

**UNIVERSIDADE DO EXTREMO SUL CATARINENSE – UNESC
UNIDADE ACADÊMICA DE HUMANIDADES, CIÊNCIAS E EDUCAÇÃO
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

CAROLINE MAGAGNIN ZOCHE

**FITORREMEDIÇÃO DE EFLUENTES DA EXPLOTAÇÃO DO CARVÃO: PODE A
MACRÓFITA *Eleocharis acutangula* (RoxbScult) (Cyperaceae) SER CONSIDERADA
UMA ESPÉCIE HIPERACUMULADORA DE METAIS PESADOS?**

CRICIÚMA

2013

CAROLINE MAGAGNIN ZOCHE

**FITORREMEDIÇÃO DE EFLUENTES DA EXPLOTAÇÃO DO CARVÃO: PODE A
MACRÓFITA *Eleocharis acutangula* (RoxbScul) (Cyperaceae) SER CONSIDERADA
UMA ESPÉCIE HIPERACUMULADORA DE METAIS PESADOS?**

Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado para obtenção do grau de bacharel no curso de Ciências Biológicas da Universidade do Extremo Sul Catarinense, UNESC.

Orientador: Prof. Dr. Jairo José Zocche

CRICIÚMA

2013

CAROLINE MAGAGNIN ZOCHE

FITORREMEDIAÇÃO DE EFLUENTES DA EXPLOTAÇÃO DO CARVÃO: PODE A
MACRÓFITA *Eleocharis acutangula* (RoxbScul) (Cyperaceae) SER CONSIDERADA
UMA ESPÉCIE HIPERACUMULADORA DE METAIS PESADOS?

Trabalho de Conclusão de Curso aprovado pela
Banca Examinadora para obtenção do grau de
Bacharel no Curso de Ciências Biológicas da
Universidade do Extremo Sul Catarinense, UNESC.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Jairo José Zocche (Orientador)

Prof^a. Me. Nadja Zim Alexandre

Prof. Me Samuel Costa

AGRADECIMENTOS

Ao prof. Dr. Jairo José Zocche, como profissional, pela orientação e oportunidade de aprendizado. Como pai por toda a educação e orientação em toda minha vida bem como por seu amparo e amor incondicional. Como pai e professor, que não mediu esforços para me ajudar desde a escolha do tema, o desenvolvimento do experimento e na conclusão da redação deste trabalho. Obrigada pai!

A minha mãe, que sempre acreditou no meu potencial, independente daquilo que eu estivesse fazendo. Que me ajudou a montar meu experimento e que sempre me apoiou e me deu força pra seguir em frente mesmo sabendo que eu nunca tive certeza de nada. Obrigada por ser a melhor mãe do mundo!

Aos meus irmãos, Nicolás e Laura que tornam meus dias mais fáceis, ou não, embora assim mais alegres.

Ao meu namorado, Felipe, por sua ajuda em todas as etapas deste trabalho. Obrigada por me aturar estressada e raivosa durante este período.

Aos meus cães, Judi, Bono, Preta e Will, que independente do meu humor, nunca deixaram de me receber eufóricos e com suas caudas dançantes, a cada volta minha da Universidade. Obrigada por compreender-me sempre!

À professora Me. Nadja Zim Alexandre (Téia) por seu auxílio em questões técnicas de química.

Ao colega de laboratório Ivan Réus pela ajuda em campo.

Aos colegas do Laboratório de Química da UNESC, Edson, Jéssica, Alexandre e Priscila, por todo auxílio e disposição na maior parte deste trabalho, sem a competência e boa vontade de vocês, sozinha eu não conseguiria.

Ao colega William Carboni Viana por ter ido até a Espanha busca o composto de Hampirom.

A empresa Comercial Química Massó Divison Agro, Espanha, por ter disponibilizado gratuitamente o composto de Hampirom.

A UNESC pela concessão da Bolsa de IC Edital PIBIC/UNESC 07/2012 e apoio financeiro aos trabalhos de campo Edital Grupos de Pesquisa - UNESC n. 22/2012.

A FAPESC, que por meio das Chamadas Públicas 007/2006, 005/2008 e 02/2012 e, ao MPF-SC, que através do Edital MPF-SC, objeto da Ação Civil Pública n. 93.8000533-4 e do Processo de Cumprimento de Sentença n. 2000.72.04.002543-9 propiciaram ao

LABECO/UNESC a aquisição de diversos equipamentos e materiais utilizados no presente estudo.

Aos grandes amigos que fiz nestes quatro anos de faculdade, que enlouqueceram junto comigo nesta última fase do curso.

RESUMO

O carvão mineral representa um importante recurso energético para o Brasil. Entretanto a exploração do mesmo tem causado grandes impactos ambientais. Apesar das condições extremas geradas, nos locais de descarte de rejeitos ocorre o desenvolvimento de espécies tolerantes, as quais tem mostrado potencial para o tratamento passivo de efluentes. Tais tratamentos se baseiam em técnicas de bioremediação como a fitoremediação, que usa plantas para estabilizar, colher ou mudar quimicamente os contaminantes para formas não perigosas. As plantas atuam como “sistemas de bombeamento e filtragem” que captam, alteram e/ou translocam elementos da solução do meio contaminado para suas partes aéreas. Esta pesquisa teve por objetivo verificar o potencial hiperacumulador de metais pesados da macrófita aquática *Eleocharis acutangula*, visando utilização na fitoremediação de áreas contaminadas por drenagem ácida de mina (DAM). Espécimes de *E. acutangula* foram coletados em um corpo d'água, livre da influência da DAM, foram cultivadas em casa de vegetação, em solução nutritiva de Hoagland e Arnon (1950) por 42 dias. Na sequência foram expostas por sete dias a concentrações de 25 e 50 mg L⁻¹ de cádmio em solução nutritiva, em um delineamento experimental do tipo blocos completamente casualizados 3x3 (tratamentos e repetições). Após o período de exposição amostras de raízes e folhas da espécie foram submetidas à análise do conteúdo total de elementos químicos por meio técnica PIXE (*Particle Induced X-ray Emission*). Os resultados foram diretamente comparados entre os tratamentos e entre os órgãos, neste caso, por meio do índice de translocação (IT). Foi detectada a presença de 19 elementos químicos, cujos conteúdos totais variaram de órgão para órgão na planta, evidenciando maior tendência de acumulação nas raízes para os metais pesados e de translocação de macronutrientes para as folhas. *E. acutangula* hiperacumulou Cd nas raízes (1.759,67 µg g⁻¹ (T2) e 2.576,33 µg g⁻¹ (T3), não evidenciando translocação deste elemento para a parte aérea da planta, tendência também observada para os metais pesados Ti, As e Pb. Para os demais metais pesados os IT_s foram observados na seguinte ordem: Zn (34,85%) > Al (21,9%) > Cu (17,64%) > Mn (12,30%) > Fe (5,44%). Os resultados sugerem que a espécie estudada, sob condições extremas de contaminação, se comporte como hiperacumuladora, corroborando os resultados obtidos em outras pesquisas desenvolvidas na Bacia Carbonífera Catarinense, o que lhe confere o status de espécie chave a ser utilizada no tratamento passivo de drenagem ácida de mina.

Palavras-chave: Carvão mineral, Drenagem ácida de mina, Tratamento passivo, Translocação, PIXE.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Localização da área de coleta do material botânico (circulada pela linha vermelha), na localidade de Campo Mãe Luzia, Município de Araranguá, SC.....16
- Figura 2 – Detalhe panorâmico do local de coleta das mudas de *E. acutangula*.....17
- Figura 3 – Detalhe da casa de vegetação com cobertura de polietileno e sombrite com 50% de luminosidade onde os experimentos foram desenvolvidos.....18
- Figura 4 – Detalhe das bombonas plásticas (parcelas experimentais) preenchidas com solução nutritiva e mantidas sob aeração constante com aeradores de aquário e a medição diária do pH.....19
- Figura 5 - Esquema demonstrando a disposição do delineamento experimental do tipo blocos completamente casualizados (3x3), com três tratamentos e três repetições por tratamento. A ordem de disposição dos respectivos tratamentos nos blocos foi definida por meio de sorteio.....19
- Figura 6 – Detalhe da disposição das quatro mudas de *E. acutangula* por bombona plástica (parcelas experimentais).....20

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Teores médios ($\mu\text{g g}^{-1}$) de peso seco \pm o desvio padrão dos elementos químicos, detectados nas folhas e raízes de *Eleocharis acutangula* cultivadas nos respectivos tratamentos: 1 (grupo controle), 2 (grupo exposto a concentração de $0,25 \text{ mg. L}^{-1}$ de Cd) e 3 (grupo exposto a concentração de $0,50 \text{ mg. L}^{-1}$ de Cd).....24

Tabela 2 – Índice de translocação da raiz para a parte aérea nas amostras de *E. acutangula* cultivadas nos diferentes tratamentos.....26

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1 – Protocolo de solução nutritiva, preparada conforme recomendações de Hoagland e Arnon (1950).

