

Influência da mineração de carvão na toxicidade das águas superficiais do Rio Molha, Urussanga, SC

Influence of the coal mining on toxicity of surface waters of the river Molha, Urussanga, SC

Tiago Bortolotto
Geovana Dagostim Savi
Claus Tröger Pich¹

Resumo

A mineração de carvão é uma importante atividade econômica da região sul de Santa Catarina, no entanto, a mesma tem gerado sérios problemas ambientais, principalmente aos ambientes aquáticos na rede hidrográfica do sul catarinense. Assim este trabalho propôs avaliar a toxicidade das águas superficiais do Rio Molha, Urussanga, SC, comparando um de seus afluentes sem contato com zonas de mineração a um ponto do rio que sofre grande contato com uma área de mineração a céu aberto. Foi determinado o pH e os índices de toxicidade de ambos os ambientes. Para avaliação ecotoxicológica, foram utilizados os ensaios de letalidade em *Artemia* sp. e de toxicidade em *Allium cepa* L. Os resultados demonstraram que tanto as águas do Rio Molha quanto do seu afluente, possuem baixos níveis de pH (3,17 e 4,16, respectivamente), sendo que o pH obtido nas águas do Rio Molha foi semelhante à de outros ambientes fluviais da região carbonífera de Santa Catarina contaminados com rejeitos da mineração de carvão. Nos testes ecotoxicológicos, as águas do Rio Molha apresentaram um índice de toxicidade elevada, no ensaio de *Artemia* sp., com uma CL₅₀ calculada em 37,44%. No mesmo ensaio as águas do afluente não foram capazes de provocar uma letalidade superior a 50%. Nos ensaios de inibição de crescimento de raízes e ganho de biomassa em *Allium cepa*, foi observado que das águas do Rio Molha possuem toxicidade significativamente superior às águas do seu afluente e ao grupo controle. Estes resultados demonstram que a atividade mineradora influencia na toxicidade as águas superficiais do Rio Molha tornando este ambiente altamente impróprio para a sobrevivência de comunidades aquáticas.

Palavras-chave: mineração de carvão, águas superficiais, ecotoxicologia, *Artemia* sp., *Allium cepa* L.

Abstract

¹ GPIG - Grupo de Pesquisa em Imunologia e Genética, Universidade do Extremo Sul Catarinense, 88806-000 Criciúma, SC, Brasil. E-mail: ctp@unesc.net

The coal mining is an important economic activity in south of Santa Catarina, however this activity generates a hard pollution to surface waters. This work proposes evaluate the toxicity of surface waters from two aquatic environments with (Rio Molha) and without coal mining contamination (an Rio Molha affluent) in Urussanga, Santa Catarina, comparing themselves, to investigate the influence of coal mining on surface waters toxicity. It was determined the pH and the toxicity of both environments. To ecotoxicological evaluation was utilized the bioassays with *Artemia* sp. and *Allium cepa* L. The results demonstrate that surface waters from both environments have low levels of pH (3.17 for Rio Molha and 4.16 for its affluent). The pH of Rio Molha was similar to other rivers of south of Santa Catarina, polluted by coal mining activity. The ecotoxicological evaluation shows that Rio Molha has a elevated toxicity, on *Artemia* sp. bioassay with LC₅₀ calculated on 37.44%. In the same test, the waters of Rio Molha affluent were not able to cause a lethality rate exceeding 50%. On the phytotoxicity assays with *A. cepa* was observed that Rio Molha had a toxicity potential greater than its affluent and the control group. This results demonstrates that the coal mining affect negatively on at surface waters quality by elevation of toxicity, transforming this environments in appropriated to survive of biological aquatic communities.

Keywords: coal mining, surface waters, ecotoxicology, *Artemia* sp., *Allium cepa* L.

Introdução

A mineração de carvão é uma importante atividade econômica da região sul de Santa Catarina. No entanto, a mesma tem gerado sérios problemas ambientais em virtude do mau gerenciamento de seus rejeitos, que podem contaminar o solo e meio hídrico local (CAMPOS; ALMEIDA; SOUZA, 2003). Mesmo após o término das operações de extração e beneficiamento do carvão, a geração de poluentes continua ativa, sendo extremamente danosa ao meio ambiente por décadas, e alguns casos, centenas de anos (ALEXANDRE, 1996).

Dentre os contaminantes provenientes da atividade mineradora encontram-se os rejeitos piritosos que são os principais geradores das drenagens ácidas de mina (DAM) (AKCIL; KOLDAS, 2006), caracterizadas pela elevada acidez e expressiva concentração de metais pesados como cádmio, chumbo, cobre, ferro, alumínio, manganês, zinco e além de sulfatos (BENASSI et al., 2006; LAUS et al., 2006). A geração da DAM é decorrente da percolação da água de chuva através dos rejeitos gerados nas atividades de lavra e beneficiamento do carvão, que pode alcançar os corpos hídricos superficiais e/ou subterrâneos levando a degradação da qualidade de suas águas (BANKS; BANKS, 2001).

A DAM, quando responsável pela poluição hídrica, altera os níveis de pH das águas e libera metais pesados que possuem um elevado potencial de toxicidade (BELL; Bullock,

1996). Estes metais podem ser perigosos para populações animais e vegetais locais, pois podem se acumular nos sedimentos de rios (NIETO et al., 2007), serem absorvidos diretamente ou indiretamente através do processo de biomagnificação (CARDWELL; HAWKER; GREENWAY, 2002) e comprometer a qualidade de vida de populações que vivem próximas a um corpo d'água contaminado (ALBERING et al., 1999).

O potencial tóxico da DAM já foi descrito por alguns trabalhos (BENASSI, 2004; BENASSI et al., 2006; GEREMIAS et al. 2006; GERHARDT et al., 2004). Também foi demonstrado que inundações em ambientes geradores de DAM, podem impactar outros ambientes aquáticos distantes até 25km do centro de inundação, se estes estiverem a sua jusante (LIN et al., 2007). Desta maneira a contaminação de ambientes aquáticos por DAM se apresenta como um problema ambiental de grande magnitude com impactos sobre áreas adjacentes e até mesmo distantes. Além disto, a remediação da contaminação ambiental por DAM é de difícil resolução (BANKS; BANKS, 2001), uma vez que muitos métodos para seu tratamento possuem custos elevados ou produzem materiais residuais (JOHNSON; HALLBERG, 2005; SHEORAN; SHEORAN, 2006).

