadas ao consumo doméstico, à recreação, à irrigação de hortaliças e à criação de espécies animais, destinadas à alimentação humana está limitada a $1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (BRASIL, 2005), isto é, $1/5$ do valor admissível pela OMS. No rio Paraíba do Sul, em Itatiaia, RJ, entretanto, já foram detectadas concentrações de Cd de até $3 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (MALM et al., 1988).

2.1.1.1 Toxicidade do cádmio

De modo geral, a exposição das plantas a concentrações elevadas de cádmio causa alterações morfológicas, fisiológicas e bioquímicas e, resulta em rápido declínio da capacidade de absorção e acúmulo deste elemento pelas raízes principalmente em função da redução generalizada do metabolismo (OLIVEIRA et al., 2001; ANDRADE et al., 2005). Dentre os efeitos mais comuns da toxicidade de cádmio em plantas estão a redução do crescimento vegetal, principalmente o das raízes por deficiências minerais (SHAH et al., 2001; VITÓRIA et al., 2001; FORNAZIER et al., 2002), com forte influência sobre a produção de biomassa (KNECHT et al., 1994; SOLTAN & RASHED, 2003; BENAVIDES et al., 2005). Além disso, são observadas várias alterações nas atividades de enzimas-chave de várias rotas metabólicas, incluindo do Ciclo de Calvin (SHAH et al., 2001; FORNAZIER et al., 2002), da glicólise e da assimilação do sulfato (CARDOSO et al., 2002; PEREIRA et al., 2002). O cádmio

acelera a senescência foliar levando a clorose foliar, atua indiretamente no fechamento estomático e leva à ruptura das membranas celulares (FORNAZIER et al., 2002; ANDRADE et al., 2005). O cádmio, ainda, interfere no processo fotossintético (PILON-SMITS et al., 2000; SCHÜTZENDÜBEL et al., 2001), na respiração, na divisão celular e em outros importantes processos biológicos. A interferência do cádmio sobre a fotossíntese abrange redução na síntese e modificação na fluorescência da clorofila, mudança na concentração e composição de outros pigmentos, inibição do fotossistema II (PILON-SMITS et al., 2000; RAMOS et al., 2002; VECCHIA et al., 2005) e alteração na atividade de diversas enzimas e na estrutura dos tilacóides. Outro efeito do cádmio na fotossíntese parece ser o desvio da rota normal do transporte de elétrons para a produção de radicais livres. A lignificação do ápice das raízes parece ser uma forma de defesa da planta ao acúmulo de cádmio, mas isso acarreta danos ao processo de absorção de nutrientes e, conseqüentemente, ao crescimento das plantas (SCHÜTZENDÜBEL & POLLE, 2002).

Segundo Hall (2002), os sintomas de toxicidade visíveis em concentrações excessivas de metais pesados podem ser atribuídos a uma extensa interação em níveis celulares e moleculares. O cádmio interfere em muitas funções celulares, principalmente pela formação de complexos com grupos externos de compostos orgânicos, tais como as proteínas, resultando na inibição de atividades essenciais (METWALLY et al., 2003). Além disso, pode provocar alterações nos sistemas antioxidantes, estimulando o acúmulo de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e eventualmente morte celular (SCHÜTZENDÜBEL et al., 2001).

Estudos mostram que o cádmio ocupa sítios de ligação de certos nutrientes essenciais, modificando suas funções nas células vegetais. No caso do cálcio, por exemplo, substitui-o na proteína calmodulina, importante na sinalização celular, inibindo a atividade da fosfodiesterase dependente do complexo Ca-calmodulina (SANITA DI TOPPI & GABBRIELLI, 1999; SCHÜTZENDÜBEL & POLLE, 2002). Já no caso do zinco, ao substituí-lo, o cádmio inibe metaloenzimas tais como a fosfatase alcalina, a ATPase, a anidrase carbônica, a dipeptidase e a oxirredutase do NADPH (PAIVA et al., 2001; BENAVIDES et al., 2005). Outra interferência importante deste metal parece ser na absorção de nitrato e na sua translocação para a parte aérea, ao inibir a atividade da redutase do nitrato (SANITA DI TOPPI & GABBRIELLI, 1999).

Adicionalmente, o cádmio, em concentração elevada, parece estimular a produção de espécies de oxigênio reativo (ROS) em plantas (LIU et al., 2007). Evidências deste fato foram obtidas a partir de observações de que novas isoenzimas de peroxidases foram sintetizadas em plantas expostas ao cádmio (SINGH et al., 2006; RODRÍGUEZ-SERRANO et al., 2007). As espécies de oxigênio reativo podem ser: radical superóxido (O_2^-), oxigênio singleto (1O_2), peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e radical hidroxila (OH^\cdot) (PEREIRA et al., 2002; SCHÜTZENDÜBEL & POLLE, 2002; BOR et al., 2003; MILONE et al., 2003). As ROS, produzidas na presença de metais pesados ou de outro agente estressante, resultam na peroxidação de lipídios e na degradação da clorofila (NAGALAKSHMI & PRASAD, 2001; GUELFÍ et al., 2002), afetam a integridade funcional e estrutural de membranas biológicas, danificam

proteínas e ácidos nucleicos (SCHÜTZENDÜBEL & POLLE, 2002; ROMERO-PUERTAS et al., 2007) e reduzem o crescimento e a produtividade. Dependendo do tempo de exposição e da quantidade acumulada, levam a planta à morte (SHAH et al., 2001; ROMERO-PUERTAS et al., 2004; LIU et al., 2007).

2.2 Tolerância a metais pesados

O mecanismo de tolerância das plantas a metais pesados ainda não é perfeitamente conhecido, mas sabe-se que ele depende, pelo menos em parte, do decréscimo na absorção do metal e, ou da manutenção da concentração tissular destes metais abaixo de certos limites, pois as enzimas citossólicas de plantas tolerantes parecem ser tão sensíveis à ação destes metais quanto à das que não são tolerantes (ERNST et al., 1992).