LISTA DE ABREVIATURAS

BCC – Bacia Carbonífera Catarinense

DAM – Drenagem ácida de mina

IT – Índice de Translocação

LOD – Limite de detecção

PIXE - *Particle Induced X-ray Emission*

QApa – Quantidade acumulada na parte aérea da planta

QAt – Quantidade acumulada total na planta

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
1.1 OBJETIVOS	14
1.1.1 Objetivo geral.....	14
1.1.2 Objetivos específicos.....	14
2 MATERIAL E MÉTODOS	16
2.1 MATERIAL BOTÂNICO	16
2.2 COLETA E CONDIÇÕES DE CULTIVO	16
2.2.1 Coleta do material botânico.....	16
2.2.2 Condições de cultivo	18
2.3 DETERMINAÇÃO DO CONTEÚDO TOTAL DE ELEMENTOS QUÍMICOS NA PLANTA	21
2.4 ANÁLISE DE DADOS	22
2.4.1 Conteúdo de elementos químicos	22
2.4.2 Translocação de metais pesados das raízes para as folhas	22
3 RESULTADOS	24
3.1 CONTEÚDO TOTAL DE ELEMENTOS QUÍMICOS NA PLANTA ESTUDADA	24
3.2 ÍNDICE DE TRANSLOCAÇÃO DE ELEMENTOS QUÍMICOS NA PLANTA	26
4 DISCUSSÃO	28
4.1 CONTEÚDO TOTAL DE ELEMENTOS QUÍMICOS NA PLANTA.....	28
4.2 TRANSLOCAÇÃO DE ELEMENTOS QUÍMICOS NA PLANTA	30
5 CONCLUSÃO.....	32
REFERÊNCIAS	33

1 INTRODUÇÃO

A mineração de carvão no Brasil vem sendo desenvolvida desde 1795 quando este mineral foi descoberto na região de Candiota, RS, próximo à fronteira com o Uruguai (GOMES et al., 1998). A demanda por esse recurso energético aumentou a partir da crise do petróleo na década de 70 do século passado e vem crescendo até os dias atuais, em função das vantagens econômicas da sua exploração em comparação a outras fontes energéticas, além da abundância, uma vez que as reservas mundiais deste minério são cerca de quatro vezes superiores às de seus principais concorrentes: petróleo e gás natural (ANEEL, 2009).

De acordo com Campos et al., (2010):

“A exploração do carvão mineral pode ocorrer no subsolo ou a céu aberto. A mineração subterrânea implica na abertura de poços e galerias de encosta para extração do minério. Consiste na abertura de um eixo principal de transporte, que pode ser constituído de duas ou mais galerias paralelas e, perpendiculares a esse. Já a lavra a céu aberto consiste nas operações de remoção da cobertura de material estéril e na extração da camada de carvão descoberta. A cobertura e as camadas de carvão são lavradas em sequência de cortes e o estéril removido de um corte é depositado dentro do vazio do corte anterior”.

A extração do carvão, seja ela subterrânea ou a céu aberto, causa grandes impactos ambientais. Costa et al. (2007) assinalam que estas atividades provocam alterações físicas, químicas e biológicas nos ecossistemas, comprometendo de forma direta os recursos hídricos, o solo e à biota, afetando também, de forma direta e indireta os seres humanos que vivem próximos ou a jusante das áreas de mineração.

Independente da maneira como é minerado (a céu abeto ou no subsolo), o impacto ao meio se dá não somente pela mineração em si, mas principalmente pelo destino final dado e pelo modo como são tratadas as “sobras” geradas como os rejeitos da mineração, os quais representam nos carvões brasileiros, cerca de 30 a 60% daquilo que é minerado (GAIVIZZO et al., 2000)

Estes resíduos muitas vezes são eliminados de forma imprópria, sendo depositados em pilhas ou descartados em bacias de decantação próximos às áreas mineradas, ou as usinas termoelétricas (FUNGARO; IZIDORO, 2006). Comumente, o rejeito obtido após o beneficiamento do carvão mineral é descartado em módulos controlados (pilhas de rejeitos piritosos). Caso essas pilhas não sejam construídas corretamente o contato do rejeito com água e ar, provoca a oxidação e lixiviação das pilhas, resultando na drenagem ácida de minas - DAM (DEFAVERI et al., 2009).

A DAM pode ser definida como a solução ácida gerada, quando minerais sulfetados presentes em resíduos de mineração (rejeito ou estéril) são oxidados em presença de água. Esta solução age como lixiviante dos minerais presentes nos resíduos, produzindo um percolado rico em metais dissolvidos e ácido sulfúrico. Caso o percolado alcance corpos hídricos pode contaminar suas águas, tornando-as impróprias para uso por muito tempo, mesmo depois de cessadas às atividades de mineração (BORMA; SOARES, 2002).

Apesar das condições extremas geradas nos locais de mineração, beneficiamento e de disposição de resíduos, principalmente naqueles associados às áreas de sedimentação (p.ex. banhados e a planície de inundação dos rios), ocorre o desenvolvimento de espécies tolerantes, as quais chegam a constituir verdadeiras comunidades vegetais (ZOCHE, 2008). Nestes locais várias espécies de plantas terrestres e aquáticas são encontradas, muitas delas comportando-se como concentradoras e ou acumuladoras de metais pesados (FREITAS, 2007; ZOCHE, 2010), algumas inclusive, evidenciam comportamento de hiperacumulação, conforme assinala Bitencourt (2010).

Dentre as plantas que apresentam a capacidade descrita à cima, estão algumas macrófitas aquáticas, as quais acumulam e aceleram a ciclagem de nutrientes, influenciando na qualidade dos ecossistemas hídricos. Assim sendo, torna-se cada vez mais eminente a necessidade de se aumentar os estudos sobre macrófitas aquáticas, para que se possa testar a viabilidade de emprego das mesmas em programas de monitoramento e manejo de ecossistemas, conforme assinala Pompêo (2008).

Macrófitas aquáticas são vegetais visíveis a olho nu, cujas partes fotossintetizantes ativas estão permanentemente, ou por diversos meses, em todos os anos, total ou parcialmente submersas em água doces ou salobras, ou ainda, flutuantes nas mesmas (IRGANG; GASTAL-JR, 1996; ZOCHE-DE-SOUZA, 2007). Apresentam um crescimento rápido e são muito tolerantes à poluição hídrica em geral e, portanto, atuam eficientemente nos processos de depuração de efluentes. Sendo desta forma capazes de contribuir para a melhoria da qualidade da água poluída, tanto por efluentes de esgotos domésticos, quanto por efluentes industriais, assim como efluentes da mineração, minimizando os impactos provocados pelos processos poluidores (ALVARENGA, 2005).

De acordo com Zocche (2008):

“Além das macrófitas aquáticas, diversas macrófitas terrestres podem absorver certos elementos tóxicos tornando-os biodisponíveis. Ao serem absorvidos e metabolizados pelas plantas, vários elementos químicos tornam-se disponíveis aos animais, que os ingerem ao se alimentarem das raízes, cascas, caules, folhas, néctar, pólen, resina, frutos ou sementes (animais herbívoros) e de outros animais

(carnívoros de primeira e de segunda ordem) que têm contato com as áreas mineradas. Muitos desses elementos são considerados essenciais, e, portanto, entram no metabolismo, enquanto outros não têm uma função definida, mas tem alta afinidade com tecidos de reserva (óleos e gorduras) provocando o fenômeno de biomagnificação. O homem assim como outros animais, pelo fato de ocupar os níveis mais elevados da cadeia alimentar, ao ingerir, por exemplo, o leite, a carne, peixes, mel e seus derivados, frutos, grãos ou ervas medicinais, oriundas de áreas contaminadas com metais pesados (como é o caso das áreas de mineração de carvão), corre sérios riscos de saúde”.

Com o crescimento da indústria carbonífera, a necessidade de recuperação de áreas degradadas também cresceu. Pesquisas realizadas na área ambiental têm revelado resultados positivos em relação aos novos métodos para reparar os danos causados ao ambiente. Nos últimos anos, tem sido crescente a utilização de tratamentos passivos da drenagem ácida de mina, com o emprego de áreas úmidas e/ou banhados construídos.

Estes sistemas utilizam estruturas e funções dos ecossistemas naturais, constituindo-se assim em uma alternativa atraente sob o ponto de vista econômico, além de agregar valores adicionais, tais como, a restauração paisagística e a manutenção da biodiversidade (MOTTA MARQUES et al., 2000). Estes tratamentos passivos baseiam-se nas técnicas de bioremediação, como exemplo, a fitoremediação, que usa plantas para estabilizar, colher ou mudar quimicamente os contaminantes para formas não perigosas (CUNNINGHAM; BERTI, 1993).

Ao mesmo tempo em que a absorção e a capacidade de acumulação de metais pesados pelas macrófitas em ambientes úmidos representam perigos ao homem, em função da biomagnificação de elementos ao longo da cadeia alimentar, apresentam também oportunidade única de recuperação e depuração de áreas degradadas por meio da fitoremediação. Cunningham e Berti (1993) definem o processo da fitoremediação comparando um organismo vegetal a uma obra de engenharia. Assinalam que os vegetais são “sistemas de bombeamento e filtragem” movidos à luz solar, providos de capacidades próprias de carga, degradação e bloqueio. As raízes, assim, seriam “extratores exploratórios” da fase líquida do solo (substrato) que podem captar, alterar e/ou translocar elementos e compostos desta, mesmo contra grandes gradientes químicos de concentração.