Na região carbonífera de Santa Catarina, a poluição hídrica causada pela DAM é provavelmente um dos impactos mais significativos das operações de mineração e beneficiamento de carvão (ALEXANDRE; KREBS, 1995). Dentre os ambientes aquáticos na rede hidrográfica do sul catarinense que sofrem com a contaminação por rejeitos da mineração de carvão encontra-se o Rio Molha. As águas superficiais do Rio Molha são esporadicamente contaminadas por rejeitos provenientes de minas de carvão á céu aberto abandonadas, localizadas às suas margens, podendo comprometer a qualidade de suas águas.

Uma avaliação ecotoxicológica proporciona um conhecimento mais preciso da qualidade ambiental do mesmo, uma vez que permite estabelecer o efeito tóxico real que a contaminação estaria exercendo (ARIAS et al., 2007). Os ensaios ecotoxicológicos utilizam metodologias que consistem em testar a sobrevivência de organismos-teste e, para este propósito, tem-se indicado o uso de microcrustáceos do gênero *Artemia* (NUNES et al., 2006; SVENSSON et al., 2005). O uso de *Artemia* sp. em testes de letalidade é bastante difundido, sendo aplicado para avaliação ecotoxicológica de: efluentes de mineração de carvão (BENASSI, 2004), efluentes de indústrias têxteis (SOUZA; FORGIARINI; SOUZA, 2007) e efluentes de aterros sanitários (SILVA; SANTANNA Jr.; DEZOTTI, 2004; SVENSSON et al., 2005). Baixo custo, rapidez e simplicidade de manutenção e cultivo são alguns dos motivos que fazem do uso de *Artemia* sp. em testes de letalidade uma ferramenta bastante eficiente para avaliação ecotoxicológica (NUNES et al., 2006).

Outro organismo-teste utilizado para testes ecotoxicológicos é a *Allium cepa* L. (cebola), que vem sendo utilizado na avaliação da toxicidade de efluentes e muitos compostos tóxicos (ARAMBASIC et al., 1995; SMAKA-KINCL et al., 1996). É um método rápido e de fácil execução que consiste em expor a base dos bulbos de *A. cepa* às substâncias poluentes ou aos efluentes em estudo durante um determinado período de tempo (FISKESJO, 1985; CHANDRA et al., 2005).

Portanto, este trabalho tem como objetivo realizar uma avaliação ecotoxicológica, utilizando *Artemia* sp. e *Allium cepa*, de um ponto do Rio Molha, Urussanga, Santa Catarina, a jusante dos rejeitos piritosos depositados pela atividade mineradora e outro ponto em um pequeno afluente ainda sem contato com zonas de mineração, fazendo um comparativo entre ambos e determinando a influência da mineração de carvão a céu aberto no potencial tóxico de águas superficiais deste corpo d'água.

Material e Métodos

Área de Estudo e Coleta das amostras

O Rio Molha é um dos afluentes do Rio Urussanga, com sua nascente pertencente ao bairro de Santana, Urussanga, SC. O ponto de amostragem para coleta das águas superficiais está inserido em uma propriedade particular no bairro Rio Molha no município de Urussanga, Santa Catarina. O local situa-se próximo as coordenadas 28°25' (S) e 49°18' (W) e seu acesso faz-se à esquerda da SC 446, direção Urussanga-Orleans, próximo ao quilômetro 15 da rodovia. O trecho do Rio Molha que faz divisa com a propriedade fica 5km à jusante de uma área de extração de carvão adjacente às margens do rio. Afastado 1km do ponto amostral do Rio Molha, encontra-se um afluente que não possui nenhum contato com áreas de mineração, pois este se localiza a montante do ponto amostral do Rio Molha e numa altitude muito mais elevada. A coleta das águas deste afluente foi realizada diretamente na sua fonte, numa distância de 5m após a emersão de suas águas do leito rochoso.

Ambas as amostras de água superficial foram coletadas e armazenadas em galões de polietileno no dia 23 de dezembro de 2007. Estas foram encaminhadas diretamente ao Laboratório de Bioquímica da Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC, utilizado pelo Grupo de Pesquisa em Imunologia e Genética (GPIG), mantidos à temperatura de 4°C até o momento das análises. A partir daí a amostra das águas superficiais obtida no Rio Molha recebeu a sigla RM e a amostra das águas superficiais obtida no seu afluente recebeu a sigla ARM.

Determinação do pH

A partir de alíquotas retiradas das amostras de água do Rio Molha e de seu afluente, foi medido o pH por potenciometria, utilizando um medidor de pH digital (PHS-3B, PHTECH®), calibrado com soluções padrões de pH 4,0 e 7,0 a 25°C.

Ensaio de letalidade em *Artemia* sp.

O ensaio de letalidade em *Artemia* sp. foi realizado conforme método de Meyer e colaboradores (1982) com modificações. Previamente, cistos de *Artemia* sp. foram incubados em solução de sal marinho sintético (30g.L⁻¹), com aeração e iluminação

constantes. Após a eclosão, indivíduos (n=10) do microcrustáceo foram incubados em placas “multiwell” a 25°C, na ausência de luz, em 2mL das amostras em diferentes concentrações (0 a 100%) por 24h. Para cada concentração foram realizadas 4 replicatas com 10 indivíduos em cada. O controle negativo (concentração 0%) foi conduzido paralelamente usando apenas a solução de sal marinho sintético. Após a exposição, foi realizada a contagem dos indivíduos mortos e calculada a CL₅₀ através do método matemático Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON et al., 1977) sendo esta definida como a concentração na qual ocorre a mortalidade em 50% dos organismos-teste quando expostos às amostras em estudo.

