

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
Escola de Engenharia  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais –  
PPGE3M

ALGAS PERIFÍTICAS COMO INDICADORAS DE QUALIDADE EM  
AMBIENTES IMPACTADOS PELA DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS NA REGIÃO  
CARBONÍFERA DE SANTA CATARINA

Ana Paula Pires Freitas

Dissertação para obtenção do título de  
Mestre em Engenharia

Porto Alegre, Junho de 2010.

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
Escola de Engenharia  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais –  
PPGE3M

ALGAS PERIFÍTICAS COMO INDICADORAS DE QUALIDADE EM  
AMBIENTES IMPACTADOS PELA DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS NA REGIÃO  
CARBONÍFERA DE SANTA CATARINA

**Ana Paula Pires Freitas**  
Bacharel em Biologia

Trabalho realizado no Laboratório de Estudos Ambientais para Metalurgia (LEAMET) da Escola de Engenharia da UFRGS, dentro do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais (PPGE3M), como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia.

Área de Concentração: Tecnologia Mineral, Ambiental e Metalurgia Extrativa.

Porto Alegre, 2010.

Este trabalho foi julgado adequado como dissertação de mestrado em Engenharia, área de concentração de Tecnologia Mineral, Ambiental e Metalurgia Extrativa e aprovada em sua forma final, pelo Orientador, Co-orientador e pela Banca Examinadora do Curso de Pós-Graduação.

Orientador: Prof. Dr. Ivo André Homrich Schneider

Co-orientador: Albano Schwarzbald

Banca Examinadora:

Prof. Dr. André Jablonksi – DEMIN/UFRGS

Dr. Guilherme Hermany

Profa. Dra. Maria Teresa Raya Rodrigues – PPGeco/UFRGS

Prof. Dr. Carlos Perez Bergmann

Coordenador do PPGEM

*“Só existem dois dias no ano que nada pode ser feito. Um se chama ontem e o outro se chama amanhã, portanto hoje é o dia certo para amar, acreditar, fazer e principalmente viver”.*

**Dalai Lama**

Dedico esta obra aos meus pais Paulo (in memoria) e Rosa, que desde cedo souberam indicar o caminho da compreensão, da confiança, da honestidade, da justiça e do amor.

Meu esposo Luiz Fernando pela paciência, carinho e companheirismo.

## AGRADECIMENTOS

A todos aqueles que direta ou indiretamente me incentivaram e me apoiaram durante todo o período do Mestrado;

A minha família, especialmente a minha mãe Rosa Maria Pires Freitas, por toda a compreensão e dedicação;

Ao meu esposo, Luiz Fernando Böhm que se mostrou um grande companheiro, tendo muita paciência e compreendendo minhas ausências;

Aos meus orientadores professores Dr. Ivo Schneider e Dr. Albano Schwarzbold, pela confiança em mim depositada, pelo incentivo, valiosos ensinamentos ao longo desses anos de convivência, meu sincero reconhecimento;

Aos colegas do Laboratório de Estudos Ambientais para Metalurgia - LEAMET que colaboraram neste trabalho, principalmente ao meu grande colega Rodrigo Almeida;

Aos colegas do Laboratório de Limnologia, Márlon Vasconcelos, pela ajuda com as análises estatísticas e Fabiana Schneck pela ajuda com preparação de lâminas de diatomáceas;

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais – PPGEM, especialmente ao coordenador, Prof. Dr. Carlos Perez Bergmann, e a secretária, minha grande amiga Beatriz Ferraz por terem me dado muito apoio quando decidi me dedicar ao Mestrado;

A Capes pela concessão da bolsa de Mestrado;

A Carbonífera Criciúma pela colaboração durante a realização de nossas pesquisas, em especial Carlos Henrique Schneider;

Ao SIECESC, Cleber Gomes, pela disponibilização de apoio prático para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao pessoal do Centro Tecnológico de Carvão Limpo/SATC, em especial Tiago Amboni por ter dedicado seu tempo a me ajudar nas coletas;

A Dra. Izabel Dias pela ajuda na identificação de algas filamentosas.

As meninas da Fundação Zoobotânica, Saionara Salomoni, Zulanira Rosa e Lezilda Torgan pela ajuda no esclarecimento de minhas dúvidas.

