

**UNIVERSIDADE DO EXTREMO SUL CATARINENSE - UNESC**

**CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

**MORGANA MARQUES ISOPPO**

**TOXICIDADE DE SOLOS ALTERADOS UTILIZANDO MODELOS VEGETAIS E  
ANIMAIS**

**CRICIÚMA**

**2012**

**MORGANA MARQUES ISOPPO**

**TOXICIDADE DE SOLOS ALTERADOS UTILIZANDO MODELOS VEGETAIS E  
ANIMAIS**

Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado para obtenção do grau de Engenheiro Ambiental no curso de Engenharia Ambiental da Universidade do Extremo Sul Catarinense, UNESC.

Orientador(a): Prof. MSc. Claudio Ricken

**CRICIÚMA**

**2012**

**MORGANA MARQUES ISOPPO**

**TOXICIDADE DE SOLOS ALTERADOS UTILIZANDO MODELOS VEGETAIS E ANIMAIS**

Trabalho de Conclusão de Curso aprovado pela Banca Examinadora para obtenção do Grau de Engenheiro Ambiental, no Curso de Engenharia Ambiental da Universidade do Extremo Sul Catarinense, UNESC, com Linha de Pesquisa em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Criciúma, 29 de Novembro de 2012.

**BANCA EXAMINADORA**

Prof. Claudio Ricken - Mestre - (UNESC) - Orientador

Prof. Nadja Zim Alexandre - Mestre - (UNESC)

Prof. Raquel Piletti - Mestre - (UNESC)

**Com todo o meu amor aos meus pais que sempre proporcionaram meus estudos e acreditaram em mim e aos meus irmãos que sempre estiveram presentes.**

## AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a Deus, pelo dom da vida e por sempre me guiar pelo caminho certo, pois sem ele eu não teria chegado até aqui;

Ao meu pai Dirlei, minha mãe Evaney e meus irmãos Júnior e Érick que estiveram ao meu lado me dando amor e carinho e me apoiando durante toda a minha graduação e minha vida;

A uma pessoa muito especial, Alceu, pela ajuda e carinho e por ter se mostrado paciente durante o período da realização deste trabalho;

Ao meu orientador, Claudio Ricken, que se interessou pelo trabalho e me proporcionou conhecimento durante a graduação e período de estágio;

Ao meu supervisor de campo, Jader, por se mostrar amigo e prestar ajuda sempre que necessário e também por dividir seus conhecimentos durante o período de estágio;

A toda a equipe do setor de Projetos Ambientais pela oportunidade, pelo aprendizado que me proporcionaram e claro, pelos momentos engraçados;

Aos colegas do LADEBIMA, do Laboratório de Química Analítica, do Laboratório de Águas e do Laboratório de Solos do iParque;

A toda a equipe do laboratório de Química e Bioquímica da UNESC;

As professoras da banca, Nadja e Raquel, por aceitarem participar da finalização de mais uma etapa da minha vida;

A todos os professores do curso de Engenharia Ambiental que proporcionaram conhecimento, não só a mim, mas a todos os meus colegas, durante a graduação.

Meu muito obrigado a todos aqui citados e também aqueles que contribuíram de forma indireta, para a realização deste trabalho.

**“Quando alguém encontra seu caminho precisa ter coragem suficiente para dar passos errados. As decepções, as derrotas, o desânimo são ferramentas que Deus utiliza para mostrar a estrada.”**

**Paulo Coelho**

## RESUMO

A atividade de mineração ocasiona impactos negativos no solo, na água e no ar, liberando metais pesados ao ambiente, como arsênio, alumínio, cádmio, zinco, ferro, manganês, chumbo, fenóis totais, sulfatos decorrentes da drenagem ácida de mina (DAM), entre outros. Esses elementos são liberados principalmente no solo e nas águas. Para avaliar a toxicidade dos solos, é necessário realizar ensaios ecotoxicológicos utilizando organismos bioindicadores. O presente trabalho teve como objetivo avaliar a toxicidade do solo por meio de organismos animais e vegetais, de uma área localizada no município de Capivari de Baixo, Santa Catarina. A área de estudo foi utilizada como depósito de rejeitos piritosos de carvão. Para avaliação da toxicidade, foram realizadas amostragens compostas em quatro regiões (R1, R2, R3 e R4). A partir dessas amostras foram obtidos solubilizados de acordo com a norma ABNT NBR 10006:2004. Os testes toxicológicos utilizaram os modelos vegetais *Allium cepa* (cebola) e *Lactuca sativa* (alface) e um modelo animal, a espécie *Eisenia foetida* (minhoca-vermelha-da-Califórnia). Os modelos vegetais foram testados utilizando bulbos de cebola e sementes de alface submetidos à exposição do solubilizado, para verificar o crescimento e germinação das raízes. As minhocas foram introduzidas em um solo artificial, com 45% de umidade utilizando o solubilizado. Os resultados mostraram que as raízes das cebolas e das sementes de alface são sensíveis a exposição do solubilizado obtido a partir dos solos alterados. Com base nos resultados obtidos foi concluído que os bulbos de cebola são mais sensíveis aos solubilizados e são bons indicadores para testes que não considerem a concentração de nutrientes no solo. Já as sementes de alface são mais resistentes aos solubilizados e são bons indicadores para testes que considerem a concentração de nutrientes no solo. As minhocas não apresentaram efeitos agudos ou subagudos (mortalidade e perda de peso) em nenhuma das exposições.

**Palavras-chave:** Metais. Solo. Organismos bioindicadores. Toxicidade.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Aspectos e impactos ambientais causados pela mineração associados ao meio físico (ar, solo e águas).	18
Figura 2 – Área de estudo conhecida como Estiva dos Pregos, localizada no município de Capivari de Baixo, estado de Santa Catarina.	19
Figura 3 – Área degradada delimitada pelo polígono em vermelho e sua área de influência delimitada pelo polígono em amarelo, formando o banhado da Estiva dos Pregos, localizado no município de Capivari de Baixo, SC.	20
Figura 4 – Mapa de profundidade de cinzas nas áreas amostradas no banhado da Estiva dos Pregos	39
Figura 5 – Vista parcial das áreas onde foram coletadas as amostras	40
Figura 6 – Amostras das áreas R1, R2, R3 e R4 misturadas e quarteadas.	40
Figura 7 – Placas contendo amostras (R1, R2, R3 e R4) para secagem	41
Figura 8 – Amostras submetidas ao processo de solubilização	42
Figura 9 – Mistura para obtenção do solubilizado colocada na estufa incubadora de DBO	43
Figura 10 – Representação esquemática do teste subagudo utilizando cebolas	44
Figura 11 – Exposição em andamento das cebolas nos solubilizados	44
Figura 12 – Diluições de 50 e 25% para R4.	45
Figura 13 – Sementes de alface distribuídas igualmente nas placas Petri	46
Figura 14 – Medição das raízes de alface	46
Figura 15 – Solos construídos com seus respectivos solubilizados (R1, R2, R3 e R4) e água destilada para o teste Branco.	47
Figura 16 – Médias e os desvios padrões do peso das minhocas	53

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resultados obtidos por meios de ensaios de solubilização, das quatro regiões de estudo, localizadas no banhado da Estiva dos Pregos. *Parâmetros em desacordo com a norma ABNT NBR 10004:2004	26
Tabela 2 – Percentual de ganho de peso dos bulbos de cebola em todas as amostras	50
Tabela 3 – Diferenças estatísticas da variação do peso dos bulbos de cebola. *Valor em destaque apresentou diferença estatística	50
Tabela 4 – Resultados estatísticos obtidos a partir do crescimento das raízes para teste com bulbos de cebola. *Valor em destaque apresentou diferença estatística	51
Tabela 5 – Resultados estatísticos obtidos a partir do crescimento das raízes para teste com sementes de alface. *Valor em destaque apresentou diferença estatística	52
Tabela 6 – Variação de peso (g) durante o período de exposição das minhocas	53

## **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ANOVA – Teste de Análise de Variância

BEN – Balanço Energético Nacional

CHI<sup>2</sup> – Teste de dispersão de duas variáveis de escala nominal

COCALIT – Coque Catarinense LTDA

COOPERMINAS – Cooperativa de Extração de Carvão Mineral dos Trabalhadores de Criciúma LTDA

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CPCAN – Comissão do Plano de Carvão Nacional

EPA – Environmental Protection Agency

FATMA – Fundação do Meio Ambiente

DAM – Drenagem Ácida de Mina

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

ISO – International Organization for Standardization

LADEBIMA – Laboratório de Desenvolvimento de Biomateriais e Materiais Antimicrobianos

LAVACAP – Lavador de Capivari

NBR – Norma Brasileira Regulamentadora

OECD – Organization for Economic Development

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b>	<b>12</b>
<b>2 REFERENCIAL TEÓRICO</b>	<b>14</b>
2.1 HISTÓRICO DA MINERAÇÃO	14
<b>2.1.1 Histórico geral</b>	<b>14</b>
<b>2.1.2 Carvão: descoberta, produção, consumo e utilização.</b>	<b>15</b>
<b>2.1.3 A bacia carbonífera catarinense</b>	<b>16</b>
2.2 ÁREA DE ESTUDO	19
<b>2.2.1 Localização</b>	<b>19</b>
<b>2.2.2 Histórico</b>	<b>19</b>
2.3 APORTE LEGAL	21
2.4 METAIS PESADOS E ELEMENTOS-TRAÇO NO CARVÃO	23
<b>2.4.1 Comportamento dos metais</b>	<b>27</b>
2.4.1.1 Cádmio	27
2.4.1.2 Chumbo	28
2.4.1.3 Ferro	29
2.4.1.4 Manganês	30
2.4.1.5 Zinco	31
2.4.1.6 Alumínio	31
2.4.1.7 Arsênio	32
2.4.1.8 Fenóis	33
2.5 TOXICOLOGIA	33
<b>2.5.1 A história da toxicologia</b>	<b>33</b>
<b>2.5.2 Fitotoxicologia</b>	<b>34</b>
<b>2.5.3 Análises ecotoxicológicas e organismos bioindicadores</b>	<b>35</b>
2.5.3.1 Teste de toxicidade em carvão	36
<b>3 METODOLOGIA</b>	<b>38</b>
3.1 COLETA E PREPARAÇÃO DO SOLO	38
3.2 ANÁLISES EXPERIMENTAIS	41
<b>3.2.1 Determinação de umidade</b>	<b>41</b>
<b>3.2.2 Fitotoxicologia</b>	<b>43</b>
3.2.2.1 Teste de exposição subaguda utilizando bulbos de cebola ( <i>Allium cepa</i> )	43

3.2.2.2 Teste de exposição subaguda utilizando sementes de alface ( <i>Lactuca sativa</i> )	45
<b>3.2.3 Teste agudo de letalidade utilizando minhocas (<i>Eisenia foetida</i>)</b>	<b>47</b>
<b>3.2.4 Tratamento estatístico</b>	<b>48</b>
<b>4 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS DADOS</b>	<b>49</b>
4.1 TESTE DE EXPOSIÇÃO SUBAGUDA UTILIZANDO BULBOS DE CEBOLA ( <i>ALLIUM CEPA</i> )	49
4.2 TESTE DE EXPOSIÇÃO SUBAGUDA UTILIZANDO SEMENTES DE ALFACE ( <i>LACTUCA SATIVA</i> )	51
4.3 TESTE AGUDO DE LETALIDADE UTILIZANDO MINHOCAS ( <i>EISENIA FOETIDA</i> )	52
<b>5 CONCLUSÃO</b>	<b>54</b>
<b>REFERÊNCIAS</b>	<b>55</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Ao longo do ciclo de mineração de carvão no sul de Santa Catarina, foram realizadas, de diferentes formas, atividades como: a extração, o beneficiamento, a produção e a disposição de rejeitos e estéréis. Além do progresso econômico gerado por essa atividade, existem alguns pontos negativos nos quais são observados, relacionados ao solo e aos recursos hídricos da região (SILVA, 2011).

A atividade mineradora de carvão no sul de Santa Catarina ocasionou alterações no ar, na água e no solo, disponibilizando elementos tóxicos, principalmente metais pesados. Apesar destes, algumas plantas conseguem se desenvolver prontamente nas áreas degradadas pela mineração (COSTA, 2005).

O maior vilão na atividade mineradora é o sulfeto de ferro ( $\text{FeS}_2$ ). Este contaminante, se exposto ao oxigênio e a água, sofre reações químicas, gerando ácido sulfúrico, principal causador da drenagem ácida de mina (DAM). Em decorrência dessa oxidação, os ecossistemas aquáticos são afetados e apresentam altas concentrações de sulfato (ALEXANDRE e KREBS, 1995; DNPM, 1999 apud CASTILHOS et al, 2010). Além disso, as águas superficiais apresentam pH ácido, fato este que causa interferência significativa na especiação<sup>1</sup> e distribuição geoquímica dos metais, liberando os mesmos no solo e sedimentos aquáticos.

Esses compostos químicos têm capacidade suficiente de provocar toxicidade em sistemas biológicos, podendo comprometer processos metabólicos normais da biota (ANTONELLI, 2008).

Além da liberação de sulfeto de ferro e geração de DAM, é importante dar atenção para outro problema, à liberação de cinzas pela combustão do carvão. Segundo Martins (2002), os gases liberados na combustão, apresentam concentrações de óxidos de nitrogênio e enxofre, metais volatilizados e compostos policíclicos aromáticos. Esses compostos, quando transportados pelos ventos, se depositam nos ecossistemas e causam a poluição do solo, do ar e da água, afetando as plantas e os animais.

A área de estudo, banhado da Estiva dos Pregos – Capivari de Baixo, SC, é uma antiga área utilizada como depósito de rejeitos piritosos de carvão e cinzas provenientes da termelétrica. Foi também impactada pela pluma de contaminação decorrente do rompimento do dique do depósito (IPAT/UNESC, 2012).

1 – Identificação das diferentes formas e fases na qual um elemento ocorre (SILVA, CHITOLINA e NAKAJIMA, 2007).

Como forma de contribuir para o diagnóstico ambiental da área e seu projeto de reabilitação é necessário realizar testes toxicológicos utilizando como indicadores organismos animais e vegetais, como forma de determinar o grau de toxicidade em relação ao seu teor de poluentes.

Para realização dos testes, algumas metodologias podem ser seguidas, como a EPA (1996), para teste agudo com sementes de alface; a ISO (2002), a OECD 207 (1984) e a ABNT NBR 15537 (2007) para teste agudo com minhocas; e para teste subagudo com bulbos de cebola pode ser seguida as orientações de Fiskesjö (1993, apud JARDIM, 2004). Não existe nenhuma legislação brasileira que regulamente a avaliação de teste de toxicidade em substrato, porém existem normas internacionais para esses testes, como as traduções das normas da ISO. Para avaliar a qualidade do solo utilizando modelos vegetais existe a ABNT NBR ISO 11269-2 e utilizando modelos animais existe a ABNT NBR ISO 17512-1 e a ABNT NBR ISO 11267. Já a ABNT NBR ISO 17616 avalia a qualidade do solo utilizando vários organismos.