Ensaio de toxicidade em *Allium cepa*

Para análise de fitotoxicidade em *Allium cepa* foram utilizados os ensaios de inibição do crescimento de raízes e análise da biomassa média de raízes. O ensaio de inibição do crescimento de raízes foi realizado conforme descrito por Fiskesjö (1985) com modificações. Indivíduos de *A. cepa*. (n=5) foram obtidos em comércio local, expostos por três dias a 50mL de água mineral comercial para triagem dos indivíduos com regular crescimento de raízes. Após o pré-teste as raízes crescidas nos bulbos foram removidas e os indivíduos de *A. cepa* (n=5) foram expostos por quinze dias a 50mL das amostras, bem como à água mineral comercial (controle negativo), a 25°C e ao abrigo da luz, sendo as amostras renovadas diariamente. No 5º, 10º e 15º dia foi medido o comprimento das raízes, para a avaliação do crescimento médio e o percentual de inibição do crescimento das raízes.

Ao final do 15º dia de exposição, as raízes foram removidas dos bulbos e sua massa fresca foi determinada em uma balança digital, para análise da biomassa das raízes. A biomassa média das raízes é determinada pela razão entre a massa e o número de raízes amostradas por indivíduo.

Análise Estatística

As análises estatísticas foram realizadas através de Análise de Variância (ANOVA), seguida pelo teste *post hoc* de Student Newman-Keulls (SNK), utilizando o software GraphPad Prism® 5.0 (GraphPad Inc. San Diego, CA, USA) e admitindo-se um nível de significância de $p < 0,05$, $p < 0,01$ e $p < 0,001$. A avaliação do potencial inibitório médio do crescimento de raízes em *A. cepa* foi determinada através do teste t. As análises estatísticas foram complementadas pelo coeficiente de correlação de Pearson (r), quando apropriado.

Resultados

Determinação do pH

Pode-se observar que o pH obtido na amostra RM (a 100%) é significativamente ácido (3,16) (Fig. 1). Curiosamente o pH obtido na amostra ARM (a 100%) foi de 4,17, também demonstrando acidez, embora menor que a encontrada nas águas do Rio Molha. Na Figura 1 podemos observar que o pH em ambas as amostras diminui em função de sua concentração com uma forte correlação ($p < 0,001$) com $r = -0,8997$ para RM e $r = -0,9530$ para ARM.

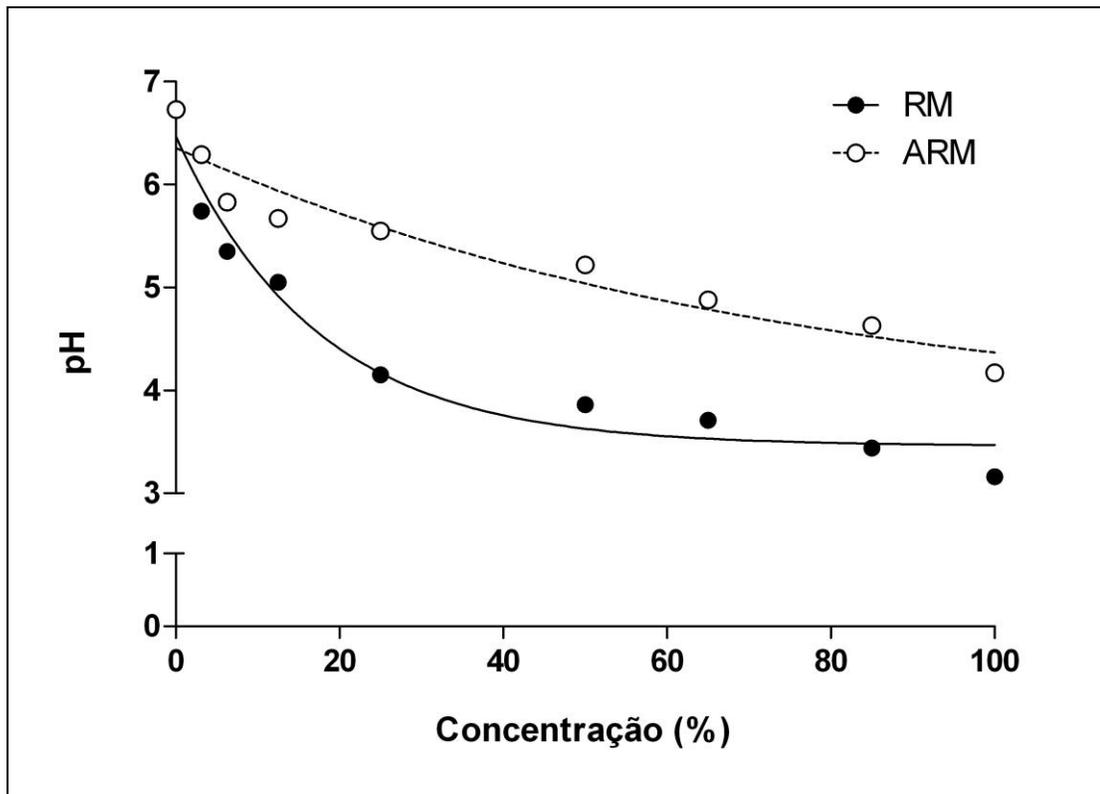


Figura 1 - Determinação do pH das amostras de águas superficiais no Rio Molha (RM) e seu afluyente (ARM) em função de suas concentrações.

Ensaio de letalidade em *Artemia* sp.

Os resultados obtidos no ensaio de letalidade em *Artemia* sp. das amostras de águas superficiais no Rio Molha (RM) e seu afluyente (ARM) são apresentados na figura 2. A amostra RM, provocou uma elevação na letalidade do indivíduos de *A. sp.* já na concentração de 12,5% (10% de letalidade) chegando a 100% de letalidade na concentração de 65%. Através do coeficiente de correlação de Pearson ($r = 0,9758$, $p < 0,001$) pôde-se observar uma forte relação entre concentração e toxicidade para amostra RM.