## RESUMO

A Drenagem ácida de minas (DAM), do ponto de vista ecológico, influencia os ambientes aquáticos provocando condições de stress para a maioria dos organismos. O baixo valor de pH (geralmente  $< 3,0$ ), altas quantidades de sulfatos e íons metálicos dissolvidos diminuem a diversidade biológica. Esses locais podem ser caracterizados como ecossistemas simples, dominados por organismos acidofílicos e ácido tolerantes. Assim, o objetivo do presente trabalho foi identificar as comunidades de algas encontradas em ecossistemas impactados pela DAM na região carbonífera do Estado de Santa Catarina, Brasil. Observou-se 12 córregos, dois quais 6 com presença de algas e 6 com ausência de algas. As amostragens foram realizadas em julho/2009, outubro/2009, dezembro/2009 e abril/2010, de forma a abranger as quatro estações do ano. Verificou-se que os ambientes aquáticos atingidos pela DAM abrigam pouca diversidade de espécies. A comunidade de algas foi representada por 5 táxons e a identificação realizou-se somente até o nível de gênero. Os gêneros encontrados foram: *Microspora*, *Mougeotia*, *Eunotia*, *Frustulia* e *Euglena*. Os gêneros de maior distribuição foram a *Microspora*, estando presente em 6 locais de amostragem e o gênero *Eunotia*, presente em 4 locais de amostragem. O gênero em maior abundância e quantidade de biomassa foi a *Microspora*. O crescimento das algas foi dependente de vários fatores, entre os quais características químicas da água e o período de amostrado. Observou-se que as algas acidofílicas cresceram em corpos d'água na faixa de pH entre 3,2 e 4,1, sendo que nos locais com pH inferior a 2,8 ou superior a 4,2 não ocorreu o crescimento de algas. O gênero *Microspora* esteve presente em águas com níveis variados de metais e sulfato. Já o gênero *Frustulia* somente se desenvolveu em corpos d'água com baixos níveis de ferro e sulfato. Por sua vez, o gênero *Euglena* só foi bem sucedido em locais onde os teores de sulfatos e ferro foram elevados. Sendo assim, as algas encontradas neste estudo apresentam a capacidade de bioindicadoras da qualidade do local. Em relação aos períodos amostrados, a diversidade e abundância de algas foram maiores no inverno. As comunidades perifíticas são capazes de acumular elementos metálicos em sua biomassa. A análise da biomassa perifítica indica que o material contém uma elevada concentração de elementos inorgânicos, bioacumulados do ambiente de crescimento.

**Palavras-chave:** Drenagem ácida de minas; Algas perifíticas; Diversidade; Bioindicador; Bioacumulação

## ABSTRACT

The acid mine drainage (AMD), from the ecological point of view, affects the aquatic environments causing stress to most organisms. The low pH values (usually <3.0), high concentration of sulfates and dissolved metal ions reduce the biological diversity. These systems can be characterized as simple ecosystems, dominated by acidophilic and acid tolerant organisms. The objective of this study was to identify communities of algae found in ecosystems impacted by AMD in the coal region of Santa Catarina, Brazil. It was observed 12 streams, 6 of which with the presence of algae and 6 with the absence of algae. Samples were collected in July/2009, October/2009, December/2009 and April/2010 in order to cover all four seasons. It was found that aquatic environments affected by DAM refuge low species diversity. The algal community was represented by 5 taxa and the identification was made only to the genus level. The species identified were: *Microspora*, *Mougeotia*, *Eunotia*, *Frustulia* and *Euglena*. The genus of the largest distribution was *Microspora*, present in 6 sampling sites and *Eunotia*, present in 4 sampling sites. The genus in greater abundance and amount of biomass was the *Microspora*. The algal growth was dependent of several factors, including water chemistry and the period of sampling. It was observed that acidophilic algae grown in water with the pH range between 3.2 and 4.1, and in places with a pH below 2.8 or above 4.2 there was no algae growth. The genus *Microspora* was present in waters with different levels of metals and sulfate. But the genus *Frustulia* only was increased in water with low levels of iron and sulfate. On the other hand, the genus *Euglena* has only been successful in places where the levels of sulfates and iron were high. Therefore, the algae found in this study have the ability to bioindicators of the water quality. Concerning the periods sampled, diversity and abundance of algae were higher in winter. Periphyton communities are able to accumulate metallic elements in their biomass. The analysis of periphytic biomass indicates that the material contains a high concentration of inorganic elements, bioaccumulated of the growth environment.