Um nutriente essencial das plantas que parece estar envolvido com a tolerância das plantas a metais pesados é o enxofre. Este nutriente absorvido pelas plantas é reduzido e transformado em vários compostos orgânicos, dentre os quais, alguns parecem ser importantes nos mecanismos de tolerância a metais pesados. Dentre estes, destaca-se a glutathione que não apenas serve como substrato para as fitoquelatinas, mas pode atuar como sinal que coordena a absorção e a assimilação do sulfato pelas plantas (TAIZ & ZEIGER, 2013).

A glutathione é um tripeptídeo (γ -Glu-Cis-Gli) que está presente nas células, predominantemente, na sua forma reduzida (GSH). A maioria de suas funções está relacionada com o grupo tiol (-SH) que possui e com seu poder redutor. Constitui fonte endógena de enxofre reduzido, sendo importante na redução, armazenamento e translocação do enxofre (SCHMIDT & JAGER, 1992), na proteção de membranas biológicas contra a ação de radicais livres e na tolerância das plantas a vários poluentes gasosos e a íons de metais pesados, especialmente Cd (GRILL et al., 1987).

A rota biossintética da glutathione está relativamente bem estabelecida e parece ser semelhante em plantas, animais e microrganismos (NOCTOR et al., 2002). É sintetizada pela ação de duas enzimas: a sintetase da γ -glutamilcisteína (γ -GCS), que catalisa a reação entre o L-glutamato e a L-cisteína, e a sintetase da glutathione (GSH-S), que catalisa a inserção de uma glicina ao γ -glutamilcisteína, com gasto de ATP (NAGALAKSHMI & PRASAD, 2001; NOCTOR et al., 2002). A glutathione pode passar à forma de GSSG (forma oxidada da glutathione) quando participa em processos antioxidativos na célula. Uma relação GSH/GSSG elevada parece ser necessária para se atingir nível ótimo de síntese de proteínas nas células, pois elevada concentração da forma GSSG converte o fator de iniciação da síntese de proteína para uma forma inativa. A transformação da forma GSSG à GSH é catalisada pela redutase da glutathione que utiliza o NADH ou NADPH fotossintético (NAGALAKSHMI & PRASAD, 2001; KERBAUY, 2012; TAIZ & ZEIGER, 2013). A glutathione, em função de seu grupo tiol, ainda, desempenha importante papel contra estresses oxidativos. Ela parece estar diretamente envolvida na eliminação de ROS ou, servindo como substrato da enzima peroxidase da glutathione, que catalisa a eliminação de produtos da peroxidação de lipídios, que se formam sob condições de

estresses variados (ESH DAT et al., 1997). Em plantas, um dos mais importantes substratos para a eliminação de peróxido de hidrogênio parece ser o ascorbato, que precisa ser continuamente regenerado de sua forma oxidada. A glutathione na sua forma reduzida, mantém a contínua redução do desidroascorbato por meio do ciclo ascorbato-glutathione protegendo a planta contra estresses oxidativos (FOYER et al., 1997). A glutathione pode ser também, substrato para a sulfotransferase da glutathione, enzima que catalisa a conjugação da glutathione a xenobióticos, potencialmente perigosos, como os herbicidas. Além disso, ela pode se conjugar, em reações catalisadas pela sulfotransferase da glutathione, a produtos secundários como fitoalexinas, flavonas, etc, e a produtos da peroxidação de lipídios (MARRS, 1996).

Algumas espécies vegetais, algas e alguns fungos apresentam mecanismos de desintoxicação e, ou tolerância a metais pesados (HALL, 2002; STOLT et al. 2003). Tais mecanismos incluem restrição na absorção de metais pesados pelo sistema radicular pela associação com micorrizas e, ou a ligação dos metais pesados a componentes da parede celular. Além disso, as espécies tolerantes parecem ser capazes de reduzir o influxo dos metais pesados através da membrana plasmática e, ou, então, catalisar o efluxo ativo destes metais para o apoplasto. As espécies tolerantes são, ainda, capazes de complexar os metais pesados pela reação com vários ligantes, como ácidos orgânicos, aminoácidos e peptídios (metalotioneínas e fitoquelatinas) e, ou transporte e acúmulo do complexo fitoquelatina-Cd em vacúolos (HALL, 2002; OLGUÍN et al., 2007; KERBAUY, 2012).

As fitoquelatinas (PCs) têm sido amplamente avaliadas quanto à possibilidade de complexarem e fazerem parte dos mecanismos de tolerância das plantas a metais pesados, especialmente o Cd. Elas constituem uma família de peptídios de baixo peso molecular, ricos em enxofre, com a fórmula geral $(\gamma\text{-glutamylcisteinyl})_n\text{-X}$, onde: $n = 2$ a 11 e X pode ser glicina, serina, β -alanina, glutamato ou glutamina e que apresentam elevada capacidade de complexar metais pesados. As fitoquelatinas são sintetizadas pela ação da enzima sintetase da fitoquelatina (transpeptidase γ -glutamylcisteinyl dipeptidil, EC 2.3.2.15), presente no citoplasma de células vegetais (GRILL et al., 1989; COBBETT, 2000; HALL, 2002; STOLT et al., 2003; TSUJI et al., 2003; LIU et al., 2007), a partir de glutathione (GRILL et al., 1989; COBBETT, 2000; HALL, 2002; STOLT et al., 2003; LIU et al., 2007), sendo sua biossíntese induzida por metais pesados, dentre os quais o Cd é um dos principais (GRILL et al., 1989; TSUJI et al., 2003). O complexo fitoquelatina-Cd apresenta uma fitotoxicidade cerca de 1.000 vezes menor do que aquela apresentada por íons de Cd livre (STOLT et al., 2003; OLGUÍN et al., 2007).