Embora de reconhecida importância na literatura, a fitoremediação de efluentes líquidos no Brasil, principalmente a relacionada aos efluentes da mineração do carvão ainda é incipiente. Na Bacia Carbonífera Catarinense (BCC), vários banhados naturais se formaram espontaneamente em áreas de rejeitos de mineração, os quais, vêm atuando como verdadeiros filtros biológicos, no entanto, sua eficiência e capacidade depurativa das águas, ainda não

foram devidamente avaliadas, assim como, não foi devidamente analisado o potencial de certas macrófitas em hiperacumular metais pesados.

Dentre os trabalhos experimentais na BCC os de: Zocche-de- Souza (2006) que avaliou a eficiência de banhados biológicos construídos para o tratamento passivo da água de drenagem ácida de mina; Freitas (2007) que verificou as alterações anatômicas em raízes e folhas de *Typha domingensis* Pers. (Typhaceae) e a concentração de Zn e Mn nos efluentes da mineração e do beneficiamento de carvão; Zocche-de-Souza (2007) que analisou a estrutura vegetacional e a qualidade da água de *wetlands* construídos em áreas mineradas de carvão a céu aberto em Siderópolis, SC; Firpo (2007) que trabalhou com o tratamento secundário de drenagem ácida de minas em banhado construído em Forquilha; e Bitencourt (2010) que avaliou o potencial de um banhado construído (*wetland*) para o biopolimento da drenagem ácida de mina (DAM) tratada por processos físicos e químicos convencionais.

Assim sendo, com o intuito de contribuir para o estudo de um tema de extrema importância e aplicabilidade, esta pesquisa fundamenta-se na hipótese de que a macrófita aquática *Eleocharis acutangula* (Roxb.) Schult, em contato com a drenagem ácida de mina em áreas de mineração do carvão, comporta-se como espécie hiperacumuladora de metais pesados e portanto, pode ser utilizada como organismo modelo para a fitoextração de poluentes em áreas degradadas pela exploração do carvão.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

- Analisar o potencial hiperacumulador de metais pesados da macrófita aquática *Eleocharis acutangula* visando sua utilização na fitorremediação de áreas contaminadas por drenagem ácida de mina.

1.1.2 Objetivos específicos

- Determinar a concentração de elementos químicos nas raízes e folhas de *Eleocharis acutangula* cultivada em solução nutritiva e exposta a doses crescentes de cádmio.

- Verificar a ocorrência de translocação de elementos químicos das raízes para as folhas na espécie estudada.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 MATERIAL BOTÂNICO

Eleocharis acutangula (Roxb.) Schult., 1824 (sinonímia *Scirpus acutangulus* Roxb., 1820) vulgarmente conhecida como junco, cebola-d'água, cebolinha, junco-de-três-quinas e taboinha, é uma erva perene, aquática, ereta, cespitosa, estolonífera. Com colmos 29-100 cm x 2-5 mm na base, triangulares de faces convexas, às vezes, com ângulos alados, esponjosos, lisos, sulcos ausentes, verdes. Ápice oblíquo, acuminado, íntegro, suas espigas são multifloras, cilíndricas, 1,5-4,5 cm x 2,5-4 mm, agudas a subagudas, castanho-claras a esverdeadas, proliferação ausente. Floresce e frutifica em janeiro, abril, maio, outubro e novembro. Habita brejos herbáceos, canais, margem de lagoas e poças. Espécie cosmopolita distribui-se na América, África e Oceania. No Brasil ocorre em Roraima, Pernambuco, Bahia, Mato Grosso, Goiás, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (GIL; BOVE, 2007).

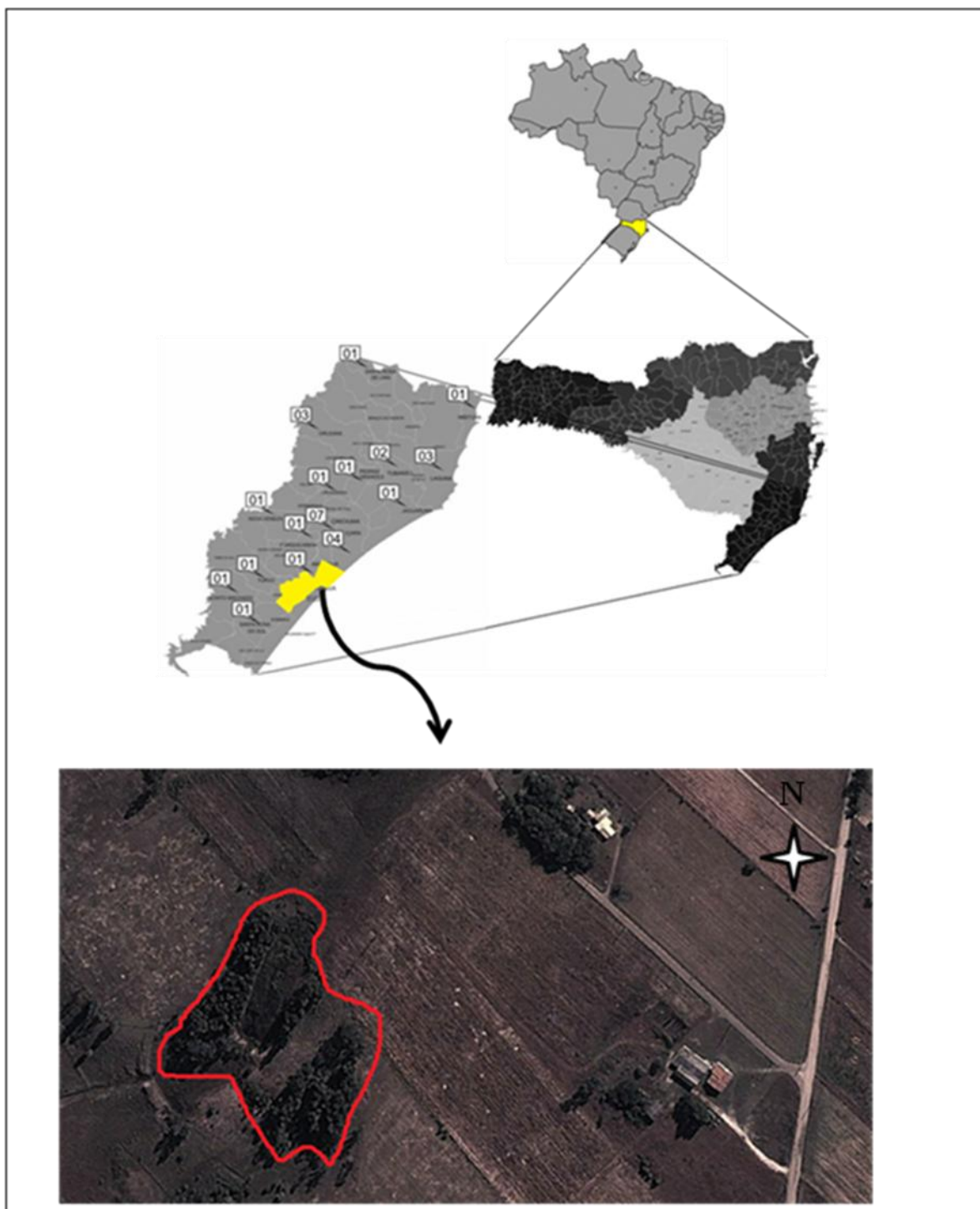
Tem sido continuamente registrada, como de ocorrência espontânea em locais submetidos ao contato com drenagem ácida de mina na Bacia Carbonífera Catarinense, onde forma manchas densas e homogêneas (ZOCHE-DE-SOUZA, 2006; 2007; BITENCOURT, 2010) e portanto, se apresenta com alto potencial para ser testada em experimentos de hiperacumulação de metais pesados.

2.2 COLETA E CONDIÇÕES DE CULTIVO

2.2.1 Coleta do material botânico

Espécimes de *E. acutangula* foram coletados em um corpo d'água livre de contaminação com drenagem ácida de mina, em uma área de campo antrópico, na localidade de Campo Mãe Luzia, município de Araranguá, Santa Catarina, entre as coordenadas (*Datum* SAD 69, Fuso 22 Sul): S 28°51'47" e W 49°20'52" (Figuras 1 e 2).

Figura 1 - Localização da área de coleta do material botânico (circulada pela linha vermelha), na localidade de Campo Mãe Luzia, Município de Araranguá, SC.



Fonte: Google Maps e Google Earth (2011)

Figura 2 – Detalhe panorâmico do local de coleta das mudas de *E. acutangula*.



Fonte: Do autor.