O presente trabalho tem como objetivo geral determinar os índices de toxicidade de solos contaminados por finos e cinzas de carvão mineral, da área de estudo, Estiva dos Pregos e como objetivos específicos estimar a concentração letal de solos contaminados por finos e cinzas carvão mineral, por meio do teste agudo utilizando minhoca (*Eisenia foetida*); a concentração efetiva do solubilizado de solos contaminados por finos e cinzas de carvão mineral, por meio do teste subagudo utilizando bulbos de cebola (*Allium cepa*) ; a concentração efetiva do solubilizado de solos contaminados por finos e cinzas de carvão mineral, por meio do teste subagudo utilizando sementes de alface (*Lactuca sativa*).

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 HISTÓRICO DA MINERAÇÃO

#### 2.1.1 Histórico geral

Segundo Borba (2001), o carvão é um combustível fóssil e é formado a partir da matéria orgânica vegetal que foi depositada em bacias sedimentares. Gomes, Cruz e Borges (2003, p. 585) dizem que: “A matéria inorgânica é representada, basicamente, pelos teores de cinzas e de enxofre”.

A qualidade do carvão depende de fatores como pressão, temperatura e duração da exposição dessas variantes. Quanto mais intensa for a pressão e a temperatura a que a matéria vegetal for submetida, e quanto mais tempo durar este processo, maior será o grau de carbonificação, e melhor será a qualidade do carvão (BORBA, 2001).

Existem diversos estágios de carbonificação, começando pela turfa, passando pelo sapropelito, linhito, carvão sub-betuminoso, carvão betuminoso, chegando no antracito, nesta ordem. Para utilização industrial do carvão, o estágio mínimo é o linhito (BORBA, 2001).

Ainda segundo o mesmo autor, outro índice de qualidade do carvão é o *grade*. Este índice mede, de forma inversamente proporcional, o percentual de cinzas presentes na camada carbonífera. Se o carvão apresentar um baixo *grade*, conseqüentemente apresentará um alto percentual de cinzas, diminuindo sua qualidade.

Como combustível não renovável, o carvão é conhecido desde os primórdios da civilização. As principais reservas desse combustível no Brasil situam-se ao sul, somando cerca de 32 bilhões de toneladas (GOMES, CRUZ e BORGES, 2003).

Gomes, Cruz e Borges (2003) dizem ainda, que o Brasil dispõe de muitas reservas de combustíveis fósseis, segundo dados do Balanço Energético Nacional (BEN), onde o carvão aparece com 50%. Os outros 50% se dividem em energia nuclear (26%), petróleo (10%), folhetos betuminosos (10%), gás natural (3%) e turfa (1%).

### **2.1.2 Carvão: descoberta, produção, consumo e utilização.**

No Brasil, o carvão foi descoberto em 1795, segundo Gomes, Cruz e Borges (2003) pelo soldado português Vicente Wenceslau Gomes de Carvalho. O carvão catarinense foi descoberto em 1822, por tropeiros que desciam a Serra do “12” e iam em direção à Laguna. Após esta descoberta, inúmeras expedições vieram à região estudar a qualidade e a viabilidade econômica.

Foi em 1876, com o Visconde de Barbacena que começou os trabalhos de mineração. Já em 1884 foi construída a ferrovia Dona Tereza Cristina, que facilitou o carregamento do carvão de Criciúma ao porto de Imbituba. Do porto o produto era distribuído para consumidores no sudeste do Brasil (GOMES, CRUZ e BORGES, 2003).

O consumo do carvão brasileiro aumentou significativamente devido a primeira guerra mundial, em 1914. No pós-guerra, o carvão estrangeiro voltou a ganhar mercado (GOMES, CRUZ e BORGES, 2003).

Ainda segundo Gomes, Cruz e Borges (2003), em 1931 e 1937, no governo de Getúlio Vargas, foi determinado consumo obrigatório de 10% e 20% do carvão nacional, respectivamente.

Em 1945 foram implementados os sistemas de beneficiamento do carvão catarinense, Lavador de Capivari (LAVACAP), que produziam carvão metalúrgico e fragmentos energéticos absorvidos pela termoelétrica Jorge Lacerda e outras empresas (GOMES, CRUZ e BORGES, 2003).

Segundo os mesmos autores, em 1953 foi criada a Comissão do Plano do Carvão Nacional (CPCAN) e em 1954 foi criado o Plano Nacional do Carvão, cujo objetivo principal era aproveitar o potencial energético deste mineral, buscando aprimorar sua lavra.

Com a primeira e a segunda crise do petróleo, em 1973 e 1979, respectivamente, o governo voltou a valorizar os insumos energéticos nacionais, entre eles o carvão. Neste período foi promovida a mecanização das minas. Para incentivar o consumo do carvão nacional, foi criado um programa de subsídios que viabilizava a troca de sistemas de combustão para o uso do carvão energético. O programa foi sendo modificado com o decorrer do tempo, e em 1988 foi fechado pelo Governo Federal (GOMES, CRUZ e BORGES, 2003).

Em 1990, segundo os mesmos autores, o carvão sofreu sua desregulamentação, dentro do Programa de Competitividade Industrial, acabando com a obrigatoriedade do consumo do carvão nacional.

Segundo Borba (2001), o consumo do carvão mundial decaiu nas últimas décadas. Em 1989 o consumo era de 3.579 milhões de toneladas, já em 1999 passou para 3.465 milhões de toneladas, totalizando uma redução de 3,3%.

O uso do carvão nacional está dividido em alguns setores, sendo eles: na termoeletricidade, com instalação de usinas térmicas; nas indústrias de cimento, cerâmicas, de papel e celulose, de alimentos e fumo, para gerar calor e vapor; na siderurgia, onde a lavra do carvão, no futuro, poderá produzir frações de carvão-coque para o alto forno das empresas nacionais; e na carboquímica (GOMES, CRUZ e BORGES, 2003).

No estado de Santa Catarina, o principal mercado para o carvão é a geração de energia elétrica, tendo como principal cliente a Gerasul (SIECESC, 2012). Segundo Redivo (2002), o uso do carvão bruto irá virar tendência, em usinas que utilizam tecnologias atuais e limpas para a queima deste combustível, sendo que alguns projetos estão sendo estudados, tanto no Rio Grande do Sul como em Santa Catarina. Este fato colocará o setor carbonífero brasileiro novamente em destaque, com produção compatibilizada com as reservas que o país possui (REDIVO, 2002).

### **2.1.3 A bacia carbonífera catarinense**

Existem 34 minas e 15 carboníferas no Brasil, distribuídas no Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (GOMES, CRUZ e BORGES, 2003).

Na região da bacia carbonífera existem algumas mineradoras em operação, segundo dados do SIECESC (2012). A Carbonífera Belluno LTDA, a Indústria Carbonífera Rio Deserto, a Carbonífera Criciúma S/A, a Carbonífera Siderópolis LTDA, a Carbonífera Metropolitana S/A, a Coque Catarinense LTDA (COCALIT), a Minageo LTDA e a São Domingos, atuam no município de criciúma. A Cooperativa de Extração de Carvão Mineral dos Trabalhadores de Criciúma LTDA (COOPERMINAS), atua no município de Forquilha; a Carbonífera Catarinense atua no município de Lauro Müller; a Gabriella Mineração LTDA e a Comin & Cia LTDA atuam no município de Siderópolis (SIECESC, 2012). Além dessas, segundo

Brasil (1999), existe a Carbonífera Barro Branco, a Companhia Carbonífera de Urussanga (CCU), a Carbonífera Santa Luzia em Criciúma e a Carbonífera Treviso em Urussanga.

A Bacia Carbonífera Catarinense está localizada entre os municípios de Araranguá e Lauro Müller e possui uma reserva de carvão mineral de 4,3 bilhões de toneladas, número este correspondente a 13% do total do país (CAMPOS et al., 2010).

A exploração do carvão em Santa Catarina foi mais acentuada na região sul do estado, mais precisamente nos municípios de Lauro Müller, Urussanga, Siderópolis, Treviso, Criciúma, Forquilha, Içara, Morro da Fumaça e Maracajá, onde estão instalados os mais importantes centros de mineração (BELOLLI, QUADROS e GUIDI, 2002).

Segundo Belolli, Quadros e Guidi (2002), em um passado recente, essa região desenvolveu condições favoráveis para instalação de importante centro de produção de carvão mineral. Em conjunto atuou também o LAVACAP, para melhorar o aproveitamento do carvão.

No passado a extração de carvão na Bacia Carbonífera Catarinense era feita sem preocupação com o meio ambiente onde as pilhas de estéreis eram dispostas desordenadamente, sem proteção e barragens de rejeitos, as quais contêm ferro e manganês (AMARAL e KREBS, 2010).

O processo de exploração do carvão é feito em minas a céu aberto e minas subterrâneas. Ambos os processos geram impactos ambientais. No final da década de 90, rejeito ou estéril eram depositados a céu aberto, próximos às unidades de beneficiamento ou dos locais de mineração. Devido a este fato, uma área correspondente a 6.400 ha foi impactada. No início do ano 2000, o Ministério Público condenou a União e o Sindicato das Indústrias Mineradoras pelo passivo ambiental. Eles foram obrigados a adotar normas mais rigorosas de reconstrução das áreas que ainda seriam mineradas, além de recuperar as áreas já impactadas (CAMPOS et al., 2010).

O principal problema de quando se deposita rejeito e estéril próximo aos locais de mineração e unidades de beneficiamento, segundo Campos et al. (2010), é a ocorrência de depósitos de pirita e outros minerais sulfetados. Quando esses minerais entram em contato com o oxigênio, se oxidam facilmente e geram outros produtos, principalmente o ácido sulfúrico, principal intermediador para a formação

da DAM. A drenagem é gerada a partir da oxidação de sulfetos, segundo Castilhos et al. (2010).

A DAM pode ser determinada, segundo Borma e Soares (2002), como a solução ácida que é gerada quando minerais sulfetados existentes no rejeito ou estéril (resíduos de mineração) se oxidam na presença de água. Essa solução pode produzir um percolado rico em metais dissolvidos e ácido sulfúrico.

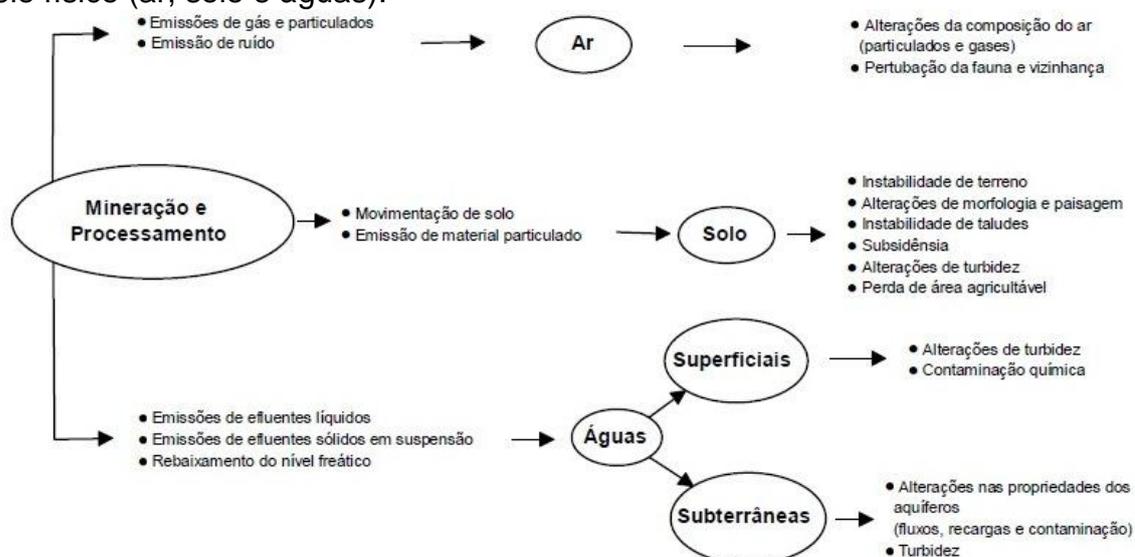
Segundo Amaral e Krebs (2010), a DAM é encontrada em volume significativo na região carbonífera de Santa Catarina e é potencialmente poluidora de águas superficiais e subterrâneas.

No estado de Santa Catarina, os impactos causados pela mineração do carvão mineral são desastrosos. Informações sobre a contaminação do ar e dos recursos hídricos são quase inexistentes acerca das características dos solos construídos após a exploração do carvão a céu aberto (CAMPOS et al., 2010).

Em função dos fatores descritos acima, a mineração do carvão configura uma situação de risco real para os recursos hídricos, tanto no processo de lavra, quanto no beneficiamento e na disposição de solos e rejeitos (ORTIZ e TEIXEIRA, 2002).

Borma e Soares (2002), mostram que o processo de mineração gera impactos no ar, no solo e na água, como pode ser visto na figura 1.

Figura 1 – Aspectos e impactos ambientais causados pela mineração associados ao meio físico (ar, solo e águas).



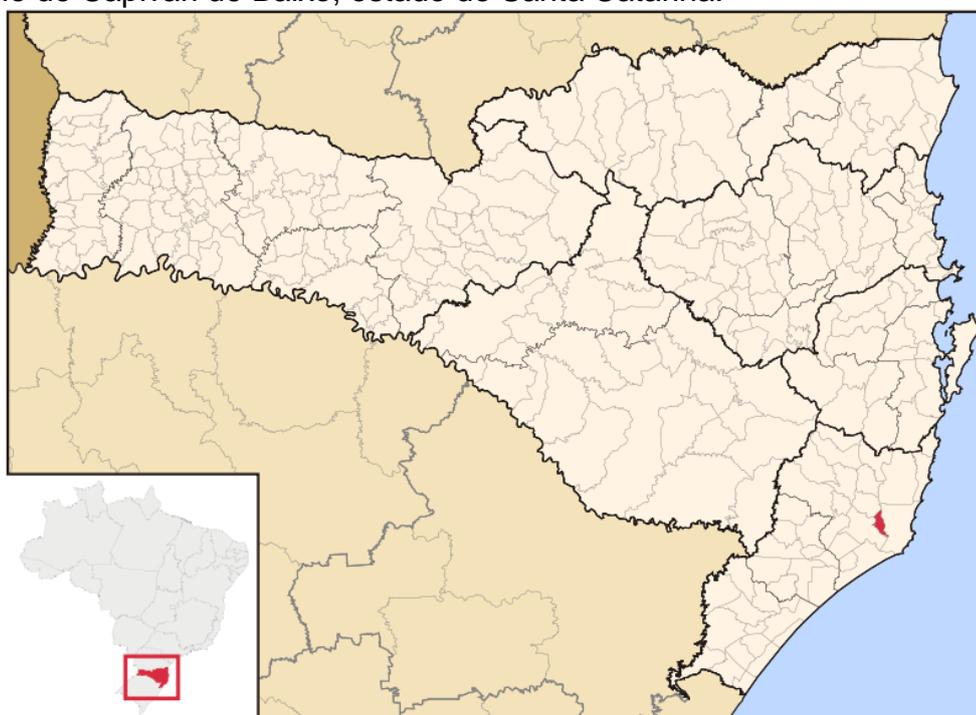
Fonte: VAN HUYSTEEEN (1998) apud BORMA (2002).