Grande número de trabalhos sugere participação efetiva das fitoquelatinas no mecanismo de tolerância das plantas a metais pesados (COBBETT, 2000; HALL, 2002; LIU et al., 2007). Haag-Kerwer et al. (1999), por exemplo, trabalhando com *Brassica juncea* demonstraram que o acúmulo de Cd foi acompanhado por rápida indução da biossíntese de fitoquelatinas, atingindo um teor final suficiente para complexar o Cd absorvido. Existem, porém, evidências que questionam a participação das fitoquelatinas no mecanismo de tolerância ao Cd (EBBS et al., 2002). Segundo estas

pesquisas deve existir outro mecanismo para explicar a tolerância de *Thlaspi caerulescens* ao Cd. O acúmulo ou a presença de teores elevados destes peptídios nas plantas, pode não significar necessariamente maior tolerância ao metal pesado. Elas, aparentemente, podem desempenhar outras funções na célula (HALL, 2002) e seu papel na tolerância adaptativa ainda é questionado (SCHAT et al., 2000; HALL, 2002). O aumento da tolerância das plantas ao Cd pode envolver o giro metabólico das fitoquelatinas, bem como a taxa de transporte dos complexos fitoquelatina-Cd através do tonoplasto. Naqueles casos, em que o acúmulo de fitoquelatinas não explica tolerância das espécies, aventa-se a hipótese de que a tolerância estaria sendo conferida pelo transporte do complexo fitoquelatina-Cd para o vacúolo (LIU et al., 2007). Vögeli-Lange e Wagner (1990) defendem a idéia de que as fitoquelatinas seriam apenas transportadores do metal para o vacúolo ao invés de constituírem um sistema tampão puramente citoplasmático. Isto significa que o seu efeito dependeria do seu giro metabólico e não apenas de sua concentração na célula. Apesar destas divergências, acredita-se que o aumento na tolerância das plantas ao Cd está relacionado com o aumento na biossíntese de fitoquelatinas (MENDONZA-CÓZATL, 2005), a formação de complexos fitoquelatina-metal mais estáveis (DELHAIZE et al., 1989) e a incorporação de sulfeto lábil nos complexos (REESE & WINGE, 1988). Confirmando parte desta hipótese, tem sido demonstrado que a capacidade das fitoquelatinas ligar metal pesado aumenta com o número de grupamentos γ -glutamilcisteinil da molécula (ERNST et al., 1992).

O uso de inibidores de síntese de glutathione e, ou a utilização de mutantes deficientes em glutathione têm possibilitado demonstrar que a elevada susceptibilidade a metais pesados de certas espécies está relacionada com a deficiência desse tripeptídeo (MENDONZA-CÓZATL, 2005). Dentre estes inibidores, destaca-se a butionina sulfoximina que inibe a enzima sintetase da γ -glutamilcisteína, a síntese de glutathione e, conseqüentemente, a de fitoquelatinas e que por isso tem sido amplamente utilizada não apenas para avaliar seu efeito sobre os mecanismos de tolerância das plantas a metais pesados mas, também, para avaliar as conseqüências que esta modificação teria sobre todo o metabolismo de enxofre (STOLT et al., 2002).

Certas plantas aquáticas, portanto, podem ser utilizadas não apenas na detecção da presença de metais pesados, mas podem, também, serem utilizadas na fitorremediação de resíduos sólidos em suspensão e, ou na remoção de nutrientes, metais pesados e outras substâncias tóxicas presentes em águas contaminadas com despejo de esgoto urbano, resíduos industriais e outros (HASAN et al., 2007).

Existem dois tipos de bioindicadores: de acumulação, também chamados de fitorremediadores ou fitoextratores, em que as espécies devem ser capazes de acumular concentrações relativamente elevadas de dado poluente sem que o indivíduo seja danificado; e os bioindicadores de reação, em que o indivíduo é suscetível ao poluente, apresentando mudanças morfológicas, citológicas, entre outras (SILVA et al., 1999). De acordo com Lagriffoul et al. (1998), a avaliação da presença de metal pesado, em plantas consideradas fitorremediadores, em áreas

contaminadas é realizada, primeiramente, pela análise visual, pois as plantas apresentam sintomas como necrose nas folhas, coloração vermelho-castanha, redução na biomassa e diminuição do rendimento.

2.3 Fitorremediação

A fitorremediação consiste em um conjunto de tecnologias que faz uso de processos, que ocorrem naturalmente, pelos quais as plantas e a flora microbiana em sua rizosfera degradam e sequestram poluentes orgânicos e inorgânicos de solos e águas contaminadas (PILON-SMITS, 2005). Existem cerca de 400 espécies de plantas distribuídas entre 45 famílias que tem capacidade de absorver metais pesados, dentre as quais se encontram as macrófitas aquáticas (ROBACH et al., 1996; PRASAD et al., 2001). Adicionalmente, esta técnica tem alcançado popularidade em agências governamentais e indústrias que dispõem de orçamentos limitados, principalmente, pelos baixos custos, quando comparada aos outros métodos de remediação. Além disso, é um processo sustentável, ecológico e oferece a possibilidade de recuperação de elementos metálicos (PILON-SMITS, 2005). Pesquisas envolvendo a utilização de plantas em estratégias de fitorremediação têm aumentado nos últimos anos, sendo esta considerada uma alternativa emergente na recuperação de áreas contaminadas (KAVAMURA & ESPOSITO, 2010; PAQUIN & CAMPBELL, 2004; XIAO et al., 2008). Além disso, a remediação de áreas contaminadas é uma exigência legal e um compromisso social que precisam ser executados, criando demandas tecnológicas, oportunidades de pesquisa científica e possibilidades de negócios.

Dentre os principais fatores que afetam o sucesso da fitorremediação destacam-se a disponibilidade de plantas com alta produção de biomassa e com capacidade para concentrar quantidades elevadas de metais pesados na parte aérea (SALT et al., 1995). Nas regiões tropicais e subtropicais, as macrófitas aquáticas têm sido frequentemente usadas no monitoramento de águas poluídas por metais pesados e pesticidas, devido a grande produção de biomassa e abundância (KLUMPP et al., 2002). Na fitorremediação, as plantas agem removendo, armazenando, transferindo, estabilizando e tornando inofensivos os metais pesados presentes no solo. Emprega plantas hiperacumuladoras para remover os metais do solo e/ou da água pela absorção e pelo acúmulo nas raízes e na parte aérea, podendo ser, posteriormente, dispostas em aterros sanitários ou recicladas para a recuperação do metal. Essas plantas são capazes de tolerar, absorver e translocar altos níveis de metais pesados que seriam tóxicos a qualquer outro organismo (KHAN et al., 2000).