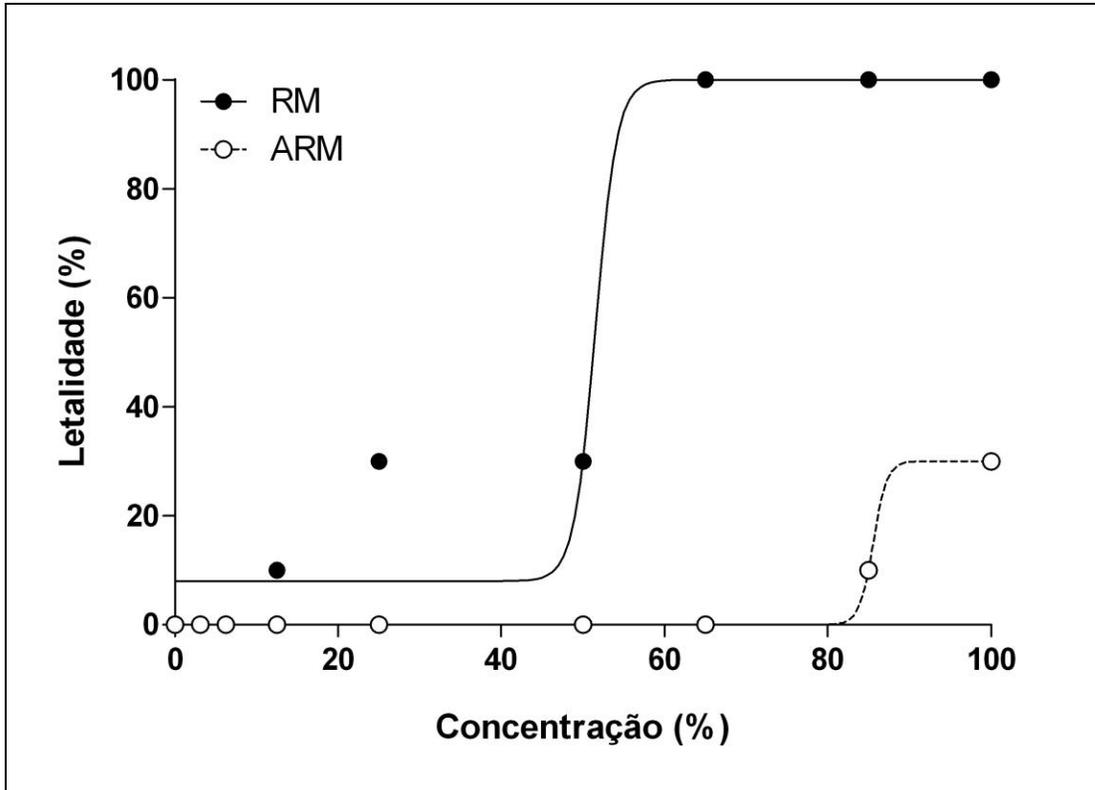


Figura 2 - Índice de letalidade em *Artemia* sp. provocado pelas amostras de águas superficiais no Rio Molha (RM) e seu afluente (ARM) em função de suas concentrações.

Já na amostra ARM, apenas as concentrações de 85 e 100% foram capazes de promover letalidade aos indivíduos de *A. sp.* expostos (10 e 30%, respectivamente). Através do coeficiente de correlação de Pearson ($r = 0,7536$, $p < 0,01$) também pôde-se observar uma forte relação entre concentração e toxicidade. A partir destes resultados foi determinada a CL_{50} apenas para RM, calculada em 37,44%, pois com um índice de letalidade menor que 50% é matematicamente impossível realizar o cálculo da CL_{50} para a amostra ARM.

Ensaio de toxicidade de *Allium cepa*

Os resultados obtidos no ensaio de inibição do crescimento de raízes em *A. cepa* expostas às amostras de águas superficiais no Rio Molha (RM) e seu afluente (ARM), são apresentados na figura 3 e tabela 1, sendo os resultados expressos em média \pm D.P.