**Keywords:** Acid mine drainage; Periphytic Algae; Diversity; Bioindicator; Bioaccumulation

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	12
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
	2.1 Ecossistemas Aquáticos e Bacias Hidrográficas na Região Carbonífera de Santa Catarina.....	15
	2.2 Drenagem Ácida de Minas, Origem e Impacto sobre os Ecossistemas Aquáticos.....	18
	2.2.1 Reações da geração de acidez.....	18
	2.2.2 Impacto no ecossistema aquático.....	21
	2.3 Controle da Drenagem Ácida de Minas.....	25
	2.4 Estudos de Comunidades Perifíticas em Ambientes Ácidos.....	27
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	33
	3.1 Área de Estudo – Localização e Clima.....	33
	3.2 Locais de Estudo e Periodicidade de Amostragem.....	34
	3.4 Identificação e Quantificação das Algas Perifíticas.....	38
	3.5 Caracterização da Biomassa Algal.....	38
	3.6 Análise Estatística Multivariada.....	41
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42
	4.1 Análise dos Locais de Amostragem.....	42
	4.2 Caracterização da Comunidade Perifítica em Ambientes Impactados por DAM em Criciúma- SC.....	47
	4.2.1 Registros Fotográficos, Identificação das Algas e Condições de Crescimento.....	50
	4.3 Análise Multivariada.....	56
	4.4 Relação das Algas Perifíticas na Ecologia e Química dos Ambientes Ácidos.....	58
	4.5 Acumulação de Espécies Metálicas pelo Perifiton.....	60
5	CONCLUSÕES.....	63
6	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	65
7	REFERÊNCIAS.....	66



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Bacias hidrográficas da Região Carbonífera, Sul de Santa Catarina. ....	17
Figura 2. Esquema mostrando as diferentes atividades da mineração e o processo de geração da DAM.....	22
Figura 3. Boca de mina da Unidade Verdinho da Carbonífera Criciúma – SC.....	22
Figura 4. Córrego afetado pela DAM coberto com lodo férrico. ....	23
Figura 5. Lagoa Língua do Dragão, Siderópolis – SC.....	24
Figura 6 – Mapa da área de estudo. ....	34
Figura 7 – Locais amostrados com presença de perifiton. ....	35
Figura 8 - Locais amostrados sem presença de perifiton.....	36
Figura 9 - Esquema da preparação da biomassa.....	39
Figura 10 - Foto da biomassa de algas úmida. ....	40
Figura 11 - Foto da biomassa de algas seca e moída.....	40
Figura 12 - Fotos do Local de amostragem Afluente do Rio Sangão (PP) mostrando a mudança no ecossistema causada pelo desassoreamento. ....	45
Figura 13 - Mudança do ecossistema durante as amostragens, mostrando a recuperação ecológica no local Mina Antiga Barro Branco. ....	46
Figura 14 - Fotos do Local de amostragem Afluente do Rio Sangão (PP) mostrando as mudanças no ecossistema. ....	49
Figura 15 - Contribuição dos táxons à comunidade perifítica do local Colonial através da abundância (em %). ....	49
Figura 16 - Distribuição da comunidade perifítica do local Colonial. ....	50
Figura 17 - Microfotografia da <i>Microspora</i> e células em H. Aumento de 1000X.....	51
Figura 18 - Microfotografia de <i>Mougeotia</i> Aumento de 1000X. ....	52
Figura 19 - Microfotografia de uma colônia de <i>Eunotia</i> entorno dos filamentos de <i>Microspora</i> . Aumento de 1000X.....	53
Figura 20 - Microfotografia de <i>Frustulia</i> Aumento de 1000X.....	54
Figura 21 - Microfotografia de <i>Euglena</i> . Aumento de 1000X. ....	55
Figura 22 - Gráfico das condições dos ambientes onde as algas mais significativas tiveram melhor adaptação (Sulfato x pH).....	57
Figura 23 - Gráfico das condições dos ambientes onde as algas mais significativas tiveram melhor adaptação (ferro x pH). ....	57
Figura 24 - Diagrama de dispersão baseado na Análise de Correspondência Canônica referente à matriz de valores de perifiton e locais amostrados.....	58
Figura 26 - Cronologia da formação de crostas biológicas. ....	59