O processo de escolha das plantas fitorremediadoras deve iniciar com aquelas espécies que são capazes de sobreviver em ambientes contaminados. Nesses locais é possível encontrar plantas que podem ser tolerante, sensível, acumuladora e/ou hiperacumuladora de metais pesados entre outros contaminantes (LASAT, 2002). Dentre as espécies tropicais consideradas importantes na bioindicação e na fitorremediação de águas contaminadas com metais pesados destacam-se a *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, vulgarmente chamada de aguapé e a *Salvinia*

auriculata (Aubl.), genericamente chamada de salvinia (OLIVEIRA et al., 1998; VESTENA et al., 2004).

O aguapé é uma espécie aquática nativa do Brasil, pertencente à classe das monocotiledôneas, da família pontederiaceae. Morfologicamente é constituída de um rizoma do qual partem as raízes e as folhas. O rizoma flutua logo abaixo da superfície da água, protegido por certo número de folhas. A base do pecíolo das folhas, normalmente, dilata-se e as células do parênquima aerífero produzem grandes lacunas cheias de ar, permitindo a flutuação das plantas, constituída de cerca de 95% de ar. Sua propagação pode ser por sementes ou estolões, sendo esta última a mais significativa (BARRETO et al., 2000). A espécie apresenta grande capacidade de sobrevivência e absorção de metais pesados de ambientes poluídos, sendo utilizada no tratamento de efluentes domésticos e, ou industriais. Suas raízes são capazes de reter partículas sólidas, bem como absorver, além de nutrientes essenciais, metais pesados e outras substâncias tóxicas (PETRUCIO & ESTEVES, 2000). Em razão disso, o aguapé tem sido considerado promissor indicador biológico de níveis traços de metais pesados em sistemas aquáticos. Esta espécie, também, tem sido utilizada pela “National Aeronautics and Space Administration/National Space Technology Laboratories (NASA/NSTL)” para remover compostos orgânicos, metais pesados e resíduos químicos de seus despejos líquidos, antes de sua descarga nos cursos d’água (DELGADO et al., 1993).

Salvinia é uma pteridófita aquática que, também, tem sido utilizada em estudos relacionados à poluição aquática por metais pesados. Pertencente à classe Pteridophyta, da família Salviniaceae, ocorrem cerca de 12 espécies, bem como alguns híbridos. Plantas do gênero *Salvinia* são originadas da América do Sul, mas a espécie *Salvinia auriculata* encontra-se amplamente distribuída por todo o mundo, sendo utilizada como ornamental, cultivada em aquários, lagos, parques e jardins (KISSMANN, 1997). É uma planta rizomatosa em que cada indivíduo consiste de folhas verticiladas em número de três. Elas possuem duas folhas flutuantes com 1,2 a 3,0 cm de largura, opostas e cobertas de pequenos pêlos, que constitui o sistema de flutuação da planta e uma folha submersa, finamente dividida em porções filiformes, que se assemelham a raízes ligadas a um nó central. Apresentam esporocarpos pedicelados, tricomas unidos pelo ápice; lâmina glabra entre as papilas ou com poucos tricomas esparsos. Outras plantas filhas surgem vegetativamente de meristemas localizados na porção apical e lateralmente ao nó (OUTRIDGE & HUTCHINSON, 1990). Além de estar sendo testada, também, como bioindicadora de contaminação de ambientes aquáticos contaminados com metais pesados, espécies de salvinia têm sido utilizadas em laboratórios na remoção de ferro, mercúrio, cromo e cobre, encorajando a outros trabalhos utilizando outros metais pesados (SEN & BHATTACHARYYA, 1993; WOLFF et al., 2009).

Segundo Oliveira et al. (2001) plantas de aguapé, quando submetidas à exposição de cádmio, também apresentaram queda na taxa de crescimento. Conforme discutem esses autores, a exposição de plantas ao cádmio em níveis tóxicos durante períodos de tempo relativamente longos (cinco dias ou mais) resulta,

quase sempre, em forte interferência sobre o crescimento das plantas. Ainda, Alves et al. (2003), em estudos realizados com *E. crassipes* submetida ao cobre em níveis excessivos, verificaram alterações no desenvolvimento dos indivíduos, ou seja, o cobre foi indutor de estresse nessa espécie. Provavelmente, o mercúrio também foi determinante para a perda da massa fresca observada no estudo desenvolvido por Mendes et al. (2009), onde, também, observaram que quando exposta a concentrações elevadas de mercúrio, a espécie *E. crassipes* evidenciou sintomatologia típica de toxicidade ao metal em solução, como cloroses, enrugamento, enrolamento da lâmina foliar e necroses, sendo que a proporção de injúrias aumentou com a elevação da concentração do metal.

Vestena et al. (2007) trabalhando com aguapé e salvinia verificaram que na presença de 5 μM de cádmio, não ocorreu mudanças no crescimento vegetativo quando exposto a esse metal pesado em diferentes concentrações de enxofre (0, 400 e 800 μM), embora essas plantas aquáticas absorveram e acumularam grandes quantidades de cádmio, exibindo potencial para serem utilizadas como fitorremediadoras. Ainda, a produção de massa seca pelo aguapé foi sempre superior à da salvinia, demonstrando capacidade de remover cádmio a partir de sistemas aquáticos contaminados com este metal quando comparado a salvinia, especialmente quando enxofre estava disponível. Adicionalmente, Vestena et al. (2011) verificaram que na presença de 5 μM de cádmio, este metal pesado induziu a produção e acumulação de radicais livres, causando peroxidação de lipídios e inibição da atividade de algumas enzimas antioxidantes (peroxidase, peroxidase do ascorbato, catalase e redutase da glutatona) e, novamente, aguapé se mostrou tolerantes ao cádmio quando comparado à salvinia.