## 2.2 ÁREA DE ESTUDO

### 2.2.1 Localização

A área de estudo está localizada no banhado da Estiva dos Pregos, no município de Capivari de Baixo, Santa Catarina, que faz divisa com o município de Laguna, conforme mostra a figura 2 (IPAT/UNESC, 2012).

Figura 2 – Área de estudo conhecida como Estiva dos Pregos, localizada no município de Capivari de Baixo, estado de Santa Catarina.



Fonte: GOOGLE, 2012.

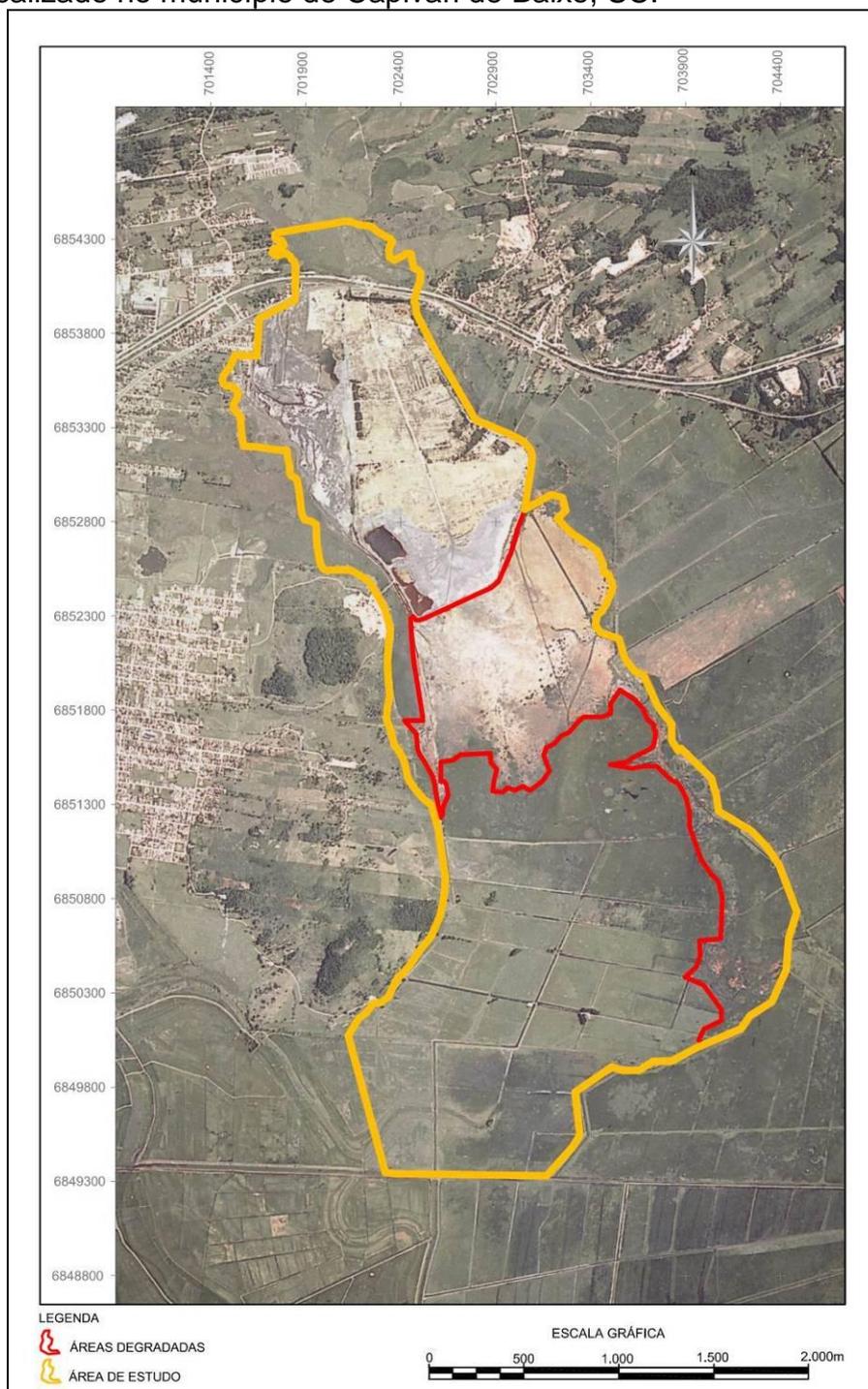
### 2.2.2 Histórico

Desde 1941, o beneficiamento de carvão no LAVACAP ocasionou um acúmulo de rejeitos piritosos. Esses rejeitos eram depositados diretamente no banhado da Estiva dos Pregos, onde ficaram submersos. Desta maneira, consolidaram-se os problemas ambientais na área (FATMA, 1982).

A área em estudo foi utilizada como depósito de rejeitos piritosos de carvão, originários do LAVACAP, entre os anos de 1945 e 1975, sendo a parte do banhado que sofreu impactos decorrentes da pluma de contaminação por meio do rompimento do dique do depósito de cinzas, onde podem ser encontrados cinzas e

finos de carvão. A área impactada, com coordenadas 703.150 metros leste e 6.852.070 metros norte (Coordenadas UTM – SAD 069), compreende cerca de 160 ha (em vermelho) e tem uma área de influência de 685 ha (em amarelo), conforme mostra a figura 3 (IPAT/UNESC, 2012).

Figura 3 – Área degradada delimitada pelo polígono em vermelho e sua área de influência delimitada pelo polígono em amarelo, formando o banhado da Estiva dos Pregos, localizado no município de Capivari de Baixo, SC.



Fonte: IPAT/UNESC, 2012

Conforme Zanette (2006), a usina de beneficiamento LAVACAP começou a ser planejada em 1940, a partir do plano siderúrgico do governo federal, prevendo a construção de duas usinas no município de Tubarão: uma para o beneficiamento do carvão e a outra para geração de energia. As usinas entraram em operação em 1945.

O carvão beneficiado no LAVACAP ia em parte para uma siderúrgica no Rio de Janeiro e o restante ia para a termelétrica da região (BRASIL, 2009), sendo que seus rejeitos eram depositados de forma inadequada na área, fazendo com que a pirita ficasse em contato com o ar e com a água, gerando drenagem ácida de mina (ZANETTE, 2006).

Segundo dados do LAVACAP, entre os anos de 1946 e 1975 foram depositados 4.740.220 toneladas de rejeitos na área em questão. Até 1950, um total de 390.000 toneladas de pirita foram descarregadas ao longo do trilho da ferrovia e 200.000 toneladas ficaram sob a BR-101. Esse material era constituído de cerca de 56,6% de cinzas e 22,35% de enxofre (ZANETTE, 2006).

Tanto a drenagem da área em que eram extraídos os rejeitos quanto os efluentes de beneficiamento da pirita carbonosa causaram alguns problemas, entre eles o aparecimento de traços de metais pesados (FATMA, 1982).

### 2.3 APORTE LEGAL

A Resolução CONAMA nº 420 de 28 de dezembro de 2009, dispõe sobre os critérios e valores orientadores da qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas estabelecendo também diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias, decorrentes da ação humana.

O Anexo II desta resolução, apresenta uma lista de valores orientados para solos e águas subterrâneas, onde os valores de investigação são para três atividades: agricultura, residencial e industrial.

Já a portaria da FATMA nº 017 de 18 de abril de 2002, estabelece os limites máximos de toxicidade aguda para efluentes de diferentes origens e da outras providências:

Art. 1º - As substâncias existentes no efluente não poderão causar ou possuir potencial causador de efeitos tóxicos capazes de provocar alterações no comportamento e fisiologia dos organismos aquáticos presentes no corpo receptor.

Art. 2º - A toxidade aguda do efluente será determinada em laboratório, mediante a elaboração de testes ecotoxicológicos padronizados, cujos resultados deverão ser expressos em Fator de Diluição (FD).

A Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, dispõe a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, estabelecendo também as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

O Cap. I desta resolução dispõe sobre as definições:

Art. 2º - Para efeito desta Resolução são adotadas as seguintes definições:  
XVII – efeito tóxico agudo: efeito deletério aos organismos vivos causado por agentes físicos ou químicos, usualmente letalidade ou alguma outra manifestação que a antecede, em um curto período de exposição;  
XVIII – efeito tóxico crônico: efeito deletério aos organismos vivos causado por agentes físicos ou químicos que afetam uma ou várias funções biológicas dos organismos, tais como a reprodução, o crescimento e o comportamento, em um período de exposição que pode abranger a totalidade de seu ciclo de vida ou parte dele;  
XXI - ensaios ecotoxicológicos: ensaios realizados para determinar o efeito deletério de agentes físicos ou químicos a diversos organismos aquáticos;  
XXII - ensaios toxicológicos: ensaios realizados para determinar o efeito deletério de agentes físicos ou químicos a diversos organismos visando avaliar o potencial de risco à saúde humana.

O Cap. III desta resolução dispõe sobre as condições e padrões de qualidade das águas. A seção II dispõe sobre os parâmetros para águas doces.

O Art. 14 indica as condições e os parâmetros para águas doces de classe I. Já para as águas doces de classe II, aplicam-se as mesmas condições e padrões da classe I, com exceção de alguns parâmetros, conforme indica o Art. 15:

I - não será permitida a presença de corantes provenientes de fontes antrópicas que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;  
II - coliformes termotolerantes: para uso de recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA nº 274, de 2000. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente;  
III - cor verdadeira: até 75 mg Pt/L;  
IV - turbidez: até 100 UNT;

- V - DBO 5 dias a 20°C até 5 mg/L O<sub>2</sub>;
- VI - OD, em qualquer amostra, não inferior a 5 mg/L O<sub>2</sub>;
- VII - clorofila a: até 30 µg/L;
- VIII - densidade de cianobactérias: até 50000 cel/mL ou 5 mm<sup>3</sup>/L; e,
- IX - fósforo total:
  - a) até 0,030 mg/L, em ambientes lênticos; e,
  - b) até 0,050 mg/L, em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico.

## 2.4 METAIS PESADOS E ELEMENTOS-TRAÇO NO CARVÃO

Os elementos-traço presentes no carvão aparecem em pequenas quantidades, mas representam um risco potencial ao meio ambiente, pois apresentam elevada toxicidade de muitos elementos e seus compostos (SMITH, 1987; SWAINE e GOODARZI, 1995 apud PIRES, FIEDLER e TEIXEIRA, 2002).

Segundo Pires, Fiedler e Teixeira (2002), o modo como um elemento aparece é um fator importante, pois consente prever o seu comportamento nos processos de beneficiamento e combustão, como nos processos de intemperismo do carvão e lixiviação de cinzas.

A combustão do carvão envolve a geração de quantidade significativa de poluentes, entre os quais resíduos sólidos, conhecidos como cinzas, que podem apresentar alto potencial de contaminação devido à presença de elementos-traço em concentrações elevadas nas partículas mais finas (ORTIZ e TEIXEIRA, 2002).

O teor de cinzas no carvão, conforme Fernandes, Mergel e Sánchez (2002), deve ser quantificado e é determinado medindo a massa do resíduo remanescente a partir de uma amostragem de carvão. O resíduo remanescente, logo após a queima da matéria orgânica, depois de ser pesado é apontado como teor de cinza.

As cinzas podem conter concentrações de alguns compostos solúveis, como selênio, arsênio e óxidos de boro (BERKOWITZ, 1979 apud FERNANDES, MERGEL e SÁNCHEZ, 2002). Esses compostos podem ser lixiviados exercendo ação tóxica em plantas e outros organismos.

Além desses compostos, podem ser encontrados, nas cinzas, alguns elementos-traço tóxicos, como alumínio, cálcio, ferro, potássio, magnésio, sódio, fósforo, cádmio, cobalto, cromo, cobre, manganês, molibdênio, níquel, chumbo, antimônio, estanho e zinco (PINTO e KAMPF, 2002).

Os metais, junto com seus compostos, podem ser transportados pela água e pelo ar, atingindo grandes distâncias. Os compostos metálicos podem sofrer transformações e serem convertidos em outro. Muitas vezes, é após essa conversão que a sua toxicidade realmente aparece (MARTINS, 2002).

O sulfeto de ferro, também conhecido como pirita ( $\text{FeS}_2$ ), é dominante no carvão. Este sulfeto pode acumular elementos-traço na sua estrutura (PIRES, FIEDLER e TEIXEIRA, 2002). A presença deste sulfeto ( $\text{FeS}_2$ ), no estéril e nos resíduos (rejeitos finos e grossos) do carvão, pode causar a formação DAM, contendo metais pesados, bem como outros contaminantes e pode provocar poluição no solo, nas águas superficiais e subterrâneas (HUYSSTEEN et al., 1998 apud CASTILHOS et al., 2010).

A acidez decorrente da reação da pirita ( $\text{FeS}_2$ ) causa um desequilíbrio das condições ambientais e aumenta a solubilidade de vários metais tóxicos (CASTILHOS et al., 2010). A literatura enquadra metais pesados na classe dos contaminantes particularmente perigosos, como o chumbo, o arsênio, o mercúrio, o cádmio, o níquel, o cromo e o zinco (CONAMA, 2005; CETESB, 2001; WHO, 1990 apud CASTILHOS et al., 2010). No ambiente fluvial, outros metais são considerados importantes, como o ferro, o alumínio e o manganês, pois são encontrados em abundância nos ambientes tropicais, segundo SDM/SDRA (1997; DNPM 1999 apud CASTILHOS et al., 2010).

Ainda segundo Castilhos et al. (2010), entre as quinze substâncias químicas liberadas em grande escala pela atividade de mineração, nos Estados Unidos, predominam os compostos de bário, compostos de manganês, alumínio, zinco e amônia, em ordem crescente. Nenhum outro agente químico constitui um valor acima de 10% das liberações das carboníferas (USEPA, 2005 apud CASTILHOS et al., 2010).

Conforme Scheibe (2002), os principais metais pesados encontrados nas plantas de lavação de carvão e nos efluentes das minas são ferro, manganês, cobre, zinco, chumbo, selênio, níquel, prata, mercúrio, arsênio, bário e cádmio.