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Volume de efluente tratado pelas empresas carboníferas em 2008.....	26
Tabela 2 - Coordenadas geográficas dos ambientes com presença de perifiton. ....	35
Tabela 3 - Coordenadas geográficas dos ambientes sem presença de perifiton.....	36
Tabela 4 - Variáveis, métodos, equipamentos e unidades de medida das análises físico-química da água. ....	37
Tabela 5 - Médias das variáveis da água dos locais amostrados com presença de algas perifíticas. ....	43
Tabela 6 - Médias das variáveis da água dos locais sem presença de algas.....	47
Tabela 7 - Variáveis das águas onde a colonização por <i>Microspora</i> foi bem sucedida	51
Tabela 8 - Variáveis das águas onde a colonização por <i>Mougeotia</i> foi bem sucedida...	52
Tabela 9 - Variáveis das águas onde a colonização por <i>Eunotia</i> foi bem sucedida .....	53
Tabela 10 - Variáveis da água onde a colonização por <i>Frustulia</i> foi bem sucedida. ....	54
Tabela 11 - Variáveis da água onde a colonização por <i>Euglena</i> foi bem sucedida.....	55
Tabela 12 – Relação dos táxons e dos valores de indicação (VI) utilizando os pontos de coletas como variáveis e Teste de Monte Carlo para resultados significativos $P < 0,05$ .	56
Tabela 15 – Principais compostos orgânicos de amostra de peso seco de perifiton do local Mina Antiga Barro Branco do período de amostragem de outubro/2009.....	60
Tabela 16 - Médias e desvio padrão da composição química da biomassa do perifiton. ....	61

## LISTA DE ABREVIATURAS

AOAC – Official Methods of Analysis of the Association of Official Agricultural  
APHA – American Public Health Association  
CETEM – Centro de Tecnologia Mineral  
CIRAM – Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de  
Santa Catarina  
CPRM - SGB – Companhia de Pesquisa e Recursos Minerais – Serviço Geológico do  
Brasil  
DAM – Drenagem Ácida de Mina  
DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral  
EDS – Espectrometria de Energia Dispersiva de Raio-X  
Eh – Potencial Redox  
EPAGRI – Estações Meteorológicas do Município de Criciúma  
FATMA – Fundação do Meio Ambiente  
GRUPERH – Grupo de Gestão e Pesquisa em Recursos Hídricos  
GTA – Grupo Técnico de Assessoramento  
HDPE – High Density Polyethylene  
LEAMET – Laboratório de Estudos Ambientais para Metalurgia  
MANOVA – Análise de Variância Multivariada  
MEV – Microscópio Eletrônico de Varredura  
MPF – Ministério Público Federal  
PCoA – Análise de Coordenadas Principais  
pH – Potencial Hidrogeniônico  
PP – Presença de Perifiton  
PPGE3M – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de  
Materiais  
SIECESC – Sindicato das Indústrias de Extração de Carvão do Estado de Santa Catarina  
UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul  
UNISUL – Universidade do Sul de Santa Catarina

## 1 INTRODUÇÃO

A utilização de algas como espécies indicadoras de qualidade da água iniciou no Brasil nas últimas décadas do século passado. Mesmo com a abordagem de dados empíricos e qualitativos, essas pesquisas foram aplicadas a bacias hidrográficas, reservatórios e fontes de abastecimento (ROCHA, 1992).

O perifiton pode ser entendido como uma comunidade complexa de microbiota (algas, bactérias, fungos, animais, inorgânicos e detritos orgânicos) que se encontra anexado ao substrato (WETZEL, 1983). A utilização da comunidade perifítica em estudos ambientais vem crescendo consideravelmente, por várias razões. Seu modo sésil e seu curto ciclo de vida fazem com que a comunidade responda rapidamente às alterações abióticas ocorridas na água, tornando-a ideal no monitoramento da qualidade da água. Os organismos interagem com a água e o sedimento, proporcionando informações sobre a qualidade da coluna de água assim como a do substrato ao qual está associado. A comunidade de algas perifíticas é usualmente rica em espécies, sendo que cada espécie apresenta diferentes preferências e tolerâncias ambientais, fazendo com que a comunidade como um todo represente o sistema (RODRIGUES *et al.*, 2003).