3 Conclusões

Assim, apesar da grande quantidade de estudos sobre a tolerância das plantas a metais pesados, ainda não existe informações suficientes para se entender a tolerância de plantas aquáticas a estes metais, principalmente, as de origem tropical. Além disso, pouco se têm estudado sobre a utilização destas espécies na fitorremediação de rios, lagos e lagoas, que estão crescentemente sendo contaminados com metais pesados.

A implementação de estudos visando à indicação de espécies de macrófitas como bioindicadoras e despoluidoras de águas é recomendável em termos de pesquisas limnológicas, botânicas e ecológicas. A interdisciplinaridade e a integração de dados físicos, químicos e biológicos são imprescindíveis para a identificação de outras espécies de macrófitas aquáticas que apresentem as características de absorção de elementos-traço, devendo, portanto, ser estimulados projetos dessa natureza.

4 Referências

- ALVAREZ, E. A.; MÓCHON, M. C.; SÁNCHEZ, J. C. J.; RODRÍGUEZ, M. T. Heavy metals extractable forms in sludge from wastewater treatment plants. **Chemosphere**, v. 47, p. 765-775, 2002.
- ALVES, E.; CARDOSO, L. R.; SCAVRONI, J. L. R.; FERREIRA, L. C.; BOARO, C. S. F.; CATANEO, A. C. Avaliações fisiológicas e bioquímicas de plantas de aguapé (*Eichhornia crassipes*) cultivadas com níveis excessivos de nutrientes. **Planta Daninha**, v. 21, p. 27-35, 2003.
- ANDRADE, S. A. L. de; JORGE, R. A.; SILVEIRA, A. P. D. da. Cadmium effect on the association of jackbean (*Canavalia ensiformis*) and arbuscular mycorrhizal fungi. **Scientia Agricola**, v. 62, n. 4, p. 389-394, 2005.
- AXTELL, N. R.; STERNBERG, S. P.; CLAUSSEN, K. Lead and nickel removal using microspora and *Lemna minor*. **Bioresource Technology**, v. 89, p. 41-48, 2003.
- BARRETO, R.; CHARUDATTAN, R.; POMELLA, A.; HANADA, R. Biological control of neotropical aquatic weeds with fungi. **Crop Protection**, v. 19, p. 697-703, 2000.
- BENAVIDES, M. P.; GALLEGOS, S. M.; TOMARO, M. L. Cadmium toxicity. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 17, p. 21-34, 2005.
- BIZZARO, G. V.; MEURER, E. J.; TATSCH, F. R. P. Teor de cádmio em fertilizantes fosfatados comercializados no Brasil. **Ciência Rural**, v. 38, n. 1, p. 247-250, 2008.
- BOR, M.; OZDEMIR, F.; TURKAN, I. The effect of salt stress on lipid peroxidation and antioxidants in leaves of sugar beet *Beta vulgaris* L. and wild beet *Beta maritima* L. **Plant Science**, v. 164, p. 77-84, 2003.
- BRASIL. CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 357 - Classificação das águas, de 17 de março de 2005, **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 31 mar. 2005. Seção 1.
- COBBET, C. S. Phytochelatin and their roles in heavy metal detoxification. **Plant Physiology**, v. 123, p. 825-832, 2000.
- CARDOSO, P. F.; MOLINA, S. M. G.; PEREIRA, G. J. G.; VITÓRIA, A. P.; AZEVEDO, R. A. Response of rice inbred lines to cadmium exposure. **Journal Plant Nutrition**, v. 25, p. 927-944, 2002.
- DAS, P.; SAMANTARAY, S.; ROUT, G. R. Studies on cadmium toxicity in plants: a review. **Environmental Pollution**, v. 98, p. 29-36, 1997.
- DELGADO, M.; BIGERIEGO, M.; GUARDIOLA, E. Uptake of Zn, Cr and Cd by water hyacinths. **Water Research**, v. 27, p. 269-272, 1993.
- DELHAIZE, E.; JACKSON, P. J.; LUJAN, L. D.; ROBINSON, N. J. Poly (γ -glutamylcysteinyl) glycine synthesis in *Datura innoxia* and binding with cadmium. **Plant Physiology**, v. 89, p. 700-706, 1989.
- DÍAZ, J.; BERNAL, A.; POMAR, F.; MERINO, F. Induction of shikimate dehydrogenase and peroxidase in pepper (*Capsicum annuum* L.) seedlings in response to copper stress and its relation to lignification. **Plant Science**, v. 161, p. 179-188, 2001.
- DUCIÉ, T.; POLLE, A. Transport and detoxifications of manganese and copper in plants. **Brazilian Society of Plant Physiology**, v. 17, n. 1, p. 103-112, 2005.
- EBBS, S.; LAU, I.; AHNER, B.; KOCHIAN, L. Phytochelatin synthesis is not responsible for Cd tolerance in the Zn/Cd hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* (J. & C. Presl). **Planta**, v. 214, p. 635-640, 2002.
- ENVIRONMENTAL HEALTH PROTECTION AGENCY - EPA. Federal Register Part V. **Water Qual. Crit. Doc.**, v. 45, p. 79318-79380, 1980.
- ERNST, W. H. O.; VERKLEIJ, J. A. C.; SCHAT, H. Metal tolerance in plants. **Acta Botanica Neerlandica**, v. 41, p. 229-248, 1992.
- ESHDAT, Y.; HOLLAND, D.; FALTIN, Z.; BEM-HAYGIM, G. Plant glutathione peroxidases. **Physiologia Plantarum**, v. 100, p. 234-240, 1997.
- FAO/WHO, Sixteenth Report of the joint FAO/WHO. **Expert Committee on Food Additives**. WHO: Geneva, 1972, WHO Tech. Rep. Ser., 505.
- FORNAZIER, R. F.; FERREIRA, R. R.; VITÓRIA, A. P.; MOLINA, S. M. G.; LEA, P. J. Effects of cadmium on antioxidant enzymes activities in sugar cane. **Biologia Plantarum**, v. 45, p. 91-97, 2002.
- FOYER, C. H.; LOPEZ-DELGADO, H.; DAT, J. F.; SCOTT, I. M. Hydrogen peroxide-and glutathione-associated mechanism of acclimatory stress tolerance and signalling. **Physiologia Plantarum**, v. 100, p. 241-254, 1997.
- GRILL, E.; LÖFFLER, S.; WINNACKER, E. L.; ZENK, M. H. Phytochelatin, the heavy-metal-binding peptides of plants, are synthesized from glutathione by a specific γ -glutamylcysteine dipeptidyl transpeptidase (phytochelatin synthase). **Proceedings of the National Academic Sciences**, v. 86, p. 6838-6842, 1989.
- GRILL, E.; WINNACKER, E. L.; ZENK, M. H. Phytochelatin, a class heavy-metal-binding peptides from plants, are functionally analogous to metallothioneins. **Proceedings of the National Academic Sciences**, v. 84, p. 439-443, 1987.