2.2.2 Condições de cultivo

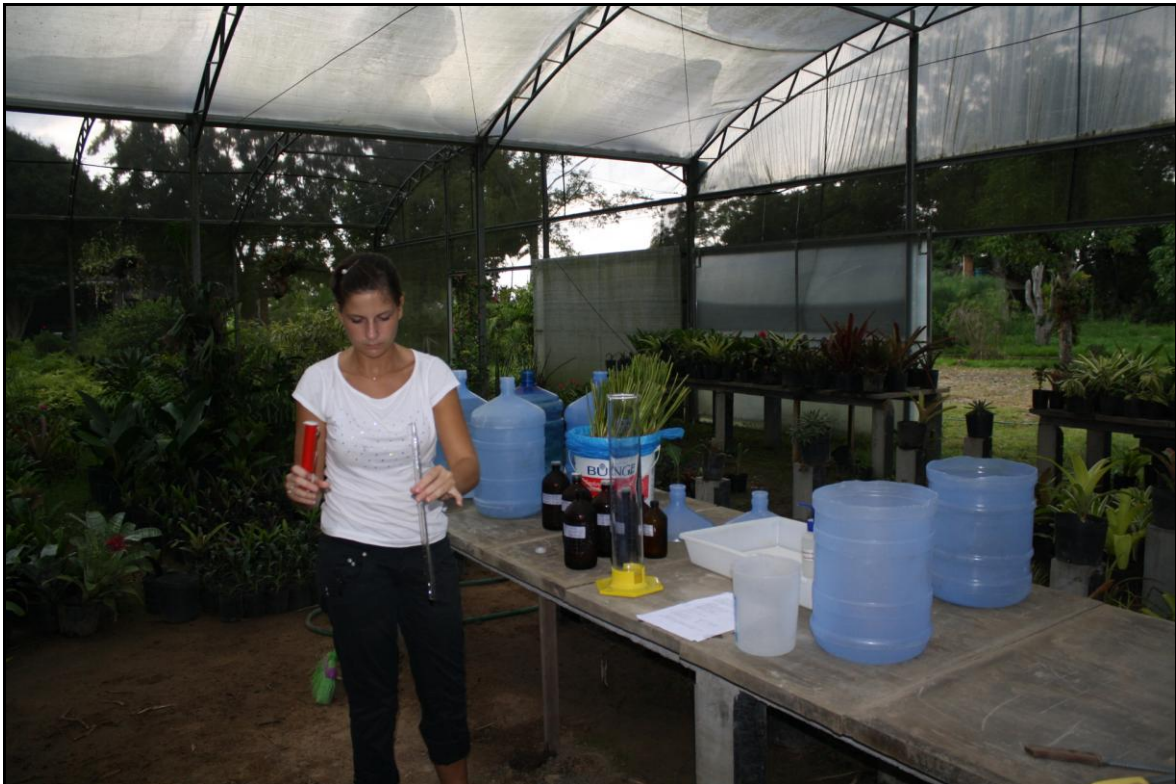
Após a coleta, as amostras foram transportadas em baldes plásticos, com capacidade de 20 L, com as raízes imersas em água, para a casa de vegetação com cobertura de polietileno e sombrite (luminosidade de 50% e umidade controlada) (Figura 3).

As plantas foram separadas em explantes cujas folhas mortas e bainhas antigas foram retiradas. Cada muda teve suas raízes cortadas rente aos estolões e as folhas (mantidas em número de quatro por explante) foram cortadas com o comprimento de 0,30 m. Estes procedimentos se fizeram necessários, pois, para as análises do conteúdo de elementos químicos, foram utilizadas apenas as raízes e folhas novas, isto é, as que brotaram após o cultivo em casa de vegetação.

Na sequência as mudas foram colocadas em bombonas plásticas (quatro plantas/bombona) com capacidade líquida de 20 L contendo 15 L de solução nutritiva, preparada conforme recomendações de Hoagland e Arnon (1950) (anexo 1). Neste ambiente permaneceram sob aeração constante com aeradores de aquário e pH controlado (5,8) (Figura

4) por um período de adaptação de 42 dias. Foi acrescentada uma bombona plástica reserva contendo quatro plantas, para o caso de haver necessidade de reposição de algum espécime que não se adaptou a solução nutritiva e tenha morrido.

Figura 3 – Detalhe da casa de vegetação com cobertura de polietileno e sombrite com 50% de luminosidade onde os experimentos foram desenvolvidos.



Fonte: Do autor.

Após os 42 dias foi implementado o experimento do tipo delineamento blocos completamente casualizados (3x3), com três tratamentos e três repetições por tratamento (RIBOLDI, 1993), adaptado de Souza et al. (2009) conforme descritos a seguir e esboçados nas figuras 5 e 6:

- **Tratamento 1:** grupo controle, plantas expostas apenas a solução nutritiva;
- **Tratamento 2:** plantas expostas a solução nutritiva + concentração baixa (25 mg L^{-1}) de Cd;
- **Tratamento 3:** plantas expostas a solução nutritiva + concentração alta (50 mg L^{-1}) de Cd.

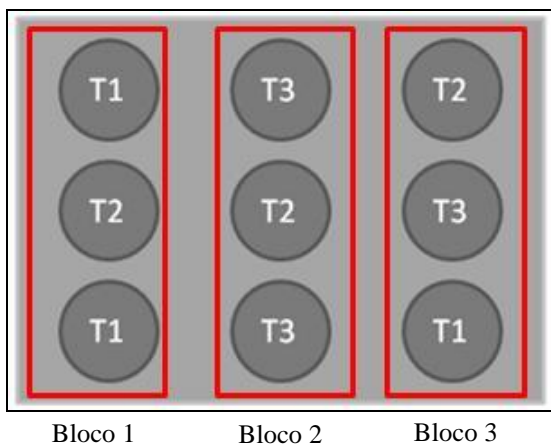
A definição do metal pesado que foi analisado se deu a partir dos estudos de Souza et al. (2009) desenvolvidos com macrófitas aquáticas expostas a doses crescentes de Cd.

Figura 4 – Detalhe das bombonas plásticas (parcelas experimentais) preenchidas com solução nutritiva e mantidas sob aeração constante com aeradores de aquário e a medição diária do pH.



Fonte: Do autor

Figura 5 - Esquema demonstrando a disposição do delineamento experimental do tipo blocos completamente casualizados (3x3), com três tratamentos e três repetições por tratamento. A ordem de disposição dos respectivos tratamentos nos blocos foi definida por meio de sorteio.



Fonte: Do autor.

As plantas permaneceram expostas as doses crescentes de cádmio por um período de sete dias. O nível da solução nutritiva foi mantido pela reposição diária do volume com água deionizada (Figura 6), conforme recomendações de SOUZA et al., (2009). Ao final deste período, as plantas passaram por uma tríplice lavagem em: água corrente de torneira, em água corrente com detergente neutro e finalmente em água deionizada. Na sequência, foram extraídas amostras das raízes e das folhas, as quais foram desidratadas em estufa sob temperatura controlada de 60°C, até atingirem o peso constante.

Figura 6 – Detalhe da disposição das quatro mudas de *E. acutangula* por bombona plástica (parcelas experimentais).



Fonte: Do autor.

2.3 DETERMINAÇÃO DO CONTEÚDO TOTAL DE ELEMENTOS QUÍMICOS NA PLANTA

Após a desidratação as amostras de raízes e de folhas foram reunidas em uma amostra composta por órgão e por tratamento e foram moídas em gral de porcelana. Os macerados obtidos foram então subdivididos em três sub-amostras (por órgão e por tratamento) e foram submetidos à análise do conteúdo total de elementos químicos por meio

de análise de varredura através da técnica PIXE (*Particle Induced X-ray Emission*) (HE, 1993; JOHANSSON et al., 1995).

Esta técnica tem sido empregada com sucesso para a determinação de elementos traço em amostras de solo, plantas e animais em função de sua característica de leitura de varredura multielementar, alta sensibilidade e simplicidade e elevado rendimento por amostra (MIRELES et al., 2004; ZOCCHÉ et al., 2010). A técnica baseia-se no uso de um acelerador Tandem de 3MV que produz um feixe de prótons sobre a amostra de 2.0 MeV com uma média de 1 nA. Os raios-X induzidos pelo feixe sobre as amostras são detectados por um detector Si (Li) com resolução de cerca de 160 eV a 5,9 keV. O protocolo de padronização adotado nesta pesquisa seguiu os procedimentos descritos por Johansson e colaboradores (1995). O espectro é então analisado pelo software GUPIXWIN (MAXWELL et al., 1995; CAMPBELL et al., 2000).

2.4 ANÁLISE DE DADOS

2.4.1 Conteúdo de elementos químicos

Os resultados médios dos conteúdos de elementos químicos obtidos pela técnica PIXE foram expressos em partes por milhão ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) \pm as incertezas médias cotadas para as concentrações elementares (*fiterror*), as quais representam uma convolução de incertezas decorrentes do processo de mínimos quadrados ajustadas aos espectros de raios-X.

Tais resultados foram expressos como média ($n = 3$) \pm Desvio Padrão da Média (DP) e comparados entre os diferentes tipos de tratamentos. A não sobreposição de valores entre os tratamentos, quando as incertezas (DP) são levadas em conta, representam diferenças significativas entre os diferentes tipos de tratamentos.