No caso dos efluentes dos lavadores de carvão, em Santa Catarina, a situação se agrava ainda mais, pois os valores dos poluentes são muito elevados, podendo chegar a 1470 ( $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ ) para acidez, 4.895 ( $\text{mg/L}$ ) para detritos sólidos, 3.044 ( $\text{mg/L}$ ) para sulfatos, 311,6 ( $\text{mg/L}$ ) para ferro, 16,86 ( $\text{mg/L}$ ) para manganês, 0,12 ( $\text{mg/L}$ ) para cobre, 9,22 ( $\text{mg/L}$ ) para zinco e 3,43 ( $\text{mg/L}$ ) para

chumbo. Existem limites que devem ser respeitados, para que se tenha um bom padrão de qualidade. Os limites estabelecidos no Brasil, para os poluentes citados acima, são: até 1 mg/L para detritos sólidos; 1 mg/L para sulfatos; 15 mg/L para ferro; 1 mg/L para manganês; 0,5 mg/L para cobre; 1 mg/L para zinco e 0,5 mg/L para chumbo (SCHEIBE, 2002).

Segundo Furtado e Santos (1994) os sedimentos de fundo do antigo depósito de rejeitos piritosos junto ao LAVACAP, apontaram concentrações elevadas de ferro, zinco, cromo, cobre e níquel.

Foram obtidos resultados dos contaminantes presentes na área de estudo (banhado da Estiva dos Pregos), segundo laudos de caracterização e classificação de resíduos sólidos (IPAT/UNESC, 2012), conforme mostra a tabela 1. Os resultados foram realizados a partir de ensaios de solubilização, seguindo ABNT NBR 10004:2004.

Tabela 1 – Resultados obtidos por meios de ensaios de solubilização, das quatro regiões de estudo, localizadas no banhado da Estiva dos Pregos. \*Parâmetros em desacordo com a norma ABNT NBR 10004:2004

	R1	R2	R3	R4	
<b>Parâmetros</b>	<b>Resultados (mg/L)</b>	<b>Resultados (mg/L)</b>	<b>Resultados (mg/L)</b>	<b>Resultados (mg/L)</b>	<b>Limite máximo permitido no extrato (mg/L)</b>
Alumínio*	78,2	26,2	12	0,8	0,2
Arsênio*	0,029	0,003	< 0,001	< 0,001	0,01
Bário	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,7
Cádmio*	0,01	0,012	0,005	<0,0002	0,005
Chumbo*	0,019	0,007	0,005	0,002	0,01
Cloreto	13,1	15,7	10,0	29,9	250,0
Cobre	0,18	0,02	< 0,01	< 0,01	2,0
Cromo Total	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,05
Fenóis Totais*	< 0,01	< 0,01	0,03	< 0,01	0,01
Ferro*	34,74	0,92	1,03	0,77	0,3
Fluoreto	0,6	0,4	0,3	Interferente	1,5
Manganês*	0,43	0,56	0,37	0,16	0,1
Mercúrio	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,001
Nitrato (expresso em N)	< 0,1	0,2	< 0,1	10,0	10,0
Prata	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,05
Selênio	0,004	0,009	0,003	0,005	0,01
Sódio	8,52	15,29	13,04	12,24	200,0
Sulfato (expresso em SO <sub>4</sub> )*	461	328	132	29,0	250,0
Surfactantes	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	0,5
Zinco*	5,10	6,74	1,01	0,05	5,0
pH inicial	2,59	2,83	3,66	4,81	-
pH do extrato solubilizado (final)	2,58	2,84	3,38	5,09	-

Fonte: IPAT/UNESC, 2012

## 2.4.1 Comportamento dos metais

### 2.4.1.1 Cádmio

Segundo Cardoso e Chasin (2001), a bioacumulação desse elemento acontece em microrganismos, em plantas, em animais aquáticos e em animais terrestres.

O cádmio e outros metais inibem a mineralização de fósforo e nitrogênio, diminuindo a diversidade de fungos (BETTIOL e CAMARGO, 2000 apud CARDOSO e CHASIN, 2001).

É também captado e retido pelas plantas aquáticas e terrestres. Nos animais que se alimentam destas, este elemento se concentra no fígado e nos rins (ATSDR, 1997 apud CARDOSO e CHASIN, 2001).

O cádmio é bioacumulado por fitoplâncton e como consequência por organismos marinhos. Elevadas concentrações (de 2 a 30 mg/kg de peso úmido) são encontradas em moluscos e crustáceos (WHO, 1992 apud CARDOSO e CHASIN, 2001). Nos peixes, o cádmio se acumula basicamente no fígado, nas brânquias e nos rins, sendo que a presença do mesmo leva à síntese da metalotioneína (proteínas de baixo peso molecular, que tem a capacidade de sequestrar o metal, inativando-o) (CARDOSO e CHASIN, 2001).

Pelas partículas de solo, a absorção de cádmio é maior em pH alcalino ou neutro do que em pH ácido, elevando a concentração no solo e conseqüentemente diminuindo a disponibilidade para as plantas, ou seja, a absorção de cádmio pela planta decresce com o aumento do pH (ATSDR, 1997; WHO, 1992 apud CARDOSO e CHASIN, 2001).

Segundo Ilo (1998, apud CARDOSO e CHASIN, 2001), os sintomas e sinais da intoxicação aguda podem causar dores, arrepios, dores de cabeça e febre. Esses sintomas geralmente aparecem em até oito horas após a exposição. Se ocorrer inalação a altas concentrações podem aparecer sintomas como irritação na garganta, ocasionando tosse e problemas respiratórios e em caso mais agravantes, pode surgir edema de pulmão.

O cádmio altera o metabolismo do cobre, do selênio, do ferro e do zinco. Existe a possibilidade de que o mecanismo pelo qual induz a toxicidade seja pela

interferência do complexo zinco-proteína, que comanda a transcrição do DNA (ATSDR, 1997; WHO, 1992 apud CARDOSO e CHASIN, 2001).

#### 2.4.1.2 Chumbo

A acumulação deste elemento no solo se dá especialmente em função da taxa de deposição da atmosfera. Na grande maioria das vezes, este elemento fica fortemente retido ao solo, e é muito pouco transportado pelas águas superficiais e subterrâneas (ATSDR, 2005; WHO 1995 apud PAOLIELLO e CHASIN, 2001).

Um fator que influencia a toxicidade aquática do chumbo é a concentração de íons livres, pois interfere na disponibilidade do metal para os organismos. Normalmente compostos inorgânicos de chumbo apresentam baixa toxicidade para os microrganismos do que os tri e tetralquil compostos (WHO, 1989 apud PAOLIELLO e CHASIN, 2001).

Segundo Paoliello e Chasin (2001), é pouco possível que esse elemento afete plantas aquáticas nos níveis normais de ambiente. Quando encontrado na forma de sais apresenta elevada toxicidade aguda para invertebrados aquáticos.

Já nos ambientes terrestres, o chumbo é encontrado em grande quantidade nas raízes, se comparado às quantidades nos brotos e no tecido foliar (WHO, 1995 apud PAOLIELLO e CHASIN, 2001). Ainda que o teor de metais contidos nos solos contaminados apresente elevadas concentrações, os níveis nas plantas conservam-se baixos (DUDKA e MILLER, 1999 apud PAOLIELLO e CHASIN, 2001).

Na população em geral, se uma exposição intermitente acontecer em diversos ambientes, os níveis desse elemento no sangue refletem em exposições pesadas e recentes. Devido a este fato, para populações que possuem o mesmo tipo sanguíneo, os efeitos biológicos podem se diferenciar dependendo do tempo de exposição (ATSDR, 1993 apud PAOLIELLO e CHASIN, 2001).

O chumbo pode ocasionar diversos efeitos no organismo. Os efeitos sistêmicos são os mais variados, podendo citar entre eles os efeitos cardiovasculares, gastrintestinais, hematológicos e renais. O chumbo ainda causa outros efeitos como neurológicos e imunológicos (PAOLIELLO e CHASIN, 2001).

Segundo Paolielli e Chasin (2001, p. 112):

“O processo de absorção do chumbo proveniente de fontes ambientais depende da quantidade do metal nas portas de entrada, do seu estado físico e químico, além de ser influenciada por fatores relacionados ao hospedeiro, como idade, estado fisiológico, condição nutricional e, possivelmente, fatores genéticos.”

A absorção do chumbo pode ocorrer por via pulmonar (respiratória), onde as partículas são depositadas, normalmente, nos sacos alveolares (WHO, 1995 apud PAOLIELLO e CHASIN, 2001). Pode ocorrer por via oral e por via cutânea, sendo esta última menos significativa em relação à pulmonar e oral (PAOLIELLO e CHASIN, 2001).

Segundo Paoliello e Chasin (2001), o chumbo, por ser um metal eletropositivo, tem a capacidade de se fixar a compostos endógenos interferindo algumas funções celulares e afetando o sistema nervoso, os rins e a medula óssea.

A eliminação ocorre pela urina e pelas fezes (WHO, 1995 apud PAOLIELLO e CHASIN, 2001).

#### 2.4.1.3 Ferro

Algumas bactérias, denominadas de ferrobactérias, conseguem incorporar o ferro existente no meio ambiente de maneira considerável, utilizando como fonte de energia (APHA, 1998 apud LIMA e PREDOZO, 2001).

Em organismos aquáticos, os níveis de ferro, podem ser determinados no fígado, no ovário e nos músculos, como é o caso do bacalhau (HELLOU et al., 1992 apud LIMA e PREDOZO, 2001). Já em moluscos (classe Gastrópoda), o ferro pode ser detectado nos tecidos (MITRA e CHOUDHURY, 1993 apud LIMA e PREDOZO, 2001).

A obtenção desse elemento pelas plantas envolve, primeiramente, a captação do mesmo do solo, por meio da raiz fazendo o transporte até as folhas. Para as raízes, a disponibilidade é afetada pelo conteúdo de fosfato e de ferro do solo e também pelo pH (HUEBERS, 1991 apud LIMA e PREDOZO, 2001).

O ferro é melhor absorvido quando encontrado no estado ferroso [ $\text{Fe}^{+2}$ ] e sua absorção só aumenta quando as reservas estão em baixa no organismo. A grande maioria do ferro é absorvido na parte superior do intestino delgado. O estômago consegue absorver apenas alguns traços de ferro, entretanto as secreções gástricas conseguem dissolver o metal, permitindo que ele forme

complexos solúveis, que auxiliam na sua eliminação (GANONG, 1993; HILLMAN, 1995; GOYER, 1995 apud LIMA e PREDOZO, 2001).

A falta de ferro pode ocasionar anemia hipocrômica microcítica, alteração do metabolismo muscular, e disfunção do sistema imunológico (HILLMAN, 1995; GANONG, 1993; OMARA et al., 1998 apud LIMA e PREDOZO, 2001). Já o excesso pode ocorrer em algumas situações como absorção anormal de ferro, excesso de ferro na dieta e transfusão de sangue. O excesso também pode ocasionar uma disfunção do sistema imunológico (LIMA e PREDOZO, 2001).

A quantidade excessiva de ferro que é ingerida, geralmente é eliminada pelas fezes. Suor, urina, unhas e cabelos também eliminam uma pequena quantidade (GOYER, 1995 apud LIMA e PREDOZO, 2001).

#### 2.4.1.4 Manganês

Estudos foram realizados para avaliar a bioacumulação de vários metais, incluindo o manganês, em plantas como a mostarda (*Sinapis alba*). Foi observado que o manganês se acumula em grande nas partes superiores da planta do que na raiz (HICKEY, 1995 apud MARTINS e LIMA, 2001).

Em crustáceos, da espécie *Tetraclita squamosa*, a bioacumulação desse metal, nos tecidos moles, varia de 5,87 a 82,5 µg/g (FRÍAS-ESPERICUETA et al., 1999 apud MARTINS e LIMA, 2001).

Para as plantas, a toxicidade pode ser expressa em solos com concentrações acima de 1000 mg/kg peso seco. As plantas absorvem o metal no estado bivalente, em solos que apresentam pH baixo. Já os mamíferos terrestres podem apresentar concentrações num fator de acumulação de ordem 10 e os vegetais podem concentrar em menor ou em maior proporção (WHO, 1981 apud MARTINS e LIMA, 2001).

Segundo Martins e Lima (2001), o manganês pode ser absorvido pela via respiratória, e grande parte pode atingir a mucosa gastrointestinal.

No homem, aproximadamente 3,0% ± 0,5 é absorvida no epitélio intestinal (SIQUEIRA, 1984 apud MARTINS e LIMA, 2001), mas o alvo principal desse elemento é o cérebro. Em ratos a disfunção testicular precede a encefalopatia (SIQUEIRA, 1985 apud MARTINS e LIMA, 2001).

Estudos realizados afirmam que os locais que mais apresentam concentrações são o de atividade metabólica, como o fígado e o pâncreas, e os ligados a eliminação, como os rins e os intestinos delgado e grosso (WHO, 1981 apud MARTINS e LIMA, 2001).

#### 2.4.1.5 Zinco

Esse elemento é considerado essencial para humanos, animais e plantas de grande porte, uma vez que seu déficit na ingestão pode ocasionar sérias consequências ao organismo como: dermatite, perda de cabelos, crescimento retardado, problemas neuropsiquiátricos, depressão, lesões oculares e na pele, etc. (KIEKENS, 1990; WHO, 1996; MACÊDO, 2002; NAS/IOM, 2003b; ATSDR, 2005; LIMA, 2009 apud SILVA, 2011).

Ocorre no meio aquático por meio da ligação com material suspenso, onde posteriormente há acumulação em sedimentos de fundo. Outra maneira de ocorrência nesse meio é em pequenas quantidades dissolvidas na coluna d'água, derivando em uma toxicidade aguda ou letal em várias espécies de peixes que podem bioacumular este elemento (GREENPEACE, 2002; ATSRD 2005 apud SILVA, 2001).

Seus efeitos tóxicos geralmente ocorrem devido à associação do zinco com outros metais pesados, ou ainda formando outros compostos como sulfetos e óxidos. Em elevadas concentrações, ainda que em um curto espaço de tempo, o zinco pode provocar dores estomacais, náuseas e vômitos, enquanto em um espaço mais longo de tempo podem ocasionar problemas sanguíneos, problemas ao pâncreas entre outros (GREENPEACE, 2002; ATSRD 2005 apud SILVA, 2001).

#### 2.4.1.6 Alumínio

A liberação deste elemento acontece de forma natural, porém outros fatores influenciam sua mobilidade e também seu transporte no ambiente. É liberado para o ar em forma de partículas pequenas provenientes da erosão natural do solo, combustão do carvão, gases vulcânicos, e mineração ou atividades agrícolas (CETESB, 2010).

Pode ocorrer nas águas em diferentes concentrações, dependendo de fatores físicos, químicos e biológicos. Em águas de pH próximo a neutro, as concentrações podem ficar entre 0,001 e 0,05 mg/L, já em águas muito ácidas, contaminadas por DAM, as concentrações de alumínio podem chegar a valores acima de 90 mg/L (CETESB, 2010).

Ainda segundo CETESB (2010), a exposição aos humanos, se dá principalmente pelas vias oral e inalatória. A toxicidade via oral em um curto período de tempo, não é tão agravante.