- GUANGYU, Y.; VIRARAGHAVAN, T. Heavy metal removal in a biosorption column by immobilized *M. rouxii* biomass. **Bioresource Technology**, v. 78, p. 243-249, 2002.
- GUELFI, A.; AZEVEDO, R. A.; LEA, P. J.; MOLINA, S. M. G. Growth inhibition of the filamentous fungus *Aspergillus nidulans* by cadmium: an antioxidant enzyme approach. **Journal of General Applied Microbiology**, v. 49, p. 63-73, 2003.
- HAAG-KERWER, A.; SCHÄFER, H. J.; HEISS, S.; WALTER, C.; RAUSCH, T. Cadmium exposure in *Brassica juncea* causes a decline in transpiration rate and leaf expansion without effect on photosynthesis. **Journal of Experimental Botany**, v. 50, p. 1827-1835, 1999.
- HALL, J. L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. **Journal of Experimental Botany**, v. 53, p. 1-11, 2002.
- HASAN, S. H.; TALAT, M.; RAI, S. Sorption of cadmium and zinc from aqueous solutions by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). **Bioresource Technology**, v. 98, p. 918-928, 2007.
- KAVAMURA, V. N.; ESPOSITO, E. Biotechnological strategies applied to the decontamination of soils polluted with heavy metals. **Biotechnology Advances**, v. 28, n. 1, p. 61-69, 2010.
- KHAN, A. G.; KUEK, C.; CHAUDHRY, T. M.; KHOO, C. S.; HAYES, N. J. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. **Chemosphere**, v. 41, p. 197-207, 2000.
- KERBAUY, G. B. **Fisiologia vegetal**. 2. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2012.
- KISSMANN, K. G. **Plantas infestantes e nocivas**. São Paulo: FASF. 2. ed., 1997.
- KLUMPP, A.; BAUER, K.; FRANZ-GERSTEIN, C.; MENEZES, M. Variation of nutrient and metal concentrations in aquatic macrophytes along the Rio Cachoeira in Bahia (Brazil). **Environment International**, v. 28, p. 165-171, 2002.
- KNECHT, J. A.; VAN DILLEN, M.; KOEVOETS, P. L. M.; SCHAT, H.; VERKLEIJ, J. A. C.; ERNST, W. H. O. Phytochelators in cadmium-sensitive and cadmium-tolerant *Silene vulgaris*. **Plant Physiology**, v. 104, p. 255-261, 1994.
- LASAT, M. M. Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, p. 109-120, 2002.
- LIU, Y.; WANG, X.; ZENG, G.; QU, D.; GU, J.; ZHOU, M.; CHAI, L. Cadmium-induced oxidative stress and response of the ascorbate–glutathione cycle in *Beckhamia nivea* (L.) Gaud. **Chemosphere**, v. 69, p. 99-107, 2007.
- MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental, micronutrientes e metais pesados: mitos, mistificação e fatos**. São Paulo, ProduQuímica, 1994.
- MALM, O.; PFEIFFER, W. C.; FISZMAN, M.; AZCUE, J. M. Transport and availability of heavy-metal in the Paraíba do Sul – Guandu River System, Rio de Janeiro State, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 75, p. 201-209, 1988.
- MANAHAN, S. E. **Environmental Chemistry**. 7. ed. Lewis Publishers, Boca Raton, USA. 1999. 898p.
- MARRS, K. The functions and regulation of glutathione S-transferase in plants. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v. 47, p. 553-575, 1996.
- MENDES, P. L. A.; MEYER, S. T.; NORONHA, I. A. S.; GOMES, S. M. A.; SANTOS, M. H. Alterações morfológicas em *Eichhornia crassipes* (aguapé) (Mart.) Solms-Laubach (Pontederiaceae), exposta a elevadas concentrações de mercúrio. **Pesticidas: Revista Ecotoxicológica e Meio Ambiente**, v. 19, p. 29-38, 2009.
- MENDONZA-CÓZATL, D.; LOZA-TAVERA, H.; HERNÁNDEZ-NAVARRO, A.; MORENO-SÁNCHEZ, R. Sulfur assimilation and glutathione metabolism under cadmium stress in yeast, protists and plant. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 29, p. 653-671, 2005.
- METWALLY, A.; FINKEMEIER, I.; GEORGI, M.; DIETZ, K. J. Salicylic acid alleviates the cadmium toxicity in barley seedlings. **Plant Physiology**, v. 132, p. 272-281, 2003.
- MILONE, M. A.; SGHERRI, C.; CLIJSTERS, H.; NAVARI-IZZO, F. Antioxidative responses of wheat treated with realistic concentration of cadmium. **Environmental and Experimental Botany**, v. 50, p. 265-274, 2003.
- MISHRA, V. K.; TRIPATHI, B. D. Concurrent removal and accumulation for heavy metals by the three aquatic macrophytes. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 7091-7097, 2008.
- NAGALAKSHMI, N.; PRASAD, M. N. V. Responses of glutathione cycle enzymes and glutathione metabolism to copper stress in *Scenedesmus bijugatus*. **Plant Science**, v. 160, p. 291-299, 2001.
- NOCTOR, G.; GOMEZ, L.; VANCKER, H.; FOYER, C. H. Interactions between biosynthesis, compartmentation and transport in the control of glutathione homeostasis and signalling. **Journal Experimental Botany**, v. 53, p. 1283-1304, 2002.
- OLGUÍN, E. J.; SÁNCHEZ-GALVÁN, G.; PÉREZ-PÉREZ, T. Assessment of the phytoremediation potential of *Salvinia minima* Baker compared to *Spirodela polyrrhiza* in high-strength organic wastewater. **Water Air and Soil Pollution**, v. 181, p. 135-147, 2007.
- OLIVEIRA, J. A. **Efeito do cádmio sobre a absorção, a distribuição e a assimilação de enxofre em aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) e salvinia (*Salvinia auriculata* Aubl.)**. Tese de Doutorado, UFV. 1998. 93p.