2.4.2 Translocação de metais pesados das raízes para as folhas

O Índice de Translocação (IT) foi calculado, conforme a fórmula abaixo, utilizando a razão entre a quantidade acumulada na parte aérea da planta (QApa) e a quantidade total acumulada pela planta (QAt), multiplicado por 100.

$$IT = (QApa/QAt)*100$$

A significância estatística nas diferenças observadas entre os tratamentos em relação ao IT foram testadas por meio do teste do Chi-Quadrado ao nível $P < 95\%$ (ZAR, 2007). O programa utilizado para os cálculos estatísticos foi o Microsoft Office Excel 2007.

3 RESULTADOS

3.1 CONTEÚDO TOTAL DE ELEMENTOS QUÍMICOS NA PLANTA ESTUDADA

As análises de varredura revelaram a ocorrência de 19 elementos químicos nas amostras de raízes e folhas de *E. acutangula*, dentre os quais, Na, Rb e Sr evidenciaram concentrações abaixo do limite de detecção (LOD) do aparelho, tanto nas raízes quanto nas folhas nos três tratamentos, enquanto que, As e Pb, ocorreram com concentrações abaixo do limite de detecção apenas nas raízes, não tendo sido detectados nas folhas. O elemento cádmio por sua vez, evidenciou concentração abaixo do LOD nas raízes apenas no tratamento controle, enquanto que nas folhas não foi detectado (Tabela 1).

Na tabela 1, os valores médios de concentração nas raízes e nas folhas, seguidos respectivamente, por letras minúsculas e maiúsculas iguais indicam que não houve diferença significativa entre os respectivos tratamentos. Os resultados evidenciam que nas raízes, o elemento Al teve sua concentração aumentada no tratamento T2, enquanto que, os elementos Si e Ti tiveram suas concentrações aumentadas tanto no tratamento T2 quanto no tratamento T3, com valores mais elevados no tratamento T2. Os elementos Ca, Fe e Cd, por sua vez, apresentaram-se em concentrações mais elevadas nos tratamentos T2 e T3, com valores superiores em T3. Os elementos P, Mn e Cu, evidenciaram diminuição das concentrações nos tratamentos T2 e T3 em relação ao controle, com valores mais significativos no tratamento T3, já os elementos Cl, K e Zn apresentaram valores de concentração menores nos tratamentos T2 e T3 com valores mais elevados em T2. O enxofre por outro lado, apresentou diminuição significativa tanto em T2 quanto em T3 em relação ao controle.

No que se refere às folhas, observa-se que as diferenças nas concentrações de Al, P, Mn, e Cu não foram significativas nos tratamentos T2 e T3 em relação ao T1 (tratamento controle), porém, as concentrações de Mg e S aumentaram igualmente em T2 e T3, não apresentando diferenças significativas entre si. Os elementos Si e Ca apresentaram respectivamente aumento e diminuição significativas no tratamento T3 em relação ao controle, ao passo que, o elemento Cl teve aumento significativo tanto em T2 quanto em T3, com valor mais elevado em T3 e os elementos Fe e Zn tiveram diminuição tanto em T2 quanto T3, mas com valores maiores em T3.

Tabela 1 - Teores médios ($\mu\text{g g}^{-1}$) de peso seco \pm o desvio padrão dos elementos químicos, detectados nas folhas e raízes de *Eleocharis acutangula* cultivadas nos respectivos tratamentos: 1 (grupo controle), 2 (grupo exposto a concentração de 0,25 mg. L⁻¹ de Cd) e 3 (grupo exposto a concentração de 0,50 mg. L⁻¹ de Cd).

Elementos	Conteúdo nas Raízes ($\mu\text{g g}^{-1}$) \pm DP			Conteúdo nas Folhas ($\mu\text{g g}^{-1}$) \pm DP		
	Tratamento 1	Tratamento 2	Tratamento 3	Tratamento 1	Tratamento 2	Tratamento 3
Na	< 732	< 681	< 688	< 1057	< 1039	< 1069
Mg	3046,00 \pm 210,15 ^a	3175 \pm 217,80 ^a	3373,67 \pm 217,78 ^a	3154 \pm 233,09 ^A	3502,67 \pm 242,90 ^B	3500,00 \pm 242,72 ^B
Al	762,17 \pm 77,38 ^a	1028,57 \pm 86,50 ^b	910,63 \pm 80,98 ^{a,b}	271,83 \pm 81,81 ^A	266,6 \pm 79,00 ^A	255,37 \pm 82,06 ^A
Si	4406,67 \pm 168,14 ^a	10346,33 \pm 282,95 ^b	5764 \pm 192,47 ^c	1750,33 \pm 116,96 ^A	1697,33 \pm 113,40 ^A	1995,33 \pm 122,90 ^B
P	7965,00 \pm 276,29 ^a	6348,33 \pm 248,66 ^b	6031,33 \pm 233,56 ^c	11012,33 \pm 340,56 ^A	10819,33 \pm 336,65 ^A	10889,67 \pm 339,34 ^A
S	4868,33 \pm 195,35 ^a	4023,33 \pm 169,88 ^b	3957,33 \pm 167,76 ^b	4922,00 \pm 217,85 ^A	5292,67 \pm 228,07 ^B	5345,67 \pm 230,22 ^B
Cl	13858,67 \pm 332,14 ^a	11069 \pm 282,47 ^b	12531,33 \pm 306,59 ^c	37886,33 \pm 717,75 ^A	42101,00 \pm 787,40 ^B	44311,33 \pm 806,58 ^C
K	35127,00 \pm 579,60 ^a	30135,33 \pm 521,31 ^b	32116 \pm 554,51 ^c	80472,33 \pm 1144,88 ^A	77573,33 \pm 1132,88 ^B	82472,33 \pm 1159,40 ^A
Ca	5929,33 \pm 200,00 ^a	6316,33 \pm 203,56 ^b	7946 \pm 235,15 ^c	4714,67 \pm 174,16 ^A	4615,33 \pm 172,02 ^A	3555,33 \pm 146,93 ^B
Ti	88,25 \pm 7,66 ^a	116,36 \pm 8,09 ^b	106,53 \pm 7,67 ^c	-	-	-
Mn	2509,67 \pm 23,34 ^a	1541 \pm 17,26 ^b	795,57 \pm 11,71 ^c	116,69 \pm 4,83 ^A	116,27 \pm 4,76 ^A	111,60 \pm 4,71 ^A
Fe	895,10 \pm 14,55 ^a	924,93 \pm 13,84 ^b	965,83 \pm 13,26 ^c	77,54 \pm 4,23 ^A	53,18 \pm 3,62 ^B	42,96 \pm 3,42 ^C
Cu	144,43 \pm 5,15 ^a	137,07 \pm 4,92 ^b	118,7 \pm 4,57 ^c	25,62 \pm 2,71 ^A	26,06 \pm 2,58 ^A	25,42 \pm 2,61 ^A
Zn	419,83 \pm 11,30 ^a	137,5 \pm 6,99 ^b	220,07 \pm 8,33 ^c	197,03 \pm 8,34 ^A	73,55 \pm 5,39 ^B	63,60 \pm 5,08 ^C
As	< 4,88	< 3,60	< 7,11	-	-	-
Rb	< 10	< 11	< 12	< 9	< 10	< 22,52
Sr	< 15	< 19	< 17	< 14	< 17	< 16
Cd	< 368	1759,67 \pm 268,45 ^a	2576,33 \pm 294,30 ^b	-	-	-
Pb	< 13	< 14	< 11	-	-	-

Letras minúsculas iguais após os valores de concentração nas raízes e maiúsculas iguais após os valores de concentração nas folhas indicam que não houve diferença significativa entre os respectivos tratamentos.

< = valor de concentração detectado é menor do que o limite de detecção do aparelho (LOD – *Limite Of Detectiton*)

- = O elemento não foi detectado na folha.

3.2 ÍNDICE DE TRANSLOCAÇÃO DE ELEMENTOS QUÍMICOS NA PLANTA

Os resultados referentes à proporção de concentrações dos elementos entre folhas raízes (ITs) são apresentados na tabela 2. A análise desta tabela evidencia que: os elementos Cl e K foram altamente translocados para as folhas nos três tratamentos; o elemento P apresentou uma translocação mediana nos três tratamentos enquanto que o elemento S apresentou o mesmo comportamento, mas apenas nos tratamentos T2 e T3; os elementos Mg, nos três tratamentos, e S, apenas no tratamento T1, apresentaram translocações baixas; os demais elementos, apresentaram translocação muito baixa, isto é, as concentrações detectadas nas folhas foram inferiores as detectadas nas raízes.

Os índices de translocação observados na tabela 2 revelam que no tratamento 1 (controle) *E. acutangula* translocou elementos químicos das raízes para as folhas na seguinte ordem de grandeza: Cl > K > P > Mg > S > Ca > Zn > Si > Al > Cu > Fe > Mn. No tratamento 2 (concentração de 25 mg L⁻¹ de Cd) a ordem de grandeza de translocação observada foi: Cl > K > P > S > Mg > Ca > Zn > Al > Cu > Si > Mn > Fe. E finalmente, no tratamento 3 (concentração de 50 mg L⁻¹ de Cd), a ordem de grandeza de translocação observada foi: Cl > K > P > S > Mg > Ca > Si > Zn > Al > Cu > Mn > Fe.