Alguns estudos mostram que pode haver relação entre o Mal de Alzheimer e alumínio na água, como sendo um fato de risco, onde pode desenvolver ou acelerar doenças, porém existem muitos outros estudos que não evidenciam essa associação. Alguns pesquisadores acreditam que as doenças aparecem devido a outros fatores do que a uma única causa (CETESB, 2010).

#### 2.4.1.7 Arsênio

A combustão de combustíveis fósseis, principalmente o carvão, desprende arsênio na atmosfera. Segundo Von Sperling (2002, apud CASTRO, 2006) esse elemento pode ser encontrado no solo e também em ostras e crustáceos.

A ocorrência em águas naturais é na forma trivalente e pentavalente. Aparece em áreas normalmente associadas às fontes termais, águas subterrâneas e águas e ambientes perto de locais de mineração (CASTRO, 2006).

Mesmo ingerindo pequenas quantidades de arsênio inorgânico por meio da alimentação, animais marinhos têm a capacidade de bioacumular esse elemento (BORAK e HOSGOOD, 2007; HANAOKA et al., 1987a; HANAOKA et al., 1987b; DEGIETER et al., 2002; STORELLI e MARCOTRIGIANO, 2004 apud MACEDO, 2010).

Segundo Castro (2006), os compostos desse elemento são perigosos, principalmente pelo fato de seus efeitos causarem irritações na pele. A toxicidade dos compostos se dá, geralmente, pela ingestão e não pela inalação. A intoxicação por esse elemento causa ceratoses (calosidades), distúrbios gastrointestinais, problemas cardíacos e vários tipos de câncer, tais como de pulmão, pele, rins, fígado, próstata e bexiga.

A intoxicação subaguda ou aguda envolve muitos sistemas e órgãos, como dano gastrointestinal, renal, hepático, nervoso, hematológico, dérmico, cardiovascular, oftálmico e respiratório, chegando a choque convulsões, coma e até a morte (FOWLER et al., 2007; HUGHES, 2002 apud MACEDO, 2010).

Os efeitos crônicos da forma inorgânica desse elemento podem afetar sistemas multi-órgãos, podendo causar lesões cutâneas que se caracterizam por hipopigmentação, hiperpigmentação, hiperqueratose palmoplantar, descamação e edema facial (FOWLER et al., 2007; HUGHES, 2002 apud MACEDO, 2010).

#### 2.4.1.8 Fenóis

Essa substância é liberada no ar através de ventilação de tanques de armazenamento, durante o carregamento, por motores de veículos e também pela queima nas indústrias de madeira e carvão. No Brasil, cerca de 64 kg de fenol são emitidas no ar, em locais próximos a termelétricas de carvão (CETESB, 2010).

Existem muitas fontes de exposição, e as principais, segundo CETESB (2010), são a queima de madeira, fumaça de cigarro, produção e utilização dessa substância e seus compostos e ainda a degradação de benzeno sob influência de dejetos animais e também da luz.

Os efeitos dessa substância são graves. Segundo CETESB (2010), após inalação a curto prazo ou por contato dérmico, é muito irritante para a pele, para os olhos e mucosa. Para o ser humano, pode ser muito tóxico na exposição oral, onde a dose letal estimada é de 70 mg/kg para pessoas adultas.

Os sintomas da exposição aguda, considerando as doses letais, segundo CETESB (2010), incluem convulsões, fraqueza muscular, respiração irregular, perda de coordenação e até mesmo coma.

Se a exposição for prolongada outros efeitos podem aparecer, como efeitos hepáticos, diarreia, vertigem, emagrecimento progressivo, salivação, irritação gástrica e coloração escurecida da urina (CETESB, 2010).

## 2.5 TOXICOLOGIA

### 2.5.1 A história da toxicologia

Azevedo e Chasin (2004, p. 267) dizem que “a toxicologia é a ciência que estuda os efeitos nocivos decorrentes das interações de substâncias químicas com o organismo”. Definem também que o objetivo básico da toxicologia é gerenciar o risco e assegurar a proteção do meio ambiente e da saúde humana.

Ainda segundo os mesmo autores, o médico suíço Paracelsus propôs um dos princípios básicos desta ciência, quando observou que a toxicidade de qualquer substância estava relacionada à dose. Distinguiu também os efeitos crônicos e agudos devido à exposição de metais. Em qualquer situação há riscos relacionados à exposição, o que implica um caráter abrangente à toxicologia.

Existem vários campos de trabalho dentro da toxicologia, sendo um deles a Fitotoxicologia. Este campo estuda os efeitos negativos de substâncias químicas, sobre os vegetais (AZEVEDO e CHASIN, 2004).

### **2.5.2 Fitotoxicologia**

A fitotoxicologia está associada a substâncias altamente tóxicas, como, por exemplo, metais pesados, que têm o potencial de se acumular nos tecidos das plantas, comprometendo principalmente seu desenvolvimento e crescimento (CHANG et al., 1992 apud ARAUJO, MONTEIRO e CARDOSO, 2005).

Devido a este fato, as plantas são utilizadas como bioindicadoras de substâncias potencialmente tóxicas (PANDOLFINI, GREMIGNI e GABBRIELLI 1997).

Mudanças nas condições do ambiente, causadas principalmente pela poluição química, podem ser notadas nas plantas pela produção, acumulação e ativação de compostos na forma de metabólitos ou enzimas, devido ao estresse, bem como pela diminuição do crescimento radicular (HAUSCHILD, 1993 apud ARAUJO, MONTEIRO e CARDOSO, 2005). Fletcher (1990, apud ARAUJO, MONTEIRO e CARDOSO, 2005) expõe que, algumas mudanças bioquímicas e fisiológicas, tais como atividades de peroxidase, teor de clorofila e respiração podem aparecer em plantas sujeitadas às substâncias tóxicas.

Araujo, Monteiro e Cardoso (2005), falam que a OECD (1984) indica os testes de fitotoxicidade na germinação de sementes e também de crescimento vegetal, como sendo as técnicas mais comuns para avaliar compostos, e entre as

espécies de plantas, compreendem-se as plantas monocotiledôneas e as dicotiledôneas.

Estudos têm comprovado a eficácia de algumas espécies como agrião e pepino, soja e alface em testes para avaliar a toxicidade (GUNDERSSON et al., 1997; HELFRICH et al., 1998 apud LABRE et al., 2008).

Análises utilizando alface estão sendo destacadas pelo fato desse organismo ser sensível a baixas concentrações de contaminantes (DING et al., 2009 apud SILVA et al., 2011).

Esse teste é importante indicador para realizar monitoramentos de poluição ambiental, com objetivos de avaliar os riscos e auxiliar nas decisões ambientais (SILVA et al., 2011).

### **2.5.3 Análises ecotoxicológicas e organismos bioindicadores**

As análises ecotoxicológicas fornecem dados sobre os resultados dos efeitos da ação conjunta de várias substâncias químicas e permite também avaliar o impacto destes compostos sobre os corpos receptores, permitindo a determinação de diluições para evitar ou reduzir os efeitos tóxicos (SILVA, 2008).

A escolha do teste de toxicidade depende da situação, especificada pelo tipo de efeito, organismo e substância utilizada. Os ensaios podem ser de diferentes tipos, como, por exemplo: agudo, subagudo, crônico e outros especiais (SILVA, 2005)

Segundo Silva (2008), o que difere os testes agudo e subagudo do teste crônico é o espaço de tempo que se leva para realizar o experimento. Os primeiros testes avaliam os efeitos sobre os organismos em um curto espaço de tempo, enquanto o teste crônico avalia os efeitos baseado em uma exposição mais longa.

Ainda segundo Silva (2008), o teste agudo avalia a mortalidade dos organismos e leva entre 24 e 48 horas para que se obtenham as respostas. O teste de toxicidade subaguda foca na avaliação de parâmetros quantitativos como os efeitos no crescimento do organismo em estudo.

Embora os testes sejam diferentes, todos eles estão fundamentados em um mesmo princípio de dose-resposta, o qual os organismos vivos reagirão dependendo da quantidade de substância tóxica em que foram expostos (SILVA, 2008).

Quando se trata de contaminação de solos, as análises ecotoxicológicas são realizadas com minhocas, normalmente da espécie *Eisenia foetida* (RAMOS et al., 2007). Esses organismos são utilizados, principalmente pelo fato de ingerirem grande quantidade de solo, com capacidade de acumulação de poluentes, além de representarem aproximadamente 90% da biomassa invertebrada presente no solo. Ainda são muito importantes, pois fazem a reciclagem dos nutrientes e são organismos simples de serem estudados (HINTON, 2002).

Por meio de seu deslocamento e ingestão do solo, as minhocas entram em contato com os poluentes que afetam o solo (SPADOTTO et al., 2004). Após o contato, via absorção cutânea, elas podem se intoxicar, morrer ou sobreviver, incorporar e até mesmo bioacumular esses tóxicos em seus tecidos (CURRY, 2004 apud ANDREA, 2010).

Existem várias espécies de minhocas, porém as que apresentam melhores condições para serem criadas em cativeiro são as minhocas-vermelhas-da-Califórnia (*Eisenia foetida*). Essa espécie não foge do cativeiro se faltar alimento, tolera diferentes temperaturas, consegue viver em resíduos orgânicos com variação de umidade, é resistente ao manuseio, consegue se reproduzir significativamente e seu crescimento acontece de forma rápida (CZEKOSKI e OLIVEIRA, 2008).

#### 2.5.3.1 Teste de toxicidade em carvão

Alguns trabalhos já foram realizados utilizando organismos bioindicadores, com o objetivo de avaliar a toxicidade da drenagem ácida decorrente das atividades de mineração.

Pizzatto Neto (2010) avaliou a eficácia do sistema de tratamento de DAM de uma empresa do município de Criciúma, onde obteve resultados do teste utilizando *Allium cepa*. O autor demonstrou que houve uma inibição significativa do crescimento das raízes nas amostras do efluente bruto, que ele utilizou para realização dos experimentos. Ele concluiu que a toxicidade constatada nos estudos feitos com *Allium cepa*, quando são expostas a DAM, pode ser procedente da presença de metais em solução e da acidez.

Em outro estudo realizado, Netto (2010), também avaliou a toxicidade de organismos indicadores que foram expostos a DAM. Ele expôs os organismos a DAM não tratada e a DAM tratada com sedimentos calcinados. A exposição de

*Allium cepa* a DAM não tratada, apresentou inibição do crescimento das raízes. Entre outros trabalhos citados por Netto (2010), também foi constatado que esse tipo de organismo não consegue desenvolver duas raízes quando expostas a DAM.

Castilhos et al. (2010), realizam um estudo com amostras de solos dos rios Araranguá, Tubarão e Urussanga (áreas com interferência da mineração de carvão), utilizando como organismo bioindicador, oligoquetas da espécie *Eisenia andrei*. As minhocas foram expostas as amostras de solos contaminados, durante 14 dias. Ao término do teste, os autores constataram que as minhocas sobreviveram, se mostrando resistentes a esse tipo de contaminação.

### 3 METODOLOGIA

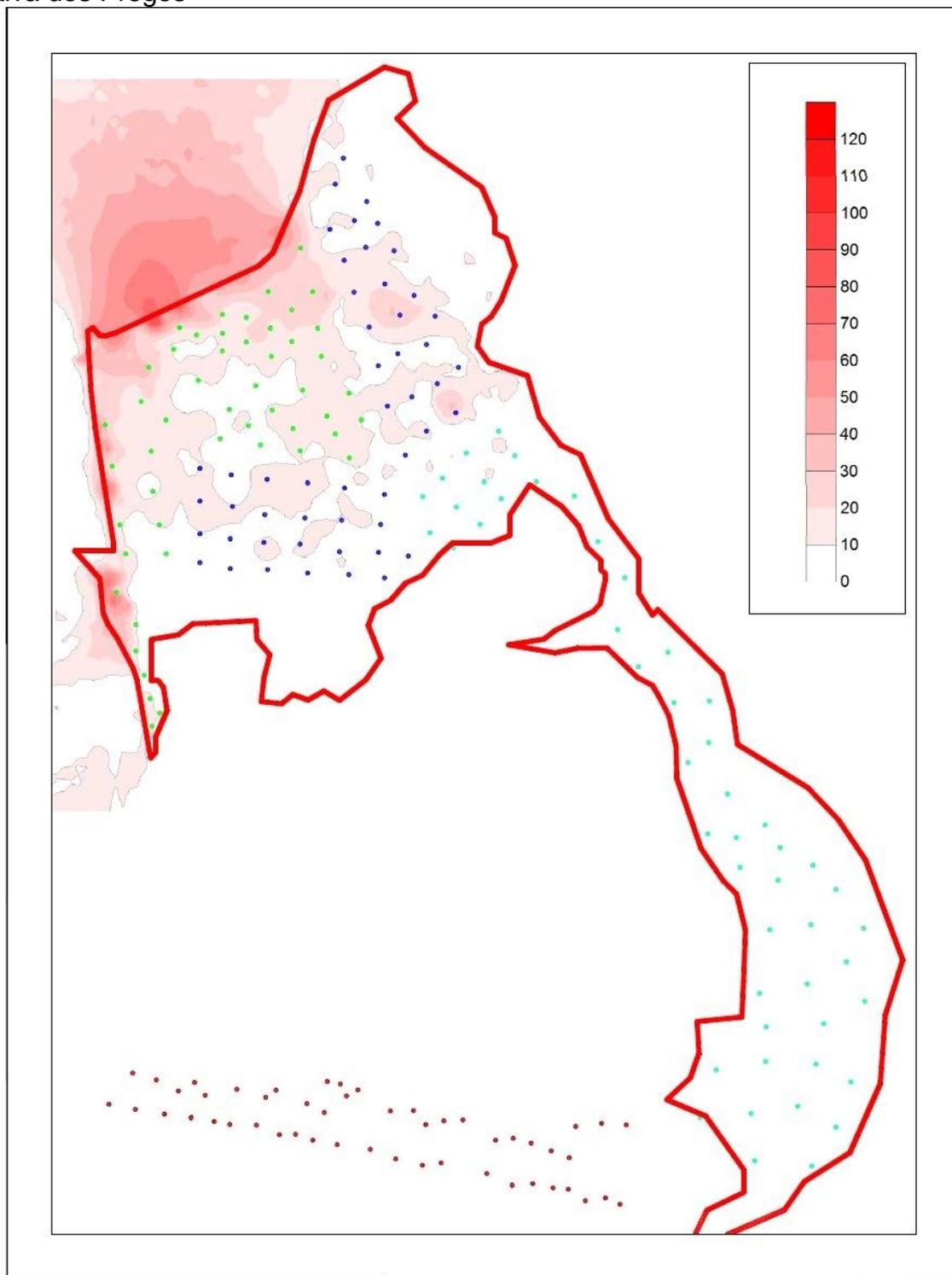
Utilizando o solubilizado obtido de acordo com a norma ABNT NBR 10006:2004 a partir de quatro amostras de solos da área da Estiva dos Pregos, município de Capivari de Baixo, Santa Catarina, foram realizados ensaios toxicológicos, utilizando as metodologias de teste subagudo com bulbos de cebola da espécie *Allium cepa* seguindo a proposição de Fiskesjö (1993, apud JARDIM, 2004), com as modificações necessárias; teste agudo com sementes de alface da espécie *Lactuca sativa* baseado na EPA (1996); teste agudo com minhocas da espécie *Eisenia foetida*, baseado na ISO (2002), fazendo algumas alterações.