- OLIVEIRA, J. A.; CAMBRAIA, J.; OLIVA, M. A.; JORDÃO, C. P. Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de salvinia e aguapé. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. 13, n. 3, p. 329-341, 2001.
- OUTRIDGE, P. M.; HUTCHINSON, T. C. Effects of cadmium on integration and resource allocation in the clonal fern *Salvinia molesta*. **Oecologia**, v. 84, p. 215-223, 1990.
- PAIVA, H. N.; CARVALHO, J. G.; SIQUEIRA, J. O. Efeito da aplicação de cádmio sobre o teor de nutrientes em mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Vell.). **Ciência Florestal**, v. 11, p. 153-162, 2001.
- PANDEY, N.; SHARMA, C. P. Effect of heavy Co^{2+} , Ni^{2+} and Cd^{2+} on growth and metabolism of cabbage. **Plant Science**, v. 163, p. 753-758, 2002.
- PAQUIN, D. G.; CAMPBELL, S.; LI, Q. X. Phytoremediation in subtropical Hawaii a review of over 100 plant species. **Remediation Journal**, v. 14, n. 2, p. 127-139, 2004.
- PEREIRA, G. J. G.; MOLINA, S. M. G.; LEA, P. J.; AZEVEDO, R. A. Activity of antioxidant enzymes in response to cadmium in *Crotalaria juncea*. **Plant Soil**, v. 239, p. 123-132, 2002.
- PETRUCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. Influence of photoperiod on the uptake of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, p. 373-379, 2000.
- PILON-SMITS, E.A.H.; ZHU, Y.L.; SEARS, T.; TERRY, N. Overexpression of glutathione reductase in *Brassica juncea*: effects on cadmium accumulation and tolerance. **Physiologia Plantarum**, v.110, p.455-460, 2000.
- PILON-SMITS, E. Phytoremediation. **Annual Review Plant Biology**, v. 56, p. 15-39, 2005.
- PIO, M. C. S. da; SOUZA, K. S. dos; SANTANA, G. P. Capacidade da *Lemna aquimocialis* para acumular metais pesados de água contaminada. **Acta Amazônica**, v. 43, n. 2, p. 203-210, 2013.
- PRASAD, M. N. V.; MALEC, P.; WALOSZEK, A.; BOJKO, M.; STRZALKKA, K. Physiological responses of *Lemna trisulca* L. (duckweed) to cadmium and copper bioaccumulation. **Plant Science**, v. 161, p. 881-889, 2001.
- RAMOS, I.; ESTEBAN, E.; LUCENA, J. J.; GÁRATE, A. Cadmium uptake and subcellular distribution in plants of *Lactuca* sp. Cd-Mn interaction. **Plant Science**, v. 162, p. 761-767, 2002.
- RANGSAYATORN, N.; UPATHAM, E. S.; KRUAATCHUE, M., POKETHITIYOOK, P.; LANZA, G. R. Phytoremediation potential of *Spirulina (Arthrospira) platensis*: biosorption and toxicity studies of cadmium. **Environmental Pollution**, v. 119, p. 45-53, 2002.
- REESE, R. N.; WINGE, D. R. Sulfate stabilization of the cadmium-glutamyl peptide complex of *Schizosaccharomyces pombe*. **Journal of Biological Chemistry**, v. 263, p. 12832-12835, 1988.
- ROBACH, F. G.; THIEBAUT, G.; TREMOLIERES, M.; MULLER, S. A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in north-east France. **Hydrobiologia**, v. 340, p. 67-76, 1996.
- RODRÍGUEZ-SERRANO, M., ROMERO-PUERTAS, M. C., ZABALZA, A., CORPAS, F. J., GÓMEZ, M., DEL RÍO, L. A., SANDALIO, L. M. Cadmium effect on oxidative metabolism of pea (*Pisum sativum* L.) roots. Imaging of reactive oxygen species and nitric oxide accumulation *in vivo*. **Plant Cell Environmental**, v. 29, p. 1532-1544, 2006.
- ROMERO-PUERTAS, M. C.; RODRÍGUEZ-SERRANO, M.; CORPAS, F. J.; GÓMEZ, M.; DEL RÍO, L. A.; SANDALIO, L. M. Cadmium induced subcellular accumulation of O_2^- and H_2O_2 in pea leaves. **Plant Cell Environmental**, v. 27, p. 1122-1134, 2004.
- ROMERO-PUERTAS, M. C.; CORPAS, F. J.; RODRÍGUEZ-SERRANO, M.; GÓMEZ, M.; DEL RÍO, L. A.; SANDALIO, L. M. Differential expression and regulation of antioxidative enzymes by cadmium in pea plants. **Journal Plant Physiology**, v. 164, p. 1346-1357, 2007.
- SALT, D. E.; PRINCE, R. C.; PICKERING, I. J.; RASKIN, I. Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian mustard. **Plant Physiology**, v. 109, p. 1427-1433, 1995.
- SANITÁ DI TOPPI, L.; GABRIELLI, R. Response to cadmium in higher plants. **Environmental of Experimental Botany**, v. 41, p. 105-130, 1999.
- SCHAT, H.; LLUGANY, M.; BERNHARD, R. Metal-specific patterns of tolerance, uptake and transport of heavy metals in hyperaccumulating and nonhyperaccumulating metallophytes. In: TERRY, N.; BANNUELOS, G. **Phytorem. Cont. Soil Water**. CRC Press LLC, p. 171-188, 2000.
- SCHMIDT, A.; JAGER, K. Open questions about sulfur metabolism in plants. **Annual Review of Plant Physiology**, v. 43, p. 325-349, 1992.
- SCHÜTZENDÜBEL, A.; SCHWANZ, P.; TEICHMANN, T.; GROSS, K.; LANGENFELD- HEYSER, R.; GODBOLD, D. L.; POLLE, A. Cadmium-induced changes in antioxidative systems, hydrogen peroxide content, and differentiation in scots pine roots. **Plant Physiology**, v. 127, p. 887-898, 2001.
- SCHÜTZENDÜBEL, A.; POLLE, A. Plant responses to abiotic stresses: heavy metal-induced oxidative stress and protection by mycorrhization. **Journal of Experimental Botany**, v. 53, p. 1351-1365, 2002.
- SEN, A. K.; BHATTACHARYYA, M. Studies of uptake and toxic effects of Ni (II) on *Salvinia natans*. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 78, p. 141-152, 1994.