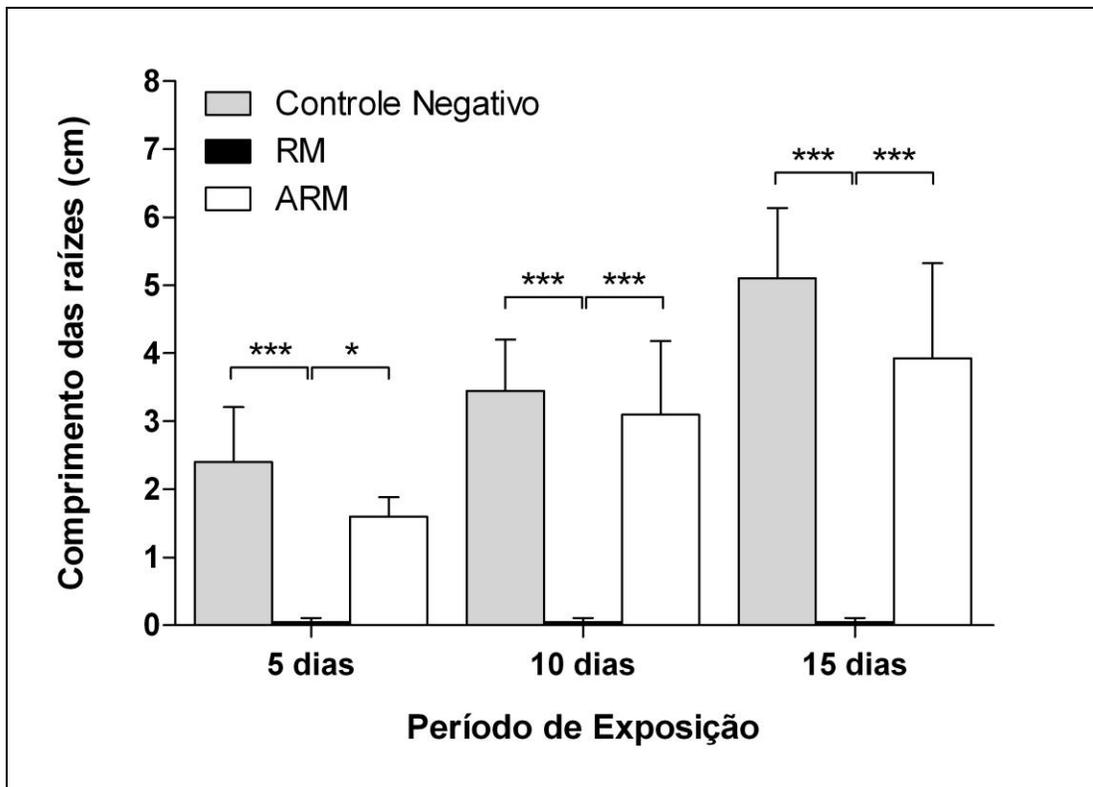


Figura 3 - Ensaio de inibição do crescimento de raízes em *A. cepa* expostas às amostras de águas superficiais no Rio Molha (RM) e seu afluente (ARM) após 5, 10 e 15 dias. Todos os resultados são expressos em média \pm D.P. * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$ e *** $p < 0,001$ (Pós-teste SNK).

Em todos os três períodos de exposição os indivíduos expostos à amostra RM apresentaram um crescimento de raízes de $0,05 \pm 0,05$ cm, significativamente inferior ao grupo controle, que obteve um crescimento de $2,40 \pm 0,80$ cm aos 5 dias, $3,44 \pm 0,75$ cm, aos 10 dias e $5,10 \pm 1,03$ cm aos 15 dias. Quando o resultado obtido no grupo RM é comparado ao grupo ARM, foi observado que os indivíduos expostos à amostra ARM apresentaram um crescimento de raízes significativamente superior ao grupo RM, com $1,60 \pm 0,28$ cm aos 5 dias, $3,10 \pm 1,08$ cm aos 10 dias e $3,92 \pm 1,39$ cm aos 15 dias. Não foram observadas diferenças significativas entre o crescimento de raízes dos indivíduos no grupo ARM e ao grupo controle.

No entanto, ambas as amostras foram capazes de apresentar um índice inibitório do crescimento das raízes relativo ao grupo controle (Tabela 1). Através do teste t foi comparado o potencial médio de inibição do crescimento de raízes nos três períodos de exposição, calculado em $97,00 \pm 1,10\%$ para RM e $22,74 \pm 10,97\%$ para ARM, observando-se

uma elevada diferença significativa ($p=0,0003$), demonstrando que a amostra RM possui um potencial médio de inibição muito maior que a amostra ARM.

Tabela 1 - Comparação entre a inibição do crescimento de raízes em *Allium cepa* expostas às amostras dos dois ambientes em função do período de exposição.

Período de Exposição	Inibição do crescimento de raízes (%)		p
	RM	ARM	
5 dias	95,80	33,33	-
10 dias	97,10	11,40	-
15 dias	98,00	23,50	-
Média ± D.P.	97,00 ± 1,10	22,74 ± 10,97	0,0003

Na determinação da biomassa média das raízes em *A. cepa* expostas às amostras RM e ARM, o grupo controle obteve uma biomassa média de $18,00 \pm 3,46$ mg enquanto os grupos RM e ARM obtiveram uma biomassa média de $1,25 \pm 1,50$ mg e $12,75 \pm 5,18$ mg, respectivamente (Fig. 4). Foram observadas diferenças significativas entre o a amostra RM e o grupo controle e entre as amostras RM e ARM. Não foram observadas diferenças significativas entre grupo controle e ARM.

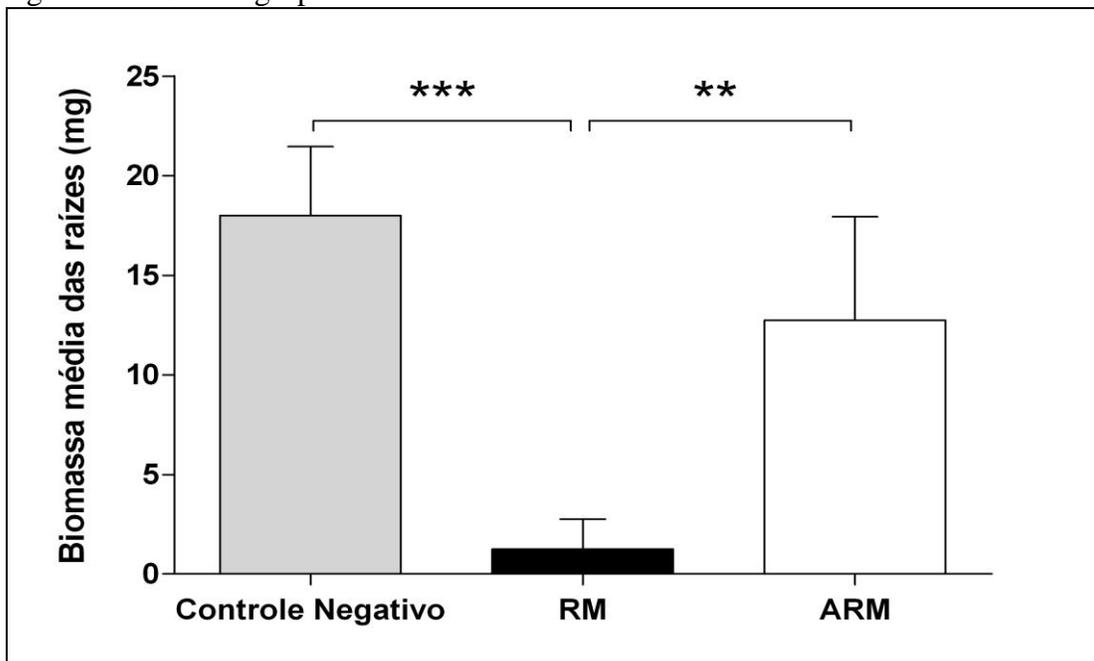


Figura 4 - Ensaio de determinação da biomassa média de raízes em *A. cepa* expostas às

amostras de águas superficiais no Rio Molha (RM) e seu afluente (ARM) após 15 dias. Todos os resultados são expressos em média \pm D.P. * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$ e * $p < 0,001$ (Pós-teste SNK).**