#### 3.1 COLETA E PREPARAÇÃO DO SOLO

Para a realização da amostragem, o banhado da Estiva dos Pregos foi dividido em quatro partes, conforme figura 4.

A área 1 (R1 – pontos verdes) é a mais crítica, onde os finos de carvão e as cinzas estão mais concentrados. Na área 2 (R2 – pontos azuis escuros) existe presença de finos e cinzas, porém não em grande quantidade. Na área 3 (R3 – pontos azuis claros), finos e cinzas quase não aparecem, e existe uma grande faixa de banhado. Na área 4 (R4 – pontos vermelhos), utilizada como controle negativo, não há contaminação do solo pelos finos e cinzas de carvão. A figura 5 mostra as áreas em que foram feitas as coletas.

Figura 4 – Mapa de profundidade de cinzas nas áreas amostradas no banhado da Estiva dos Pregos



Fonte: IPAT/UNESC, 2012

Figura 5 – Vista parcial das áreas onde foram coletadas as amostras



Fonte: AUTOR, 2012.

Em cada área foram coletados subamostras de solos em 50 pontos aleatórios, tentando abranger a maior variabilidade da área. As diferentes parcelas de cada amostra foram misturadas e quarteadas até a obtenção de cerca de 1 kg de amostra. A figura 6 mostra as amostras prontas para realização dos experimentos.

Figura 6 – Amostras das áreas R1, R2, R3 e R4 misturadas e quarteadas.



Fonte: AUTOR, 2012.

## 3.2 ANÁLISES EXPERIMENTAIS

### 3.2.1 Determinação de umidade

Oito placas Petri foram secas por 2 horas a 60° C na estufa do Laboratório de Desenvolvimento de Biomateriais e Materiais Antimicrobianos (LADEBIMA). Após a secagem, realizou-se a pesagem das placas, obtendo o peso seco (P1). Após a determinação do P1, foram adicionadas em torno de 20 gramas de cada amostra nas placas secas (figura 7). As placas contendo amostra (R1, R2, R3 e R4 de cima para baixo, respectivamente) foram pesadas (P2).

Figura 7 – Placas contendo amostras (R1, R2, R3 e R4) para secagem



Fonte: AUTOR, 2012

As placas com amostra foram acondicionadas em estufa, a 60° C (com alterações feitas a partir da ABNT NBR 10006:2004, onde a mesma determina que a secagem da amostra seja feita a 42° C), por 24 horas e posteriormente foram postas para esfriar em um dessecador. Foi realizada uma nova pesagem, determinando o P3.

O cálculo do percentual de umidade foi realizado utilizando a seguinte fórmula:

$$\%Umidade = 100 - [(P3 - P1) * \frac{100}{P2 - P1}]$$

Onde:

P1 – Peso das placas Petri secas

P2 – Peso das placas Petri secas com amostras úmidas

P3 – Peso das placas Petri secas com amostras secas

A metodologia para a solubilização de resíduos sólidos (ABNT NBR 10006:2004) indica que o peso de material a ser solubilizado deve ser calculado em base seca. Após calcular a umidade para cada amostra, foram adicionados 200 gramas mais o percentual de umidade encontrado para cada amostra (peso equivalente à massa seca de amostra), em 2 litros de água (fazendo algumas alterações na ABNT NBR 10006:2004), como mostra a figura 8.

Figura 8 – Amostras submetidas ao processo de solubilização



Fonte: AUTOR, 2012

Cada amostra foi agitada por cerca de 5 minutos e deixada em repouso em estufa incubadora a temperatura de 22° C por sete dias (figura 9).

Figura 9 – Mistura para obtenção do solubilizado colocada na estufa incubadora de DBO



Fonte: AUTOR, 2012

Após o período de sete dias, o sobrenadante dos testes de solubilização foi retirado por sifonação sendo que o substrato foi descartado adequadamente pelo Laboratório de Solos do IPAT/UNESC.

### 3.2.2 Fitotoxicologia

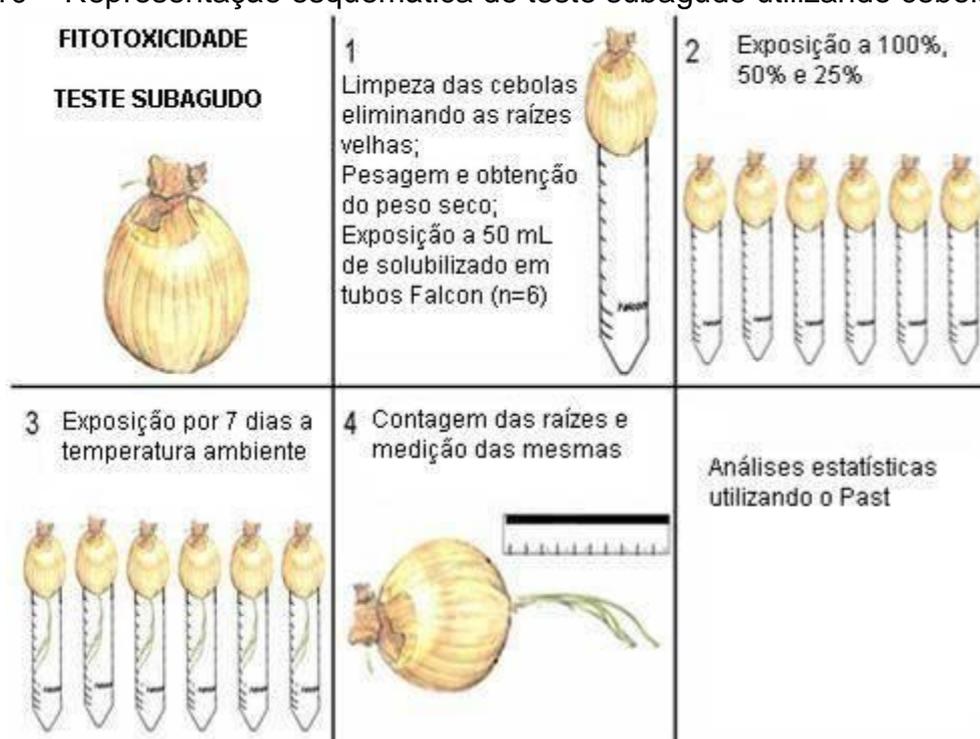
#### 3.2.2.1 Teste de exposição subaguda utilizando bulbos de cebola (*Allium cepa*)

Antes da exposição das cebolas ao solubilizado, foram eliminadas as raízes velhas, conservando o meristema e realizada a pesagem individual de cada bulbo.

As cebolas foram expostas em tubos Falcon, com seis repetições para cada tratamento. Foram utilizadas diluições de 100%, 50%, 25% do solubilizado de cada estação amostral e um teste em branco utilizando apenas água destilada.

A figura 10 a seguir, apresenta um esquema do preparo e execução do teste de inibição do crescimento das raízes das cebolas, a figura 11 mostra o teste de exposição em andamento.

Figura 10 – Representação esquemática do teste subagudo utilizando cebolas



Fonte: Adaptado de SILVA (2008)

Figura 11 – Exposição em andamento das cebolas nos solubilizados



Fonte: AUTOR, 2012

Os organismos foram acondicionados na estufa incubadora, à temperatura de 22°C, com ausência de luz (para evitar o processo de fototropismo,

ou seja, o crescimento das raízes em direção à luz), durante sete dias. Após este período foram retiradas e pesadas novamente e foram realizadas as medições do comprimento das raízes em milímetros (mm). Todos os testes foram estáticos sendo a reposição de líquido feita diariamente com água destilada.

### 3.2.2.2 Teste de exposição subaguda utilizando sementes de alface (*Lactuca sativa*)

O teste foi realizado com diluições de 100, 50 e 25% para os solubilizados originados das quatro amostras (R1, R2, R3 e R4). O teste branco foi realizado apenas utilizando água destilada. A figura 12 mostra as diluições de 50 e 25% da amostra R4.

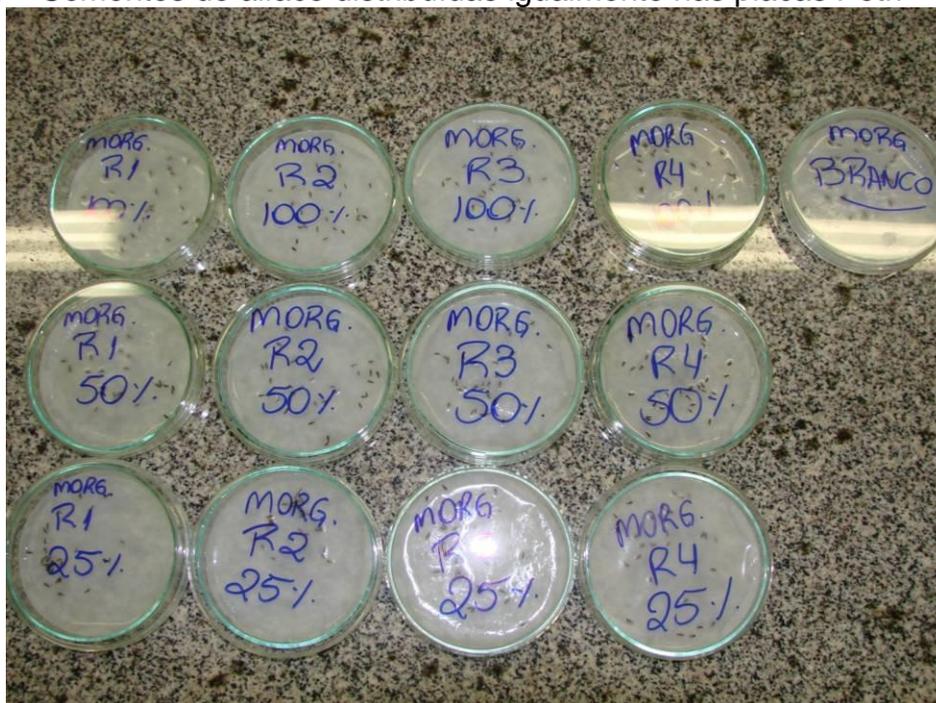
Figura 12 – Diluições de 50 e 25% para R4.



FONTE: AUTOR, 2012

Foi colocado papel filtro em cada placa Petri sendo posteriormente distribuídas 30 sementes em cada placa e adicionados 5 mL de cada solução preparada, conforme mostra a figura 13.

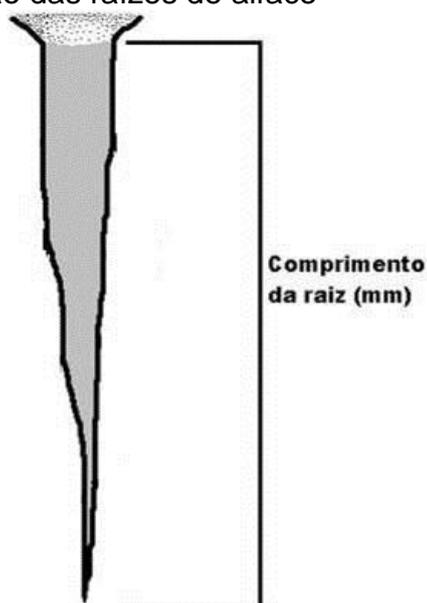
Figura 13 – Sementes de alface distribuídas igualmente nas placas Petri



Fonte: AUTOR, 2012

As placas foram acondicionadas em estufa incubadora, a temperatura de 22°C a ausência de luz, por sete dias. Após este período foi feita a contagem das sementes germinadas e a medição do comprimento das raízes em milímetros (figura 14).

Figura 14 – Medição das raízes de alface



Fonte: AUTOR, 2012

### 3.2.3 Teste agudo de letalidade utilizando minhocas (*Eisenia foetida*)

O teste utilizou solo artificial composto por 70% de areia, 20% de caulim e 10% de musgo *Sphagnum* moído secos, conforme a metodologia OECD (1984).

O solo artificial foi dividido em cinco bandejas iguais, sendo uma para cada amostra (R1, R2, R3 e R4) e outra para o teste branco, conforme ilustra a figura 15. Cada bandeja recebeu solubilizado oriundo das amostras R1, R2, R3, R4 de forma que o substrato atingisse 45% de umidade. Para o Branco foi utilizado apenas água destilada.

Figura 15 – Solos construídos com seus respectivos solubilizados (R1, R2, R3 e R4) e água destilada para o teste Branco.



Fonte: AUTOR, 2012

Antes do teste, as minhocas ficaram sobre papel filtro umedecido com água destilada, por um período de 24 horas, para fazer o purgamento do conteúdo intestinal. Após o purgamento, cada tratamento recebeu 30 minhocas previamente pesadas, sendo então acondicionadas em estufa incubadora a temperatura de 22°C por 14 dias. Passado o período de sete dias as minhocas foram retiradas do solo para realização da contagem e pesagem, e após este processo foram devolvidas ao ambiente. Após 14 dias, este procedimento foi repetido.

### 3.2.4 Tratamento estatístico

Os cálculos estatísticos foram realizados com o software Past<sup>®</sup> (HAMMER et al., 2001). Para verificar a validade estatística das diferenças nos resultados de variação percentual de peso dos bulbos de cebola e crescimento das raízes dos bulbos de cebola e das sementes de alface, foi utilizado o teste de Análise de Variância (ANOVA) entre grupos. Como forma de identificar quais os tratamentos se diferenciam entre si, foi realizado o teste de Tukey. Considerando que os pareamentos com valores de p inferiores a 0,05 são estatisticamente diferentes com grau de 95 % de confiança. A comparação dos pesos médios das minhocas entre os diferentes tratamentos foi realizada por meio do teste de dispersão de duas variáveis de escala nominal (CHI<sup>2</sup>).

## 4 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS DADOS

### 4.1 TESTE DE EXPOSIÇÃO SUBAGUDA UTILIZANDO BULBOS DE CEBOLA (*ALLIUM CEPA*)

Observou-se que os bulbos de cebola ganharam de peso, em todas as amostras e diluições. No entanto o teste de Análise de Variância (ANOVA) mostrou que existem diferenças estatísticas no ganho de peso dos bulbos considerando um grau de confiança de 95 % ( $p \leq 0,05$ ). Percebendo-se que as amostras R1, R2 e R3 apresentam um valor médio de ganho de peso inferior ao desempenhado pelo Branco e pelo controle negativo (R4). A tabela 2 mostra os percentuais de ganho de peso dos bulbos de cebola em todas as amostras e a tabela 3 demonstra essas diferenças estatisticamente.