Os elementos: Ti, As, Cd e Pb não evidenciaram translocação para as folhas em nenhum dos tratamentos, apresentando acumulação de tais elementos apenas nas raízes, para os elementos: Na, Rb e Sr apresentaram concentrações abaixo do LOD. Finalmente, ao compararmos os índices de translocação entre os tratamentos, foi verificado que nenhum dos elementos evidenciou significância estatística nas diferenças detectadas.

Ao compararmos os valores médios de concentração dos elementos entre os órgãos da planta, nos tratamentos submetidos à exposição ao cádmio, foi verificado hiperacumulação de: Cl e K nas folhas (44.311,33 e 82.472,33 µg g⁻¹, respectivamente); acumulação de P e S nas folhas na ordem de 1,8 e 1,35 vezes maior do que nas raízes (ITs de 64,36 e 57,46%, respectivamente) e; baixa translocação de Mg. Os demais elementos (Al, Si, Ca, Mn, Fe, Cu e Zn), embora tenham evidenciado translocação, os valores de concentração detectados nas folhas foi inferior aos detectados nas raízes, o que revela ITs abaixo de 50%.

Tabela 2 – Índice de translocação da raiz para a parte aérea nas amostras de *E. acutangula* cultivadas nos diferentes tratamentos

Elementos	Índice de Translocação (%)		
	Tratamento 1 (Controle)	Tratamento 2	Tratamento 3
Na	< LOD	< LOD	< LOD
Mg	50,87	52,45	50,92
Al	26,29	20,58	21,90
Si	28,43	14,09	25,72
P	58,03	63,02	64,36
S	50,27	56,81	57,46
Cl	73,22	79,18	77,95
K	69,61	72,02	71,97
Ca	44,29	42,22	30,91
Ti	0	0	0
Mn	4,44	7,02	12,30
Fe	7,97	5,44	4,26
Cu	15,07	15,97	17,64
Zn	31,94	34,85	22,42
As	0	0	0
Rb	< LOD	< LOD	< LOD
Sr	< LOD	< LOD	< LOD
Cd	0	0	0
Pb	0	0	0

< =O valor de concentração detectado é menor do que o limite de detecção do aparelho (LOD – *Limite Of Detectiton*).

0 = Não houve translocação para as folhas.

4 DISCUSSÃO

4.1 CONTEÚDO TOTAL DE ELEMENTOS QUÍMICOS NA PLANTA

Os metais pesados são elementos químicos que naturalmente ocorrem nos solos. Todavia, nas últimas décadas, atividades antropogênicas têm elevado, substancialmente, a concentração de alguns metais pesados em diversos ecossistemas (KABATA-PENDIAS, 2011). Alguns metais pesados são considerados bioelementos e desempenham papel essencial na nutrição de plantas e animais, entre estes estão os micronutrientes Fe, Mn, Zn, Cu, Co e Mo, enquanto que outros tais como Ni e Va tem apenas uma significância biológica limitada (MALAVOLTA, 1980; TAIZ; ZEIGER, 2009). No entanto, alguns metais pesados como Cd, Pb, As, Hg, Se e Th, não tem função fisiológica conhecida, e são tóxicos em qualquer dose exercendo efeitos deletérios sobre vários componentes da biosfera (ALLOWAY, 1995; ZOCHE, 2002; KABATA-PENDIAS; MUKHERJEE, 2007).

A alta concentração de um determinado elemento químico no meio pode ter diferentes fontes, citando o próprio material de origem, resíduos urbanos (domésticos e industriais), poluição ambiental, adubos orgânicos e químicos. Quando a planta absorve os minerais disponíveis no solo ou água esta acaba absorvendo também os nutrientes em excesso nestes locais, o que torna tóxica a nutrição da planta. Entretanto, a acumulação de elementos tóxicos depende da genética da própria planta, da sua nutrição e das condições de metabolização, de fatores ambientais do solo como pH, e temperatura do solo, do clima, entre outros fatores (PRIMAVESI, 1988).

Os resultados evidenciaram variações na acumulação de elementos entre as raízes e folhas de *E. acutangula* e a provável fonte de origem dos mesmos foi a solução nutritiva preparada conforme recomendações de Hoagland e Arnon (1950). Evidenciaram também que na presença de Cd, *E. acutangula* apresentou nas raízes, aumento nas concentrações de Al, Si, Ti, Ca e Fe e diminuição nas concentrações de P, Mn, Cu, Cl, K, S e Zn, enquanto que nas folhas, as concentrações de alguns dos elementos estudados não variaram de forma significativa em relação ao controle, corroborando as observações dos autores anteriormente citados.

Os valores de concentrações de Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, Mn, Fe, Cu, Zn e Cd nas raízes de *E. acutangula* e de Mg, Si, S, Cl, K, Ca, Fe e Zn nas folhas (nos tratamentos T2 e T3) não são compatíveis com os respectivos valores detectados no tratamento controle. Isto

é, além de variarem para mais ou para menos, estes valores de concentração não se sobrepõem quando os respectivos desvios padrão (representados pelas incertezas geradas na técnica PIXE) são levados em conta. Esta é uma clara indicação de que os valores comparados são intrinsecamente diferentes, e que a exposição das macrófitas as doses crescentes de Cd influenciou a sua capacidade de absorção ou de impedimento da absorção dos elementos pelas suas raízes. Zocche et al. (2010) assinalam que estes são sintomas claros de estresse, resultantes da presença de elementos tóxicos (como por exemplo o Cd no meio), no meio.

As espécies vegetais apresentam capacidades distintas de absorção de elementos químicos, assim como, habilidade de reter determinados elementos de modo diferenciado em suas diversas partes (raízes, caules, ramos, folhas, frutos e sementes). Além disso, a habilidade de uma planta absorver ou impedir a entrada de um elemento varia de acordo com seu estado de saúde, assim como, com a presença isolada ou conjunta de elementos no meio, o que pode desencadear interações independentes, antagônicas ou sinérgicas. Estas reações podem potencializar ou impedir a absorção de determinados elementos na presença de outros (BARCELÓ; POSCHENRIEDER, 1992).

Alloway (1995) assinala que sob determinadas condições a absorção de Cu pode ser inibida pela presença de Zn em elevadas concentrações no meio, uma vez que existe uma relação de antagonismo entre estes dois elementos, em relação à absorção pelas plantas.

O acúmulo de metais pesados em ambientes aquáticos (sedimentos e água) é um aspecto de grande preocupação quanto à segurança ambiental. Esses elementos podem expressar seu potencial poluente diretamente nos organismos, pela disponibilidade às plantas em níveis fitotóxicos, além da possibilidade de transferência para a cadeia alimentar, por meio das próprias plantas, ou pela contaminação das águas de superfície e subsuperfície (SOARES et al., 2005). Plantas que acumulam mais de 10.000 mg kg⁻¹ de Zn e mais de 100 mg kg⁻¹ de Cd na biomassa dos ramos (rebentos, brotos) são denominadas hiperacumuladoras (BAKER; BROOKS, 1989; BAKER et al., 1994). Em função de tais habilidades acumuladoras, estas plantas, por meio de culturas sucessivas podem translocar elementos tóxicos do meio para as raízes e destas para as partes aéreas, propiciando assim a fitoremediação (BAKER et al., 1994; CHANEY et al., 1997; SALT et al., 1989; SALT et al., 1998).

Nem todos os metais pesados são igualmente retidos nas raízes das diferentes espécies, o que sugere que a tolerância a um determinado elemento não garante, necessariamente, a tolerância a outro (ANTOSIEWICZ, 1992). Fatores como estágio de desenvolvimento da planta, tempo de exposição ao elemento e as diferentes espécies químicas dos elementos

interferem nos teores dos elementos nas diferentes partes da planta (ALLOWAY, 1995), o que nos leva a pensar que as plantas desenvolveram diferentes mecanismos de tolerância a presença de metais tóxicos.

4.2 TRANSLOCAÇÃO DE ELEMENTOS QUÍMICOS NA PLANTA

A translocação refere-se ao movimento ou à transferência do íon, do local de absorção na raiz para outro ponto qualquer, dentro ou fora da raiz (MALAVOLTA et al., 1997), portanto o IT é representado pela porcentagem da quantidade total absorvida, que foi transferida para a parte aérea (ABICHEQUER; BOHNEN, 1998). Quanto maior o IT, maior a quantidade translocada para a parte aérea (SILVA et al., 2007).

Plantas que não conseguem limitar a absorção de certos elementos como Cu, Mn e Zn, não servem de barreira à entrada desses elementos na cadeia alimentar (CHANEY, 1980). Este fato pode ser positivo, na medida em que certas plantas translocam elementos de suas raízes para as partes aéreas. Se o objetivo é a seleção de espécies hiperacumuladoras para a fitorremediação, então a translocação passa a ser um fenômeno positivo. De outra forma, se a planta hiperacumula e não transloca elementos, como foi observado em *E. acutangula* em relação ao Cd e os elementos são acumulados nas raízes, também representa um fato positivo.