Discussão

A determinação do pH revelou que tanto as águas do Rio Molha, quanto do seu afluente, possuem uma forte ligação entre pH e concentração das amostras (Fig. 1) sendo que em todas as concentrações o pH da amostra RM foi sempre menor que na amostra ARM. O índice de pH obtido na amostra RM foi semelhante à de outros ambientes fluviais da região carbonífera de Santa Catarina contaminados com rejeitos da mineração de carvão. Alexandre e Krebs (1995) analisaram amostras de água do Rio Criciúma, Rio Maina e Rio Sangão e obtiveram índices de pH entre 2,7 e 3,9 enquanto, Laus e colaboradores (2006) obtiveram um índice de pH de 2,5 para o Rio Fiorita. Estes resultados se encontram próximos ao encontrado nas águas do Rio Molha com pH de 3,16.

Em todos estes ambientes a contaminação por rejeitos piritosos desencadeia um processo de acidificação das águas superficiais pela oxidação da pirita. A pirita pode ser rapidamente oxidada e dissociada quando exposta ao ar e à água, liberando Fe^{2+} em solução, que pode ser rapidamente oxidada a Fe^{3+} e precipitada na forma de hidróxidos. Depois de iniciada a reação de oxidação da pirita é desencadeado um ciclo onde o Fe^{2+} é oxidado a Fe^{3+} e, subseqüentemente, reduzido pela pirita, liberando Fe^{2+} e acidez adicional (LAUS et al., 2006). A presença de uma área de mineração adjacente ao percurso do rio Molha pode estar contaminando as águas superficiais com rejeitos piritosos, que pelo mecanismo acima descrito, acidifica as águas e justifica o baixo pH encontrado na amostra RM. Este mecanismo de oxidação da pirita também é o responsável pelo baixo pH encontrado em DAM (100%), cujo pH encontra-se entre 2,1 e 2,8 (BENASSI et al. 2006; GEREMIAS et al. 2006) valores próximos aos obtidos na amostra RM.

Curiosamente também foi encontrado um baixo pH na amostra ARM (4,17), cuja possível justificativa se encontra na composição do solo que pode acidificar a água, uma vez que o ponto de coleta desta amostra se deu diretamente no ponto onde há a emersão da água do leito subterrâneo após sua passagem pelo leito rochoso do solo.

No teste de toxicidade com *Artemia* sp. a amostra RM provocou uma acentuada mortalidade dos indivíduos mesmo em baixas concentrações. Estes resultados permitiram realizar o cálculo da CL_{50} avaliada em 37,44% e um coeficiente de correlação de Pearson ($r = 0,9758$, $p < 0,001$) que demonstrou uma forte relação entre concentração e toxicidade. Lin e colaboradores (2007) verificaram a letalidade causada por águas de rios e lagoas contaminadas por DAM, utilizando *Daphnia carinata* e obtiveram uma mortalidade de 100% dos indivíduos expostos após 72h de exposição. No presente trabalho foi observada a mortalidade de 100% dos indivíduos de *Artemia* sp. expostos por 24h em concentrações acima de 60%, demonstrando o alto potencial tóxico das águas superficiais do Rio Molha.

A toxicidade da amostra ARM foi muito menor que a encontrada na amostra RM. Até a concentração de 80%, na amostra ARM, o índice de letalidade foi 0%, no entanto nas concentrações de 85 e 100%, houve uma letalidade de 10 e 30% dos indivíduos expostos, respectivamente. Este fato não permitiu o cálculo da CL_{50} , mas somente o coeficiente de correlação de Pearson ($r = 0,7536$, $p < 0,01$) demonstrando uma forte relação entre concentração e toxicidade. A impossibilidade do cálculo da CL_{50} na amostra ARM a confere um baixíssimo índice de toxicidade. Portanto a significativa diferença entre os níveis de toxicidade das amostras demonstra que a área de mineração de carvão às margens das águas do Rio Molha possui um efeito bastante significativo sobre a toxicidade. Acredita-se que o pH não seja o principal responsável pela toxicidade provocada pelas amostras, pois ambas possuem um baixo pH com uma pequena diferença entre si, enquanto a toxicidade foi muito diferente nas amostras.

Portanto, a presença de outros agentes tóxicos, como metais pesados, podem ser os responsáveis pela toxicidade provocada nestes organismos. Laus e colaboradores (2006) demonstraram que no Rio Fiorita, que é fortemente impactado pela mineração de carvão, há uma elevada concentração de metais como o ferro e o manganês. Isto pode explicar a toxicidade na amostra RM, uma vez que os rejeitos de carvão podem liberar metais pesados em suas águas, aumentando de maneira significativa sua toxicidade. A ausência de contaminação dos rejeitos de carvão nas águas do afluente estudado deve ser o principal responsável pela diminuição da toxicidade, corroborando nossas hipóteses acima levantadas.

Nos ensaios de toxicidade em *A. cepa* foi observado que os indivíduos expostos à amostra RM obtiveram um crescimento de raízes significativamente menor, em todos os períodos de exposição, quando comparados aos indivíduos expostos ao grupo controle e à amostra ARM. Isso denota o potencial tóxico que a amostra RM possui frente exposição a indivíduos de *A. cepa*. Muitos trabalhos já demonstraram uma boa correlação entre o grau de inibição do crescimento de raízes e a concentração de metais pesados em plantas do gênero *Allium* como, o cádmio (JIANG; LIU; HOU, 2001; Xu et al., 2008), cromo (SHANKER et al., 2005), alumínio (ZHANG; ZHOU, 2005) e chumbo (WIERZBICKA, 1999). Geremias et al. (2006) e Benassi (2004), utilizando DAM de uma empresa mineradora do sul de Santa Catarina, também observaram inibição do crescimento de raízes em amostras com alta concentração de metais pesados. Portanto uma vez verificada a relação entre inibição do crescimento de raízes em *Allium cepa* e a presença de metais pesados em rejeitos da mineração de carvão, novamente podemos associar o potencial tóxico à presença destes agentes tóxicos.