A eficácia do teste com bulbo de cebola para indicação do potencial tóxico e genotóxico das drenagens ácidas de mina foi registrada por Geremias et al (2012). Os autores indicam que a acidez produzida pelos íons de sulfatos e as altas concentrações de metais pesados são responsáveis pela diminuição no crescimento das raízes e as alterações no DNA das células de *Allium cepa*.

Em solos com baixo pH inferior a 5,0, o alumínio é tóxico (MESQUITA FILHO e SOUZA, 1986 apud GAMA e KIEHL, 1999). A acidificação pode provocar a redução do crescimento das raízes e da absorção dos nutrientes presentes no solo (PERSSON e MADJI, 1995 apud BASSO et al., 2003).

A toxicidade de alumínio nos vegetais, causa inibição da divisão celular, lesões na membrana, alterações na rigidez da parede celular e também alterações na síntese do DNA e da mitose (FOY et al., 1978; VÁZQUEZ et al., 1999 apud BASSO et al., 2003).

Com base nisso é possível afirmar que os pontos R1, R2 e R3 apresentam um grau de alteração química capaz de impedir o crescimento de raízes de plantas monocotiledôneas, onde a concentração de alumínio, mostrado pela tabela dos resultados obtidos por meio de ensaios de solubilização (p. 26) foi muito elevada, apresentando valores de 78.2 mg/L para a amostra R1, 26.2 mg/L para a amostra R2 e 12 mg/L para a amostra R3. Os resultados de pH do extrato solubilizado dessas amostras foram abaixo de 5,0 (2.58, 2.84 e 3.38 para as amostras R1, R2 e R3, respectivamente).

Tabela 2 – Percentual de ganho de peso dos bulbos de cebola em todas as amostras

Cebola	BRANCO	R4 100%	R3 100%	R2 100%	R1 100%
1	11.36	13.01	5.35	5.40	7.66
2	7.53	7.60	1.98	2.36	0.64
3	5.88	10.06	3.95	4.09	2.87
4	8.45	8.40	3.34	1.52	5.06
5	10.32	9.17	1.77	4.68	1.24
6	6.11	4.21	3.15	3.25	1.39

Fonte: AUTOR, 2012

Tabela 3 – Diferenças estatísticas da variação do peso dos bulbos de cebola. \*Valor em destaque apresentou diferença estatística

One-way ANOVA					
	Soma dos quadrados	df	Média quadrática	F	p (valor)
Entre os grupos:	242,222	10	24,2222	5,545	1,16x10 <sup>-5</sup>
Dentro dos grupos:	240,276	55	4,36865		
Comparações pareadas de Tukey					
	R4 100%	R3 100%	R2 100%	R1 100%	
Branco	1	0,00503	0,01049	0,003773	
R4 100%		0,001535	0,00324	0,001162	
R3 100%			1	1	
R2 100%				1	

Fonte: AUTOR, 2012

O teste ANOVA indicou que existiam diferenças estatísticas entre grupos apresentando um valor abaixo de 0,05 ( $p = 4,6 \times 10^{-32}$ ). O teste de Tukey indicou que não existem diferenças estatísticas entre o crescimento do Branco e controle negativo. A comparação do Branco e controle negativo com as amostras R1, R2 e R3 resultou em diferenças estatísticas significativas. Num primeiro teste nas amostras R1, R2 e R3 a 100 % de concentração não houve crescimento mensurável das raízes. Um segundo teste utilizando diluições de 50 e 25 % das mesmas amostras resultou na inibição do crescimento das raízes nas diluições R3 50%, R2 50 e 25 % e R1 25 %, considerando um grau de confiança de 95 % ( $p \leq 0,05$ ). Deve-se destacar que a amostra R1 não apresentou crescimento das raízes mesmo com a

diluição a 50%. A tabela 4 mostra os resultados do teste ANOVA entre grupos e do teste Tukey.

Tabela 4 – Resultados estatísticos obtidos a partir do crescimento das raízes para teste com bulbos de cebola. \*Valor em destaque apresentou diferença estatística

One-way ANOVA					
	Soma dos quadrados	df	Média quadrática	F	p (valor)
<b>Entre os grupos:</b>	51734	6	8622,33	30,60	4,68x10 <sup>-32</sup>
<b>Dentro dos grupos:</b>	167089	593	281,77		
Comparações pareadas de Tukey					
	R4 100%	R3 50%	R2 50%	R2 25%	R1 25%
<b>Branco</b>	0,1729	0,006104	0,008915	0,005678	0,008091
<b>R4 100%</b>		2,57x10 <sup>-5</sup>	2,57x10 <sup>-5</sup>	2,57x10 <sup>-5</sup>	2,57x10 <sup>-5</sup>

Fonte: AUTOR, 2012

#### 4.2 TESTE DE EXPOSIÇÃO SUBAGUDA UTILIZANDO SEMENTES DE ALFACE (*LACTUCA SATIVA*)

O teste ANOVA indicou que existiam diferenças estatísticas entre grupos apresentando um valor abaixo de 0,05 ( $p = 2,91 \times 10^{-40}$ ). O teste de Tukey indicou que existem diferenças estatísticas entre o crescimento do Branco e controle negativo. A amostra R1 100% não obteve crescimento das raízes. A comparação dos testes R3 100, 50 e 25 %, R2 100, 50 e 25% e R1 25% não apresentaram diferença estatística significativa considerando um grau de confiança de 95 % ( $p \leq 0,05$ ). Todas as diluições apresentaram diferença significativa em relação ao R4 (controle negativo).

A tabela dos resultados obtidos por meio de ensaios de solubilização (p. 26) mostrou valores de alumínio para a amostra R4 de 0,8 mg/L, valor este não muito elevado se comparado com o valor máximo permitido no extrato (0,2 mg/L). Isso pode ter favorecido o crescimento das raízes, pois como a concentração de alumínio não foi tão significativa como as outras amostras e o pH do solubilizado foi maior que 5.0 (pH = 5.09), as sementes de alface conseguiram fazer uma absorção maior dos nutrientes presentes na amostra R4.

A tabela 5 mostra as diferenças estatísticas do crescimento das raízes entre as amostras.

Tabela 5 – Resultados estatísticos obtidos a partir do crescimento das raízes para teste com sementes de alface. \*Valor em destaque apresentou diferença estatística

One-way ANOVA									
	Soma dos quadrados	df	Média quadrática	F	p(valor)				
Entre os grupos:	18656,3	11	1696,03	28,38	2,91x10 <sup>-40</sup>				
Dentro dos grupos:	17748	297	59,7575						
Comparações Pareadas de Tukey									
	R4 100%	R3 100%	R3 50%	R3 25%	R2 100%	R2 50%	R2 25%	R1 50%	R1 25%
BRANCO	1,76 x10 <sup>-5</sup>	0,07471	0,6392	1	1	0,4257	0,7187	1,76 x10 <sup>-5</sup>	0,9929
R4 100%		0,002756	3,48x10 <sup>-5</sup>	1,76 x10 <sup>-5</sup>	1,76 x10 <sup>-5</sup>	9,87 x10 <sup>-5</sup>	2,67 x10 <sup>-5</sup>	1,76 x10 <sup>-5</sup>	1,76x10 <sup>-5</sup>

Fonte: AUTOR, 2012

#### 4.3 TESTE AGUDO DE LETALIDADE UTILIZANDO MINHOCAS (*EISENIA FOETIDA*)

Não houve mortalidade de nenhum organismo em nenhuma amostra. Na amostra R2 houve diminuição de peso, enquanto nas demais amostras as minhocas ganharam peso (tabela 6), no entanto o teste CHI<sup>2</sup> não acusou diferenças estatísticas entre os pesos médios das duas pesagens (sete e 14 dias) em relação ao Branco, porém acusou diferença na amostra R2 das pesagens do primeiro e do sétimo dia (figura 16).

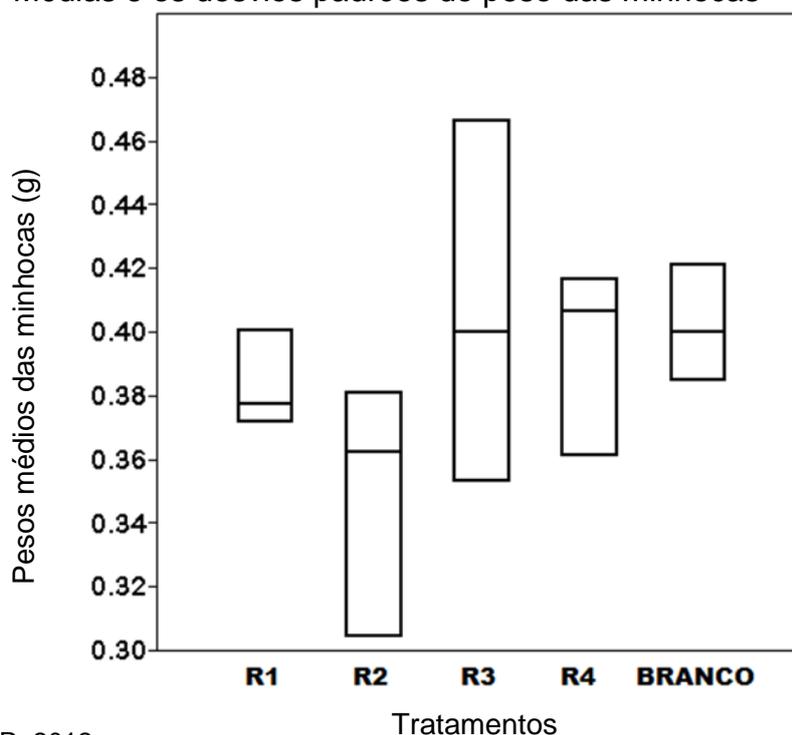
Os dados obtidos são semelhantes aos obtidos por Castilhos et al., (2010), onde apesar de ser registrada toxicidade para outros modelos, não houve toxicidade perceptível para as minhocas. Estudos mostram que as minhocas podem bioacumular metais sem sofrer efeitos agudos dos mesmos (REINECKE e REINECKE, 1997; GUPTA et al., 2005; MADDOCKS et al., 2005). Sendo que alguns metais, como o mercúrio, o chumbo e o manganês podem causar efeitos crônicos (RAMOS et al., 2007). Metais quando em formas biodisponíveis podem ser tóxicos para as minhocas (KUPERMAN et al., 2004).

Tabela 6 – Variação de peso (g) durante o período de exposição das minhocas

Amostras	Peso 1º dia	Peso médio	Peso 7º dia	Peso médio	Peso 14º dia	Peso médio	Desvio Padrão pesos médios
<b>R1</b>	11,16	0,37	12,03	0,40	11,33	0,38	0,02
<b>R2</b>	11,44	0,38	9,14	0,30	10,88	0,36	0,04
<b>R3</b>	10,61	0,35	12,00	0,40	14,00	0,47	0,06
<b>R4</b>	10,85	0,36	12,51	0,42	12,20	0,41	0,03
<b>BRANCO</b>	11,55	0,39	12,64	0,42	12,00	0,40	0,02

Fonte: AUTOR, 2012

Figura 16 – Médias e os desvios padrões do peso das minhocas



Fonte: AUTOR, 2012

A tabela dos resultados obtidos por meios de ensaios de solubilização (p. 26) mostra que a amostra R2 apresentou maior concentração de manganês (0.56 mg/L), o que pode ter provocado diminuição do peso das minhocas na amostra.

O gráfico mostra que a amostra R2 apresentou diferença em relação às demais amostras, porém essa diferença não é significativa estatisticamente, pois as os pesos médios estão se sobrepondo aos desvios padrões.

## 5 CONCLUSÃO

Os modelos vegetais (*Allium cepa* e *Lactuca sativa*) utilizados demonstraram-se mais sensíveis as variações na composição química do solubilizado que o modelo animal (*Eisenia foetida*).

O teste com bulbos de cebolas foi mais sensível a variação da qualidade ambiental dos solos, apresentando sensibilidade aos solubilizados oriundos de solos contaminados (R1, R2 e R3), não apresentando diferença estatística entre o branco e o controle negativo. Mostrando-se um bom indicador para testes que não considerem o aporte de nutrientes que podem ser disponibilizados aos vegetais a partir de um solo.

As sementes de alface por sua vez, também mostraram-se sensíveis aos contaminantes químicos dos solos, porém apresentaram diferenças no crescimento das raízes entre o branco e o controle negativo. Mostrando que esses organismos podem ser utilizados para testes que visem considerar o aporte de nutrientes como variável a ser medida.

As minhocas não apresentaram efeitos agudos ou subagudos perceptíveis aos testes realizados, recomendamos a realização de testes crônicos como forma de avaliar o grau de resistência da *Eisenia foetida* a esse tipo de contaminante.

## REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10006. Procedimento para obtenção extrato solubilizado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2004.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 15537. Ecotoxicologia terrestre – Ecotoxicidade Aguda – Método de ensaio com minhocas**. Rio de Janeiro, 2007.

AGUIAR, Mônica Regina Marques Palermo de; NOVAES, Amanda Cardoso; GUARINO, Alcides Wagner Serpa. Remoção de Metais Pesados de efluentes Industriais por aluminossilicatos. **Química Nova**. Rio de Janeiro, v. 25, n.6B, p 1145-1154. 2002. ISSN 0100-4042.

AMARAL, José Eduardo do; KREBS, Antonio Silvio Jornada. Drenagem ácida da mineração de carvão e sua interrelação com metais pesados e recarga de aquíferos na bacia carbonífera do estado de Santa Catarina. In: XVI CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 2010, São Luiz do Maranhão. **Anais...** Maranhão, 2010, p 1-8.

ANDREA, Mara Mercedes de. El uso de las lombrices de tierra como bioindicadoras de la contaminación de los suelos. **Acta Zoológica Mexicana**. México, v. 26, n. 2, p 95-107. 2010. ISSN 0065-1737.

ANTONELLI, Paulo José. **Avaliação da toxicidade de efluentes de mineração de carvão antes e após a sua remediação, utilizando-se parâmetros físico-químicos e bioindicadores**. 2005. 35 f. Programa de Iniciação Científica (PIC V) – Faculdade de Farmácia, Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2008.

ARAÚJO, A. S. F de; MONTEIRO, R. T. R.; CARDOSO, P.F. Composto de lodo têxtil em plântulas de soja e trigo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v. 40, n. 6, p. 549-554, jun. 2005.

AZEVEDO, Fausto Antônio de; CHASIN, Alice Aparecida da Matta (Coord.). **A Ecotoxicologia na análise do risco químico**. Salvador: Centro de Recursos Ambientais – CRA, 2004. 432 p., 21 cm. (Série cadernos de referência ambiental; v.16). ISBN 85-88595-22-2.

BASSO, et al. Efeito do alumínio no crescimento de brotações de *Eucalyptus grandis* x *E. urophylla* cultivadas in vitro. **Scientia Forestalis**, **23**. 2003, p. 167-177.