Segundo Liehr *et al.* (1994), o pH dentro de biofilmes de algas pode ser muito maior do que o pH do líquido circundante. Este aumento do pH favorece a remoção de metais por precipitação e, possivelmente, a adsorção. A adsorção extracelular de metais é conhecida como uma estratégia comum para limitar o acesso de elementos tóxicos para o interior das células e, de tal forma, para sobreviver em condições como as de drenagens ácidas de minas. Como resultado, certas algas podem controlar a acidez, adsorver/absorver metais e íons sulfato, proporcionando a atenuação natural do impacto ambiental da Drenagem Ácida de Minas - DAM.

A região carbonífera de Santa Catarina é considerada um importante mercado produtor e consumidor de carvão mineral. A poluição hídrica causada pelas drenagens ácidas é, provavelmente, o impacto mais significativo das operações de mineração, beneficiamento e re-beneficiamento; fato este que tem demonstrado significativo impacto nas três bacias hidrográficas desta região: a Bacia do Rio Araranguá, do Rio Tubarão e do Rio Urussanga (ALEXANDRE *et al.*, 1995).

Os rejeitos do beneficiamento de carvão, ricos em sulfetos de ferro ( $\text{FeS}_2$ ), oxidam-se em presença do ar, da água e da ação de bactérias *Acidithiobacillus ferrooxidans*, produzindo a acidificação das águas e a dissolução de metais, originando assim a drenagem ácida de minas (DAM). Esse fenômeno pode ocorrer tanto em minas abandonadas como em operação. Essa acidificação causa impacto nos recursos hídricos e no solo, com danos à biota (KONTOPOULOS, 1998).

Conforme Valente & Gomes (2007), do ponto de vista ecológico, a DAM influencia os ambientes aquáticos, provocando condições de stress para a maioria dos organismos. O baixo valor de pH (geralmente  $< 3,0$ ) e as altas quantidades de íons metálicos e sulfatos dissolvidos diminuem a diversidade biológica. Assim, recursos hídricos afetados pela DAM podem ser caracterizados como ecossistemas simples, dominado por organismos acidofílicos (que só crescem em condições ácidas) e ácido tolerantes (que crescem também em condições ácidas).

Mesmo com as condições físico-químicas extremas que a DAM impõe, grande número de algas se desenvolvem nesse ambiente. Para viverem nestas condições, adaptações são necessárias. O pH no interior das células deve ser neutro, o que é possibilitado por uma membrana plasmática relativamente impermeável, garantindo assim, a necessidade de pouca energia para o transporte ativo em todo o gradiente (GROSS, 2000; BRAY, 2007).

Atualmente, grandes esforços têm sido realizados para minimizar o impacto ambiental da mineração de carvão na região Carbonífera de Santa Catarina, principalmente no sentido de controlar a geração e desenvolver tecnologias de tratamento da DAM. Contudo, poucos estudos têm sido feitos sobre a biota nestes ambientes aquáticos e o seu papel na recuperação de áreas degradadas. Assim, o presente trabalho visa contribuir no entendimento da presença ou não de algas acidofílicas e o seu papel na recuperação dos recursos hídricos atingidos pela DAM em regiões de mineração de carvão. O estudo e uso das algas perifíticas pode trazer benefícios tanto como bioindicadoras da qualidade das águas como bioacumuladoras de poluentes.

Assim, o objetivo geral do presente trabalho foi estudar a comunidade de algas perifíticas encontradas em ecossistemas impactados pela drenagem ácida de minas na região carbonífera em Criciúma-SC e sua distribuição nas condições de estresse a que se encontra submetida nesses ambientes.