Não foram observadas diferenças significativas de crescimento de raízes entre os indivíduos expostos a amostra ARM e aos expostos ao grupo controle. No entanto, os indivíduos expostos a amostra ARM tiveram um crescimento de raízes significativamente maior do que os expostos a amostra RM. Este resultado permite inferir que não há um potencial inibitório significativo na amostra ARM, embora visivelmente existente. É possível que a existência desse pequeno potencial inibitório seja resultado do baixo pH

(4,17) obtido nesta amostra. A diferença significativa entre o crescimento de raízes dos indivíduos expostos a amostra RM e ARM, permite novamente inferir que a presença de uma área de mineração as margens do Rio Molha contribui para o aumento de toxicidade de suas águas.

Na análise de biomassa média de raízes de *A. cepa*, os indivíduos expostos a amostra RM obtiveram uma biomassa significativamente inferior aos expostos a amostra ARM e ao grupo controle. Srivastava; Kumar e Gupta (2005) identificaram um decréscimo de biomassa de bulbos de *A. cepa* expostos a efluentes de aterros sanitários com alta concentração de metais pesados (cromo, cobre, níquel e chumbo). O mesmo efeito foi encontrado por Kopittike; Dart e Menzies (2007) e Kopittike e colaboradores (2007), expondo indivíduos de *Vigna unguiculata* a baixas concentrações de cobre e chumbo, respectivamente. Estes dois metais também foram capazes de inibir o crescimento de raízes de *Sorghum bicolor*, *Cucumis sativus*, *Triticum aestivum* e *Zea mays* (An, 2006) e *Allium cepa* (WIERZBICKA, 1999). Estes resultados permitem inferir que novamente a presença de metais pesados nos rejeitos da mineração de carvão, pode estar interferindo de maneira tóxica no ganho de biomassa dos indivíduos expostos à amostra RM, justificando o baixo resultado obtido.

Não foram observadas diferenças significativas entre a biomassa dos indivíduos expostos à amostra ARM e o grupo controle. A amostra ARM não foi capaz de interferir no crescimento e ganho de biomassa dos indivíduos expostos, em virtude da ausência provável de substâncias tóxicas propiciadas pela não contaminação das águas superficiais pela mineração de carvão. Uma vez também observada uma diferença significativa entre a biomassa dos indivíduos expostos à amostra ARM e a amostra RM, a presença/ausência de uma área de mineração de carvão adjacente aos pontos amostrais novamente justifica os resultados obtidos (como discutido no ensaio de inibição de crescimento de raízes).

Conclusões

A mineração de carvão demonstrou por meio dos testes ecotoxicológicos influenciar de maneira negativa na qualidade das águas superficiais de um ponto localizado no Rio Molha. Na determinação do pH pode-se observar uma elevada acidez na amostra de água proveniente do Rio Molha que se apresentava semelhante à de outros rios contaminados por poluentes provenientes da atividade mineradora, localizados na região sul de Santa Catarina. Através do teste de letalidade em *Artemia* sp. verificou-se que a amostra de água que sofreu influência de uma área de mineração a céu aberto possuía uma toxicidade superior em relação a uma amostra de água de um afluente que não sofria qualquer tipo de contaminação pela mineração de carvão. Este resultado também foi evidenciado no teste de inibição de crescimento de raízes e no teste de ganho de biomassa em *A. cepa*. Em ambos os testes a amostra de água do Rio Molha foi capaz de promover efeitos tóxicos aos indivíduos de *A. cepa* expostos, diferentemente do seu afluente. Assim é possível verificar que a

atividade mineradora influenciou as águas superficiais do Rio Molha tornando este ambiente altamente impróprio para a sobrevida de comunidades aquáticas.

Agradecimentos

Agradecemos à UNESCO e ao Grupo de Pesquisa em Imunologia e Genética pelo suporte financeiro e técnico na realização dos ensaios e ao Sr. Valmir Bortolotto pelo acesso aos pontos de coleta utilizados no estudo.

Referências Bibliográficas

AKCIL, A.; KOLDAS, S. Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *Journal of Cleaner Production*, v. 14, n.1 2-13, p. 1139-1145, 2006.

ALBERING, H. J. et al. Human health risk assessment: A case study involving heavy metal soil contamination after the flooding of the river Meuse during the winter of 1993-1994. *Environmental Health Perspectives*, v. 107, n. 1, p. 37-43, 1999.

ALEXANDRE, N. Z.; KREBS, A. S. J. Qualidade das Águas Superficiais do Município de Criciúma, SC. *Relatório Final*. PROGESC-CPRM. Porto Alegre, 1995. (Série Recursos Hídricos, v. 5).

ALEXANDRE, N. Z. Influência da mineração de carvão na qualidade das águas superficiais – Revisão Bibliográfica. *Revista Tecnologia e Ambiente*, v. 2, n. 1, p. 53-61, 1996.

AN, Y. Assessment of comparative toxicities of lead and copper using plant assay. *Chemosphere*, v. 62, n. 8, p. 1359-1365, 2006.

ARAMBASIC, M. B.; BJELIC, S.; SUBAKOV, G. Acute toxicity of heavy metals (copper, lead, zinc), phenol and sodium on *Allium cepa* L., *Lepidium sativum* L. and *Daphnia magna* St.: comparative investigation and the practical applications. *Water Research*, v. 29, n. 2, p. 497-503, 1995.

ARIAS, A. R. L. et al. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 12, n. 1, p. 61-72, 2007.

BANKS, S. B.; BANKS, D. Abandoned mines drainage: impact assessment and mitigation of discharges from coal mines in the UK. *Engineering Geology*, v. 60, n. 1-4, p. 31-37, 2001.