Independentemente do comportamento da planta em translocar ou não, o fato de hiperacumular já representa um grande ganho, uma vez que pode ser utilizada na fitorremediação.

Soares et al. (2005) assinalam que o aumento da concentração de Cd no meio interfere na absorção e na translocação do Ca para as partes aéreas da planta, fato que foi corroborado no presente estudo. O aumento na concentração de Cd no tratamento T3 reduziu a translocação de Ca das raízes para as folhas de *E. acutangula*.

Silva et al. (2007) observaram em *Oriza sativa* L., cultivar IAC 202 o acúmulo mais elevado de Cd, Cu, Fe, Mn e Pb na raiz do que na parte aérea, enquanto que o Zn foi acumulado em maior proporção na parte aérea do que na raiz, enquanto que *Glycine max* L., cultivar BRS 133 acumulou, em geral, mais Cd, Cu, Fe e Pb na raiz que na parte aérea, ao passo que o Mn e o Zn foram acumulados em maior proporção na parte aérea do que na raiz

De acordo com Paiva et al. (2002), poucos são os estudos relacionados à influência da presença de metais pesados, sobre o índice de translocação em plantas herbáceas e em gramíneas, espécies amplamente estudadas em ambientes contaminados. Segundo Baker

(1987), a sobrevivência das espécies que crescem em solos contaminados é relacionada à capacidade de tolerar, e não de anular, a toxicidade do elemento contaminante.

Ainda que existam muitas incertezas sobre a especificidade dos mecanismos de absorção e translocação dos metais pesados, sobretudo daqueles não essenciais, geralmente o teor e o acúmulo do elemento, nos tecidos da planta, ocorre em função da sua disponibilidade no meio, e os teores nas raízes e na parte aérea aumentam com a elevação da concentração de elementos no meio (GUSSARSSON et al., 1995).

As raízes, possivelmente por constituírem a parte da planta que está diretamente em contato com o metal pesado, geralmente, apresentam os teores mais elevados de Cd (Oliveira et al., 2001). Souza et al. (2009) detectaram em *Alternanthera philoxeroides* valores médios de Cd que indicaram maior acúmulo no sistema radicular do que na parte aérea, semelhante aos verificado por Oliveira et al. (2001) ao avaliarem a absorção e o acúmulo de Cd em *Eichornia crassipes* e *Salvinia auriculata* Aubl., constatando o maior acúmulo de Cd nas raízes. Dixit et al. (2001) por sua vez, ressaltam que o baixo acúmulo de Cd nas folhas pode ser uma estratégia da planta para proteger as funções fotossintéticas do estresse oxidativo induzido por este metal.

Independente da concentração de Cd administrada nos diferentes tratamentos deste estudo não foram observados quaisquer sintomas visíveis a olho nu de toxicidez deste elemento em *E. acutangula*. Estes resultados, aliados a absorção diferenciada de determinados elementos nos diferentes tratamentos sugere que esta espécie é altamente tolerante a metais pesados, o que a classifica como espécie chave a ser usada em tratamentos passivos de drenagem ácida de mina, sobretudo visando a fitoremediação.

5 CONCLUSÃO

Na presença de Cd, *Eleocharis acutangula* apresentou variações na concentração de elementos nas raízes e folhas. A translocação de elementos químicos na espécie estudada foi influenciada pela presença do Cd nos respectivos tratamentos.

Os resultados sugerem que a espécie estudada, sob condições extremas de contaminação, se comporta como espécie hiperacumuladora de Cd, sustentando a hipótese deste trabalho e corroborando os resultados obtidos em outras pesquisas desenvolvidas na Bacia Carbonífera Catarinense, o que lhe confere o status de espécie chave a ser utilizada no tratamento passivo de drenagem ácida de mina.

REFERÊNCIAS

- ABICHEQUER, A.D.; BOHNEN, H. Eficiência de absorção, translocação e utilização de fósforo por variedades de trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.22, p.21-26, 1998.
- ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. 2nd ed. New York: Blackie Academic & Professional, 1995. 368p.
- ALVARENGA, R. A. F. DE **Remoção de Nutrientes (N e P) de esgotos domésticos pela incorporação em macrófitas emergentes em sistema filtro plantado com macrófitas – wetlands**. 2005. 19 f. Relatório de Iniciação Científica (Programa de Iniciação Científica)- Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.
- ANEEL. Agência Nacional de Energia Elétrica. Carvão mineral. **Atlas de energia elétrica do Brasil**. 3. ed., 2009. p. 129-141. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/arquivos/PDF/atlas_par3_cap9.pdf> Acesso em: 23 mar.2012.
- ANTOSIEWICZ, D.M. Adaptation of plants to an environment polluted with heavy metals. **Acta Societatis Botanicorum Polinae**, v.61, p.281-299, 1992.
- BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. **Suelos y Planta**, v.2, p.345- 361, 1992.
- BAKER, A. J. M. Metal tolerance. **New Phytologist**. v. 106 (supplement), p. 93-111, 1987.
- BAKER, A. J. M.; BROOKS, R. R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry. **Biorecovery**, v. 1, n. 2, p. 81-126, 1989.
- BAKER, A. J. M.; McGRATH, S. P.; SIDOLI, C. M. D.; REEVES, R. D. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. **Resources Conservation and Recycling**, v. 11, n. 1-4, p. 41-49, 1994
- BITENCOURT, R. O. **Potencial de um banhado construído (wetland) para o biopolimento da drenagem ácida de mina (dam) tratada por processos físicos e químicos convencionais**. 2010. 66 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais)- Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2010.
- BORMA, L.D.S.; SOAREAS, P.S.M. Drenagem Ácida e Gestão de Resíduos Sólidos de mineração. In: TRINDADE, R.B.E.; BARBOSA, O.F. **Extração de Ouro: Princípios Tecnologia e Meio Ambiente**. Rio de Janeiro: CETEM, 2002. cap. 10, p. 243-266. Disponível em: <http://www.cetem.gov.br/publicacao/extracao_de_ouro/capitulo_10.pdf>. Acesso em: 27 mar. 2012.
- CAMPBELL, J. L.; HOPMAN, T. L.; MAXWELL, J. A.; NEJEDLY. Z. The Guelph PIXE software package III: alternative proton database. **Nucl. Instrum. MethodsPhys. Res. Sect. B**. 170, p. 193-204, 2000.

CAMPOS, M. L.; ALMEIDA, J. A.; SILVEIRA, C. B.; GATIBONI, L. C.; ALBUQUERQUE, J. A.; MAFRA, A. L.; MIQUELLUTI, D. J.; KLAUBERG, O. F.; SANTOS, J. C. P. Impactos no solo provocados pela mineração e depósito de rejeitos de carvão mineral. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 9, n. 2, p.198-205, 2010. Disponível em: <http://rca.cav.udesc.br/rca_2010_2/10Campos.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2012.

CHANEY, R. L.; MALIK, M.; LI, Y. M.; BROWN, S. L.; BREWER, E. P.; ANGLE, J. S.; BAKER, A. J. M. Phytoremediation of soil metals. **Current Opinions in Biotechnology**, v.8, p. 279-284, 1997.

CHANEY, R.L. Health risks associated with toxic metals in municipal sludge. In: BITTON, G.; DAMRON, B.L.; EDDS, G.T.; DAVIDSON, J.M. (Ed.). **Sludge health risks of land application**. Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1980. p.59-83.

COSTA, S. **Estudo da concentração de metais pesados no solo e nas plantas de áreas de mineração de carvão**. 2004. 39 f. Relatório Final (Programa de Iniciação Científica), Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), 2004.

COSTA, S.; ZOCHE, J. J.; ZOCHE-DE-SOUZA, P. Absorção de metais pesados (Zn e Pb) por *Axonopus obtusifolius* (Raddi) em áreas degradadas pela mineração de carvão, SC, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, Suplemento 1, p.795-797, 2007. Disponível em: <<http://www6.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/862/665>>. Acesso em: 23 mar. 2012.

CUNNINGHAM, S. D.; BERTI, W. R. Remediation of contaminated soil with green plants: an review. **Vitro cell.Dev. Biology**, v. 29, p. 207-212, 1993.

DEFAVERI, T. M. A.; SILVEIRA, F. Z.; BORTOLOTO, T.; GEREMIAS, R.; ZOCHE, J. J.; PICH, C. T. 2009. **Evaluation of mine acid drainage treatment using *artemia sp.* And *allium cepa* as Biomarkers of toxicity and genotoxicity**. In: Proceedings of 26th Annual American Society of Mining and Reclamation Meeting and 11th land Reclamation Symposium, May 30 June 5, 2009, Billings, Montana, p. 283-301.

DIXIT, V.; PANDEY, V.; SHYAM, R. 2001. Differential antioxidative responses to cadmium in roots and leaves of pea (*Pisum sativum* L. cv. Azad). **Journal of Experimental Botany** **52**: 1101-1109.