BELLOLI, Mário; QUADROS, Joice; GUIDI, Ayser. **A História do carvão de Santa Catarina**. Criciúma: Imprensa Oficial do Estado de Santa Catarina, 2002. 300 p.

BORBA, Roberto Ferrari. Carvão Mineral. **Balanco Mineral Brasileiro**. Brasília: DNPM, 2001. 19 p.

BORMA, Laura de Simone; SOARES, Paulo Sérgio Moreira. Drenagem ácida e resíduos sólidos na mineração. In: TRINDADE, Roberto de Barros Emery; FILHO, Olavo Barbosa (Ed.). **Extração de ouro** – princípios, tecnologia e meio ambiente. Rio de Janeiro: CETEM, 2002. Cap. 10, p 243-266.

BRASIL. MINISTÉRIO DAS MINAS E ENERGIA. Departamento da Produção Mineral. **Informativo anual da indústria carbonífera 1999: Ano base 1998**. Brasília: Departamento Nac. de Produção Mineral, 1999. 245 p.

BRASIL. MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL. Procuradoria da República no Município de Criciúma – SC. **Petição 29/05/2009 – Estiva dos Pregos - Metropolitana**. Criciúma, SC, 2009. 5 f.

CAMPOS, Maria Lucia, et al. 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.

CARDOSO, L. M. N; CHASIN, A. A. M. Ecotoxicologia do Cádmio e seus compostos. **Série Cadernos de Referência Ambiental**. SALVADOR: CRA, 2001. v 6. 122 p.

CASTILHOS, Zuleica Carmen, et al. **Metodologia para o monitoramento da qualidade das águas da bacia carbonífera sul catarinense**: ferramenta para gestão em poluição ambiental. Rio de Janeiro: CETEM, 2010. 116 p.: II. (Série Gestão e Planejamento Ambiental, 13).

CASTRO, S. V. **Efeitos de metais pesados presentes na água sobre estrutura das comunidades bentônicas do alto rio das velhas – MG**. Belo Horizonte: Dissertação (Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, 2006. 110p.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Ficha de informação toxicológica**. Alumínio. 2010. 3 f.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Ficha de informação toxicológica**. Fenol. 2010. 2 f.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357**. 2005. 23 f.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 420**. 2009. 16 f.

COSTA, Samuel. **Metais pesados em áreas de mineração de carvão em Santa Catarina**: concentração em diferentes compartimentos do ecossistema – subprojeto: concentração de metais pesados no solo e nas plantas em áreas de mineração de carvão. 2005. Programa de Iniciação Científica (PIC) – Faculdade de Ciências Biológicas, Universidade do Extremo Sul Catarinense. 2005.37 f.

CZEKOSKI, Z. M. W; OLIVEIRA, R. C. **Influência de diferentes substratos na reprodução e desenvolvimento de *Eisenia foetida***. Cascavel. 2008. 8 p.

EPA - Environmental Protection Agency. **Ecological Effects Test Guidelines. OPPTS850.4200.Seed Germination/Root Elongation Toxicity Test. EPA712-C-96-154.** abril 1996.

FATMA. Fundação do Meio Ambiente. **Estudos da área do banhado da Estiva dos Pregos.** Criciúma. 1982. 196 p.

FATMA. Fundação do Meio Ambiente. **Portaria nº 017.** 2002. 3 f.

FERNANDES, Iolanda Dill; MERGEL, Norma Magalhães Duarte; SÁNCHEZ, Josete Caetana Dani. Amostragem e caracterização físico-química. In: TEIXEIRA, Elba Calesso (Org.). **Meio Ambiente e Carvão: impactos da exploração e utilização.** Porto Alegre: FEPAM, 2002. cap. 9, p 175-210.

FURTADO, Sandra Maria de Arruda; SANTOS, Eliane dos. Caracterização de metais pesados na área da Estiva dos Pregos. **GEOSUL, nº 17.** Florianópolis: Departamento de Geociências da UFSC, 1994. Ano 9, v. 17, p. 50-61.

GAMA, J. N. R. F; KIEHL, J. C. Influência do alumínio de um podzóico vermelho-amarelo do Acre sobre o crescimento das plantas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo, 23.** 1999, p.475-482.

GEREMIAS, Reginaldo, et al. Efficacy assessment of acid mine drainage treatment with coal mining waste using *Allium cepa* L. as a bioindicator. **Ecotoxicology and Environmental Safety, 1.** 2012, v. 79, p 116-121.

GOMES, Aramis José Pereira; CRUZ, Paulo Roberto; BORGES, Lindemberg Pinheiro. Recursos minerais energéticos: carvão e urânio. In: BIZZI, Luiz et al. (Ed.). **Geologia, Tectônica e Recursos Minerais do Brasil.** Brasília: CPRM, 2003. cap. XI, p 577-628.

GUPTA, S. K., et al. Potential of *Eisenia foetida* for Sustainable and Efficient Vermicomposting of Fly Ash. **Water, Air, and Soil Pollution, 163** (1-4): 293-302. 2005

HAMMER, Ø. et al. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica 4**(1): 2001. 9 p.

HINTON, J. **Earthworms as a bioindicator of mercury pollution in an artisanal gold mining community, Cachoeira do Piriá, Brazil. 2002.** Dissertation, Institute of Mining Engineering, University of British Columbia, 2002.136p.

IPAT – Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas; UNESC – Universidade do Extremo Sul Catarinense. **1º Relatório de medição.** Planejamento das atividades do projeto de recuperação de áreas degradadas (PRAD) na bacia carbonífera sul catarinense. Criciúma. 2012. 53 p.

IPAT – Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas; UNESC – Universidade do Extremo Sul Catarinense. **Relatório de ensaio nº 32/2012.** Análises de caracterização e classificação de resíduos sólidos. Criciúma. 2012. 7 p.

IPAT – Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas; UNESC – Universidade do Extremo Sul Catarinense. **Relatório de ensaio nº 33/2012**. Análises de caracterização e classificação de resíduos sólidos. Criciúma. 2012. 7 p.

IPAT – Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas; UNESC – Universidade do Extremo Sul Catarinense. **Relatório de ensaio nº 34/2012**. Análises de caracterização e classificação de resíduos sólidos. Criciúma. 2012. 7 p.

IPAT – Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas; UNESC – Universidade do Extremo Sul Catarinense. **Relatório de ensaio nº 36/2012**. Análises de caracterização e classificação de resíduos sólidos. Criciúma. 2012. 7 p.

ISO. International Organization for Standardization. 2002, Draft. **Avoidance test for testing the quality of soils and the toxicity of chemicals** – Part 1: test with earthworms (*Eisenia foetida*). Geneva, ISO.

JARDIM, Glaucia Maria. **Estudos ecotoxicológicos da água e do sedimento do Rio Corumbataí, São Paulo**. 2004. Dissertação de Mestrado – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba. 2004. 138 f.

KUPERMAN R. G., et al. Manganese toxicity in soil for *Eisenia fetida*, *Enchytraeus crypticus* (Oligochaeta), and *Folsomia candida* (Collembola). **Ecotoxicol Environ Saf**, **57** (1): 48-53. 2004

LABRE, J. C. C., et al. Testes ecotoxicológicos baseados na exposição de anelídeos e sementes de alface através da adição de diferentes concentrações de surfactantes ao solo. **Holos Environment**. 2008. 4 f.

LIMA, Irene Videira de; PEDROZO, Maria de Fátima. Ecotoxicologia do Ferro e seus compostos. **Série Cadernos de Referência Ambiental**. SALVADOR: CRA, 2001. v 4. 112 p.

MACEDO, Luciene Fagundes Lauer. **Remoção de mercúrio e arsênio em cação-azul, *Prionace glauca***. 2010. Dissertação de Mestrado – Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade de São Paulo. São Paulo. 2010. 92 f.

MADDOCKS, G., et al. Bioaccumulation of metals in *Eisenia fetida* after exposure to a metal-loaded bauxsol reagent. **Environ Toxicol Chem**, **24** (3): 554-63. 2005

MARTINS, Ayrton Figueiredo. Elementos-traço em matrizes ambientais. In: TEIXEIRA, Elba Calessio (Org.). **Meio Ambiente e Carvão: impactos da exploração e utilização**. Porto Alegre: FEPAM, 2002. cap. 11, p 229-236.

MARTINS, Isarita; LIMA, Irene Videira de. Ecotoxicologia do Manganês e seus compostos. **Série Cadernos de Referência Ambiental**. SALVADOR: CRA, 2001. v 7. 122 p.

NETTO, Eduardo. **Avaliação da toxicidade em organismos bioindicadores expostos à drenagem ácida de mina de carvão antes e após o seu tratamento com sedimentos gerados em estação de tratamento de efluentes.** 2010. Trabalho de Conclusão de Curso – Faculdade de Ciências Biológicas Bacharelado, Universidade do Extremo Sul Catarinense. Criciúma, 2010. 51 f.

OECD. Organization for Economic Development. 1984. **Guideline for Testing of Chemicals Nº 202.** Daphnia sp., Acute Immobilisation Test and Reproduction Test. Paris.

OECD. Organization for Economic Development. 1984. **Guideline for Testing of Chemicals Nº 207.** Earthworm Acute Toxicity Test. Paris.

ORTIZ, Lúcia; TEIXEIRA, Elba Calesso. Influência das atividades de processamento do carvão sobre a qualidade dos recursos hídricos superficiais. In: TEIXEIRA, Elba Calesso (Org.). **Meio Ambiente e Carvão: impactos da exploração e utilização.** Porto Alegre: FEPAM, 2002. cap. 15, p 301-340.

PANDOLFINI, T.; GREMIGNI, P.; GABBRIELLI, R. Biomonitoring of soil health by plants. In: PANKHUST, C.; DOUBE, B.M.; GUPTA, V.V.S.R. (Ed.). **Biological indicators of soil health.** New York: CAB, 1997. p. 325-348.

PAOLIELLO, Monica M. B.; CHASIN, Alice. A. M. Ecotoxicologia do Chumbo e seus compostos. **Série Cadernos de Referência Ambiental.** SALVADOR: CRA, 2001. v 3. 144 p.

PEREIRA, Débora Sanchez; MILLIOLI, Valéria Souza. Atenuação natural monitorada de solo contaminado com óleo cru: avaliação da toxicidade e degradação do óleo cru. In: XVI Jornada de Iniciação Científica. **Anais...** Rio de Janeiro: CETEM, 2008, p. 246.

PINTO, Luiz Fernando Spinelli; KAMPF, Nestor. Contaminação dos solos construídos. In: TEIXEIRA, Elba Calesso (Org.). **Meio Ambiente e Carvão: impactos da exploração e utilização.** Porto Alegre: FEPAM, 2002. cap. 4, p 69-92.

PIRES, Marçal; FIEDLER, Haidi; TEIXEIRA, Elba Calesso. Distribuição geoquímica de elementos-traço no carvão. In: TEIXEIRA, Elba Calesso (Org.). **Meio Ambiente e Carvão: impactos da exploração e utilização.** Porto Alegre: FEPAM, 2002. cap. 12, p 237-252.

PIZZATTO NETO, Adonai Hamilton. **Avaliação toxicológica da eficácia do sistema de tratamento de drenagem ácida de mina da empresa cooperminas utilizando *Allium cepa L.*, *Daphnia magna* e *Artemia sp.* como organismos bioindicadores.** 2010. Trabalho de Conclusão de Curso – Faculdade de Engenharia Ambiental, Universidade do Extremo Sul Catarinense. Criciúma, 2010. 77 f.

RAMOS, A. S, et al. Testes de ecotoxicidade utilizando minhocas da espécie *Eisenia foetida* para avaliação da contaminação mercurial em solos. In: XI CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 2007, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2007, p 1.

REINECKE, S. A; REINECKE, A. J. The influence of lead and manganese on spermatozoa of *Eisenia fetida* (Oligochaeta). 5th International Symposium on Earthworm Ecology. **Soil Biology and Biochemistry**. 1997, v. 29, p 737-742

REDIVO, Rosimeri Venâncio. **Caracterização tecnológica do carvão das camadas barro branco e bonito para fins energéticos na região de Criciúma, SC**. 2002. 95 F. Dissertação de Mestrado em Engenharia – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

SCHEIBE, Luiz Fernando. O carvão em Santa Catarina: mineração e consequências ambientais. In: TEIXEIRA, Elba Calesso (Org.). **Meio Ambiente e Carvão: impactos da exploração e utilização**. Porto Alegre: FEPAM, 2002. cap. 3, p 45-66.

SIECESC. Sindicato da Indústria de Extração de Carvão do estado de Santa Catarina. **Empresas Associadas**. 2012. Disponível em: <<http://www.siecesc.com.br>> Acesso em: 24 ago. 2012.

SIECESC. Sindicato da Indústria de Extração de Carvão do estado de Santa Catarina. Origem. **Histórico do Carvão em SC**. 2012. Disponível em: <<http://www.siecesc.com.br>> Acesso em: 24 ago. 2012.

SILVA, D. C. da. **Efeitos tóxicos e genéticos ocasionados por agrotóxicos**. 56 f. Monografia (Especialização em Gestão de Recursos Naturais) - Universidade do Extremo Sul Catarinense. Criciúma, 2005.

SILVA, Fábio Cesar da; CHITOLINA, José Carlos; NAKAJIMA, Giancarlo Takao. Especiação de metais pesados em solo tratado com composto de lixo urbano. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ENGINEERING AND COMPUTER EDUCATION, 2007. São Paulo. **Anais Eletrônicos...** São Paulo: ICECE, 2007, 4 f.

SILVA, Fabrícia Araujo, et al. Influência dos procedimentos convencionais de Tratamento de esgoto da indústria têxtil sobre a fitotoxicidade de seus efluentes. In: X CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 2011. Minas Gerais. **Anais Eletrônicos...** Minas Gerais, 2011, 2 f.

SILVA, P. S. **Avaliação da toxicidade e genotoxicidade das águas do Rio Criciúma (SC) utilizando como organismos bioindicadores *Artemia* sp., *Daphnia magna* e *Allium cepa* L.** 2008. Trabalho de Conclusão de Curso – Faculdade de Ciências Biológicas, Universidade do Extremo Sul Catarinense. Criciúma, 2008. 88 f.

SILVA, Tiago Luiz Costa da. **Avaliação de risco à saúde humana considerando os metais presentes em corpos d' água situados nas proximidades do rio Sangão, Forquilha, SC**. 2011. 215. Trabalho de Conclusão de Curso – Faculdade de Engenharia Ambiental, Universidade do Extremo Sul Catarinense. Criciúma, 2011.

SPADOTTO, Claudio Aparecido et al. **Monitoramento do risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA, 2004.

29 p. (Embrapa Meio Ambiente, Doc. 42).

ZANETTE, João Hector Lopes. **Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD)**. Capivari de Baixo. 2006. 71 p.