BELL, F. G.; BULLOCK, S. E. T. The problem of acid mine drainage, with an illustrative case history. *Environmental and Engineering Geoscience*, v. 2, n. 3, p. 369-392, 1996.

BENASSI, J. C. et al. Evaluation of remediation of coal mining wastewater by chitosan microspheres using biomarkers. *Archives of environmental contamination and toxicology*, v. 51, n. 4, p. 633-640, 2006.

BENASSI, J. C. *O uso de bioindicadores e biomarcadores na avaliação do processo de remediação de percolado de lixiviação de carvão mineral utilizando microesferas de quitosana*. 106 f. 2004. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal De Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

CAMPOS, M. L.; ALMEIDA, J. A.; SOUZA, L. S. Avaliação de três áreas de solo construído após mineração de carvão a céu aberto em Lauro Müller, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 27, p. 1-6, 2003.

CARDWELL, A.; HAWKER, D.; GREENWAY, M. Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, v. 48, n. 7, p. 653-663, 2002.

CHANDRA, S. et al. Comparative biomonitoring of leachates from hazardous solid waste of two industries using *Allium* test. *Science of Total Environmental*, v. 347, p. 46-52, 2005.

FISKESJO, G. The *Allium* test as a standard in environmental monitoring. *Hereditas*, v. 102, p. 99-112, 1985.

GEREMIAS, R. et al. Use of Biomarkers of Oxidative Stress and Genotoxicity in *Allium cepa* for Evaluation of Aquatic Pollution. In: XXXV REUNIÃO ANUAL DA SBBQ, 2006, Águas de Lindóia. *Caderno de Resumos da XXXV Reunião Anual da SBBQ*. São Paulo, 2006.

GERHARDT, A. et al. Macroinvertebrate response to acid mine drainage: community metrics and on-line behavioural toxicity bioassay. *Environmental Pollution*, v.130, n.2, p.263-274, 2004.

HAMILTON, M. A. et al. Trimmed Sperman-Karber: Method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. *Environmental Science Technology*, v. 11, p. 714-719, 1977.

JIANG, W.; LIU, D.; HOU., W. Hyperaccumulation of cadmium by roots, bulbs and shoots of garlic (*Allium sativum* L.). *Bioresource Technology*, v. 76, n. 1, p. 9-13, 2001.

JOHNSON, D. B.; HALLBERG, K. B. Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the Total Environment*, v. 338, n. 1-2, p. 3-14, 2005

KOPITTKE, P. M. et al. Toxic effects of Pb^{2+} on growth of cowpea (*Vigna unguiculata*). *Environmental Pollution*, v. 150, n. 2, p. 280-287, 2007.

KOPITTKE, P. M.; DART, P. J.; MENZIES, N. W. Toxic effects of low concentrations of Cu on nodulation of cowpea (*Vigna unguiculata*). *Environmental Pollution*, v. 145, n. 1, p. 309-315, 2007.

LAUS, R et al. Chitosan microspheres crosslinked with tripolyphosphate used for the removal of the acidity, iron (III) and manganese (II) in water contaminated in coal mining. *Química Nova*, v. 29, n. 1, p. 34-39, 2006.

LIN, C. et al. Water chemistry and ecotoxicity of an acid mine drainage-affected stream in subtropical China during a major flood event. *Journal of Hazardous Materials*, v. 142, n. 1-2, p. 199-207, 2007.

MEYER, B. N. et al. Brine shrimp: a convenient general bioassay for active plant constituents. *Planta Medica*, v. 45, n. 5, p. 31-34, 1982.

NIETO, J. M. et al. Acid mine drainage pollution in the Tinto and Odiel rivers (Iberian Pyrite Belt, SW Spain) and bioavailability of the transported metals to the Huelva Estuary. *Environment International*, v. 33, n. 4, p. 445-455, 2007.

NUNES, B. S. et al. Use of the genus *Artemia* in ecotoxicity testing. *Environmental Pollution*, v. 144, n. 2, p. 453-462, 2006.

SHANKER, A. K. et al. Chromium toxicity in plants, *Environment International*, v. 31, n. 5, p. 739-753, 2005.

SHEORAN, A. S.; SHEORAN, V. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Minerals Engineering*, v. 19, n. 2, p. 105-116, 2006.

SILVA, A. C.; SANTANNA JR., G. L.; DEZOTTI, M. Treatment and Detoxification of a Sanitary Landfill Leachate. *Chemosphere*, v. 55, n. 2, p. 207-214, 2004.

SMAKA-KINCL, V. et al. The evaluation of waste and ground water quality using the *Allium* test procedure. *Mutation Research*, v. 368, p. 171-179, 1996.

SOUZA, S. M. A. G. U.; FORGIARINI, E.; SOUZA, A. A. U. Toxicity of textile dyes and their degradation by the enzyme horseradish peroxidase (HRP). *Journal of Hazardous Materials*, v.147, n. 3, p. 1073-1078, 2007.

SRIVASTAVA, R.; KUMAR, D.; GUPTA, S. K. Bioremediation of municipal sludge by ermitechnology and toxicity assessment by *Allium cepa*. *Bioresource Technology*, v. 96, n. 17, p. 1867-1871, 2005.

SVENSSON, B. M. et al. *Artemia salina* as test organism for assessment of acute toxicity of leachatewater from landfills. *Environmental Monitoring And Assessment*, v. 102, n. 1, p. 309-321, 2005.

WIERZBICKA, M. Comparison of lead tolerance in *Allium cepa* with other plant species. *Environmental Pollution*, v. 104, n. 1, p. 41-52, 1999.

XU, P. et al. Effects of Cd²⁺ on seedling growth of garlic (*Allium sativum* L.) and selected physiological and biochemical characters. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 14, p. 6372-6378, 2008.

ZHANG, K.; ZHOU, Q. Toxic effects of Al-based coagulants on *Brassica chinensis* and *Raphanus sativus* growing in acid and neutral conditions. *Environmental Toxicology*, v. 20, n. 2, p. 179-187, 2005.