FAQUIN, V. Nutrição mineral de plantas. In: FAQUIN, V. **Curso de Pós-Graduação “Lato Sensu” (Especialização) a Distância: Solos e Meio Ambiente**. Lavras: ESAL/FAEPE, 2005. 179 p.

FIRPO, B. A. V. **Tratamento secundário de drenagem ácida de mina em banhados construídos e lagoa de polimento**. 2007. 110 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Minas, Metalurgia e de Materiais) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

FREITAS, M. **Alterações anatômicas em raízes e folhas de *Typha domingensis* Pers. (Typhaceae) e a concentração de Zn e Mn nos efluentes da mineração e do beneficiamento de carvão.** 2007. 75 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais)-Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2007.

FUNGARO, D. A.; IZIDORO, J. C. Remediação de drenagem ácida de mina usando zeólitas sintetizadas a partir de cinzas leves de carvão. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 735-740, 2006. Disponível em: <<http://quimicanova.s bq.org.br/qn/qno1/2006/vol29n4/18-AR05281.pdf>> Acesso em: 23 mai. 2012.

GAIVIZZO, L. B.; VIDOR, C.; TEDESCO, M. J. Recuperação de áreas utilizadas para depósitos de rejeitos de minas de carvão. In: **Carvão e Meio Ambiente**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2000. p. 480-491.

GIL, A. S. B.; BOVE, C. P. *Eleocharis* R. Br. (Cyperaceae) no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotrop.**, v. 7, n. 1, p. 36-45, 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032007000100020>. Acesso em: 02 abr. de 2012.

GOMES, A. P.; FERREIRA, J. A. F.; ALBUQUERQUE, L. F.; SÜFFERT, T. Carvão Fóssil. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 12, n. 33, p. 89-106, 1998. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40141998000200006>. Acesso em: 24 mar. 2012.

GUSSARSSON, M.; ADALSTEINSSON, P.J.; JENSÉN, P.; ASP, H. Cadmium and copper interactions on the accumulation and distribution of Cd and Cu in birch (*Betula pendula* Roth) seedlings. **Plant and Soil**, v.171, p.185-187, 1995.

HE, F. Target preparation for trace element determination of biological materials using techniques. **Nucl. Instr. and Meth. In. Phys. Res.**, 334, p. 238-245, 1993.

HOAGLAND, D. R.; ARNON, D. I. The water culture method for growing plants without soil. California: University of California. **Circular**, 347, 1950.

IRGANG, B. E.; GASTAL-JUNIOR, C. V. S. **Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS**. Porto Alegre: Edição dos Autores, 1996. 290 p.

JOHANSSON, S. A.; CAMPBELL, J. L.; MALMQVIST, K.G. (Ed.). **Particle-induced X-ray emission spectrometry (PIXE)**, 1rd ed. New York: John Wiley and Sons, 1995. p. 1-18.

KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A.B. **Trace elements from soil to human**. New York: Springer, 2007. 450p.

KABATA-PENDIAS, A., 2011. **Trace Elements in Soil and Plants**. 4th Edn., CRC Press, Boca Raton, FL., USA.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: Potafos, 1997. 319p

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. Piracicaba : Agronômica Ceres, 1980. 251p.

MAXWELL, J. A., TEESDALE, W.J., CAMPBELL, J.L. The Guelph PIXE software package II. **Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. Sect. B.**, 95, p. 407-421, 1995.

MIRELES, A.; SOLÍS, C.; ANDRADE, E.; LAGUNAS-SOLAR, M.; PINA, C.; FLOCCHINI, R. G. **Heavy metal accumulation in plants and soil irrigated with wastewater from Mexico city**. **Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. Sect. B.** 220, p. 187-190. 2004.

MOTTA MARQUES, D. M. L.; SUMINSKY, M.; BRUM, C. P. Ecosistemas criados (banhados): importância dos macrófitos no controle de pH de drenagem ácida. In: **Carvão e Meio Ambiente**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2000.

OLIVEIRA, J. A.; CAMBRAIA, J.; CANO, M. A. O.; JORDÃO, C. P. 2001. Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de aguapé e de salvinia. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal** p. 329-341.

PAIVA, H. N. de; CARVALHO, J. G. de; SIQUEIRA, J. O. Índice de translocação de nutrientes em mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) e de Ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl.) submetidas a doses crescentes de cádmio, níquel e chumbo. **Revista Árvore**, v.26, p.467-473, 2002.

POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p.406-424, 2008. Disponível em: <<http://www.oecologiaaustralis.org/ojs/index.php/oa/article/view/115/41>>. Acesso em: 01 abr. 2012.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo**; a agricultura em regiões tropicais. 9. ed. São Paulo . Nobel, 1988. 549 p.

RIBOLD, J. Elementos básicos de estatística. **Cadernos de matemática e estatística**. Instituto de Matemática, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 1993. Série B: Trabalho de apoio didático.

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. Disponível em: < <http://www.plantphysiol.org/content/109/4/1427.full.pdf+html>>. Acesso em: 29 mai. 2013

SALT, D. E.; SMITH, R. D.; RASKIN, I. Phytoremediation. **Annual Review Plant Physiology, Plant Molecular Biology**, v.49, p. 643-668, 1998.

SALT, D. E.; THURMAN, D. A.; TOMSETT, A. B.; SEWELL, A. K. Copper phytochelatin of *Mimulus guttatus*. **Proceedings of Royal Society London Biology**. v. 236, p. 79-89, 1989

SILVA, M. L. S.; VITTI, G. C.; TREVIZAM, A. R. Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.42, n.4, p.527-535, 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v42n4/11.pdf>>. Acesso em: 28 mai. 2013.

SOARES, C. R. F. S.; SIQUEIRA, J. O.; CARVALHO, J. G. de; MOREIRA, F. M. S. Fitotoxicidade de cádmio para *Eucalyptus maculata* e *E. urophylla* em solução nutritiva. **Revista Árvore**, v.29, p.175- 183, 2005.

SOUZA, V. L.; SILVA, D. C.; SANTANA, K. B.; MIELKE, M. S.; ALMEIDA, A. A. F.; MANGABEIRA, P. A. O.; ROCHA, E. A. Efeitos do cádmio na anatomia e na fotossíntese de duas macrófitas aquáticas. **Acta Botânica Brasilica**, São Paulo, v. 23, n. 2, p.343-354, 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0102-33062009000200006&script=sci_arttext>. Acesso em: 03 abr. 2012.

TAIZ, L. ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.

ZAR, J. Biostatistical analysis.5.ed. New Jersey: Prentice Hall, 2007

ZOCHE, J. J. **Metais pesados em hortaliças cultivadas em áreas de exploração de carvão: potencial mutagênico e riscos à saúde humana**. 2010. Projeto submetido ao Edital MCT/CNPq N° 014/2010 – Universal. 25 f.

ZOCHE, J. J. Efeitos da mineração de carvão sobre a comunidade de morcegos no sul de Santa Catarina: A presença de metais pesados e a ocorrência de danos celulares. In: CONGRESSO NACIONAL DE MASTOZOLOGIA, 4., 2008. **Anais...** São Lourenço, MG: Sociedade Brasileira de Mastozoologia, 2008. v. 1. p. 1-10.

ZOCHE, J. J. **Comunidades vegetais de savana sobre estruturas mineralizadas de cobre na Mina Volta Grande, Lavras do Sul, RS**. 2002. 248 f. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade do Rio Grande do sul, Porto Alegre, 2002.

ZOCHE-DE-SOUZA, P. **Estrutura vegetal e qualidade da água de wetlands construídos em áreas mineradas de carvão a céu aberto recuperadas, em Siderópolis, SC, Brasil**. 2007. 81 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas)- Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2007.

ZOCHE-DE-SOUZA, P.; ZOCHE, J. J. **Metais Pesados em Áreas de Mineração de Carvão: O Uso Potencial de Banhados Biológicos Construídos no Biopolimento da Água de Drenagem Ácida de Mina, Tratada por Processos Físico-Químicos**. 2006. 37 f. Relatório Final (Programa de Iniciação Científica), Universidade do Extremo Sul Catarinense, 2006.

ANEXOS

Anexo 1 - Protocolo da solução nutritiva adotada no presente trabalho, preparada conforme recomendações de Hoagland e Arnon (1950) (adaptado).

REAGENTES (soluções stock)	g/L na solução stock	ml a pipetar de solução stock por litro na unidade amostral
Macronutrientes		
Cloreto de cálcio CaCl_2	236,2	5
Cloreto de potássio – KCl_3	101,1	5
Fosfato monobásico de potássio – KH_2PO_4	136,1	1
Sulfato de magnésio – $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	246,5	2
Micronutrientes		
Ácido Bórico – H_3BO_3	2,86	1
Cloreto de Manganês – $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	1,81	
Sulfato de zinco – $\text{ZnSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0,22	
Sulfato de cobre – $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0,08	
Molibdato de amônio – $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{27} \cdot \text{H}_2\text{O}$	0,02	
Solução de ferro		
Hampirom – (Fe-EDDHMA)	1,67	1