- SHAH, K.; KUMAR, R. G.; VERMA, S.; DUBEY, R. S. Effect of cadmium on lipid peroxidation, superoxide anion generation and activities of antioxidant enzymes in growing rice seedlings. **Plant Science**, v. 161, p. 1135-1144, 2001.
- SILVA, M. S. R.; RAMOS, J. F.; PINTO, A. G. N. Metais de transição nos sedimentos de igarapés de Manaus-AM. **Acta Limnologia Brasiliensia**, v. 11, p. 89-100, 1999.
- SINGH, S.; EAPEN, S.; SOUZA, S. F. D. Cadmium accumulation and its influence on lipid peroxidation and antioxidative system in an aquatic plant, *Bacopa monnieri* L. **Chemosphere**, v. 62, p. 233-246, 2006.
- SOLTAN, M. E.; RASHED, M. N. Laboratory study on the survival of water hyacinth under several conditions of heavy metal concentrations. **Advances in Environmental Research**, v. 7, p. 321-334, 2003.
- SOUZA, V. L.; SILVA, D. C. da; SANTANA, K. B.; MIELKE, M. S.; ALMEIDA, A. A. F. de; MANGABEIRA, P. A. O.; ROCHA, E. A. Efeitos do cádmio na anatomia e na fotossíntese de duas macrófitas aquáticas. **Acta Botânica Brasileira**, v. 23, n. 2, p. 343-354, 2009.
- STOHS, S. J.; BAGCHI, D. Oxidative mechanisms in the toxicity of metal ions. *Free Rad Biol Med*, v. 18, p. 321-326, 1995.
- STOLT, J. P.; SNELLER, F. E. C.; BRYNGELSSON, T.; LUNDBOR, T.; SCHAT, H. Phytochelatin and cadmium accumulation in wheat. **Environmental of Experimental Botany**, v. 49, p. 21-28, 2003.
- TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 5. ed. Porto Alegre: Artmed, 2013. 719 p.
- TSUJI, N.; HIRAYANAGI, N.; IWABE, O.; NAMBA, T.; TAGAWA, M.; MIYAMOTO, S.; MIYASAKA, H.; TAKAGI, M.; HIRATA, K.; MIYAMOTO, K. Regulation of phytochelatin synthesis by zinc and cadmium in marine green alga, *Dunaliella tertiolecta*. **Phytochemistry**, v. 62, p. 453-459, 2003.
- VECCHIA, F. D.; LA ROCCA, N.; MORO, I.; DE FAVERI, S.; ANDREOLI, C.; RASCIO, N. Morfogenetic ultrastructural and physiological damages suffered by submerged leaves of *Elodea Canadensis* exposed to cadmium. **Plant Science**, v. 168, p. 329-338, 2005.
- VESTENA, S. **Efeito do cádmio sobre a atividade de enzimas antioxidativas e sobre o metabolismo de glutatona em aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) e salvinia (*Salvinia auriculata* Aubl.)**. Tese de Doutorado, UFV. 2004. 114p.
- VESTENA, S.; CAMBRAIA, J.; RIBEIRO, C.; OLIVA, M. O.; OLIVEIRA, J. A. Cadmium accumulation by water hyacinth and salvinia under different sulfur concentrations. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 2, n. 3, p. 1-6, 2007.
- VESTENA, S.; CAMBRAIA, J.; RIBEIRO, C.; OLIVEIRA, J. A.; OLIVA, M. O. Cadmium-induced oxidative stress and antioxidative enzyme response in water hyacinth and salvinia. **Brazilian Society of Plant Physiology**, v. 23, n. 2, p. 131-139, 2011.
- VITÓRIA, A. P.; LEA, P. J.; AZEVEDO, R. A. Antioxidant enzymes responses to cadmium in radish tissues. **Phytochemistry**, v. 57, p. 710-715, 2001.
- VÖGELI-LANGE, R.; WAGNER, G. J. Relationship between cadmium, glutathione and cadmium-binding peptides (phytochelatins) in leaves of intact tobacco seedlings. **Plant Science**, v. 114, p. 11-18, 1996.
- WU, S.; ZU, Y.; WU, M. Cadmium response of the hairy root culture of the endangered species *Adenophora lobophylla*. **Plant Science**, v. 160, p. 551-562, 2001.
- XIAO, X.; CHEN, T.; AN, Z.; LEI, M.; HUANG, Z.; LIAO, X.; LIU, Y. Potential of *Pteris vittata* L. for phytoremediation of sites co-contaminated with cadmium and arsenic: the tolerance and accumulation. **Journal of Environmental Sciences**, v.20, n.1, p.62-67, 2008.
- ZEMAN, C., RICH, M.; ROSE, J. World water resources: Trends, challenges, and solutions. **Reviews in Environmental and Science Bio/Technology**, v. 5, p. 333-346, 2006.
- WOLFF, G.; ASSIS, L. R.; PEREIRA, G. C.; CARVALHO, J. G.; CASTRO, E. M. Efeito da toxicidade do zinco em folhas de *Salvinia auriculata* cultivadas em solução nutritiva. **Planta Daninha**, v. 27, n. 1, p. 133-137, 2009.