Os objetivos específicos foram:

- caracterizar os ecossistemas aquáticos impactados pela DAM na região carbonífera de Santa Catarina e identificar as comunidades de algas perifíticas neles ocorrentes;

- relacionar a ocorrência e abundância da comunidade perifítica com variáveis física, químicas e físico-químicas das águas;

- avaliar o potencial do perifiton como indicador da qualidade da água de drenagem de mineração,

- avaliar o possível papel ecológico dessa comunidade de algas e sua contribuição na recuperação dos ecossistemas impactados.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Ecossistemas Aquáticos e Bacias Hidrográficas na Região Carbonífera de Santa Catarina

Ambientes lóticos são caracterizados por ambientes de água corrente (rios, riachos, córregos, etc) e por seu alto nível de heterogeneidade espacial e temporal. Tais ambientes diferem dos ecossistemas lênticos principalmente por apresentarem um fluxo unidirecional, pela ausência de estratificação térmica e alta variação das condições físicas e químicas, por apresentarem variações estruturais ao longo do seu percurso, além de apresentarem um efeito mais pronunciado da erosão, o que confere um fluxo mais intenso de materiais e nutrientes (MAITLAND *apud* KRUPEK, 2006).

O rio é um sistema muito aberto, fortemente pulsátil, formado por elementos bióticos e abióticos interatuantes, de fluxo energético multidirecional, mesmo que direcionado mais marcadamente no sentido do escoamento do fluxo. O limite do sistema é a própria bacia hidrográfica, com fronteira de entradas e saídas. As modificações espaciais e temporais de materiais abióticos e bióticos se produzem geralmente como contínuo processo. A heterogeneidade geomorfológica das sub-bacias afluentes pode limitar a continuidade geral da bacia hidrográfica. A vetorialidade dos fluxos (matéria e energia) é sensivelmente menor ao integrar na bacia hidrográfica superfícies extensas de alagamento ou inundação, que sobrepõem ao fluxo geral de escoamento as transformações que ocorrem internamente nas mesmas (SHWARZBOLD, 2000).

Como todo ecossistema, os rios envolvem uma complexa interação da biota com o seu ambiente físico e químico. O fluxo unidirecional da corrente impõe uma grande limitação ao estabelecimento dos organismos no ambiente lótico. Para se fixar e colonizar este ambiente, a biota apresenta estratégias adaptativas de morfologia do corpo, comportamento de mobilidade e orientação dentro do rio (SILVEIRA, 2004).

A produtividade dos córregos é muitas vezes dependente das folhas terrestres, gramíneas e outros detritos. Este material alóctone pode contribuir para a maior parte dos alimentos e da energia para riachos sombreados. Onde a luz solar consegue

penetrar, a produção autóctone de algas perifíticas, plantas aquáticas superiores e musgos são a base da cadeia alimentar (GOLDMAN & HORNE, 1983).

O perifiton é uma matriz complexa constituída por algas microscópicas, micróbios heterotróficos, fungos, detritos orgânicos e minerais aderidos a um substrato na zona fótica dos ambientes aquáticos, constituindo desta forma um microcosmo funcional que suporta tanto processos autotróficos quanto heterotróficos (produção primária, decomposição e ciclagem de nutrientes). A maioria da biomassa neste biofilme, no entanto, está associada ao componente algal (KOSTEL *et al.*, 1999).

O crescimento das populações, o desenvolvimento econômico e a ampliação das atividades produtivas vêm acelerando o processo de degradação dos recursos hídricos, gerando efeitos sobre a carga de materiais e modificações no curso bem como alterando as características de escoamento, a qualidade da água, a distribuição dos sedimentos e a vida aquática (SCHWARZBOLD, 2000).

Dentre as atividades potencialmente poluidoras dos recursos hídricos, estão aquelas relacionadas à mineração. Um dos impactos ambientais mais marcantes sobre os ecossistemas hídricos é ocasionado pela drenagem ácida de minas (DAM). Neste caso específico, o impacto pode causar uma destruição irreversível do ecossistema aquático. Esse tipo de poluição atinge a região carbonífera de Santa Catarina com impacto sobre três bacias hidrográficas, a bacia do Rio Araranguá, a bacia do Rio Urussanga e a bacia do Rio Tubarão (GTA, 2009) (Figura 1).

O impacto da drenagem ácida na bacia do rio Araranguá atinge 8,29% dos trechos, compreendendo os municípios de Treviso, Siderópolis, Forquilha, Criciúma, Nova Veneza, Maracajá e Araranguá. O rio Araranguá nasce nas encostas da Serra Geral no município de Treviso com o nome de rio Mãe Luzia e passa a denominar-se Araranguá após a confluência com o rio Itoupava. Os rios que apresentam as maiores contribuições de drenagem ácida para a bacia são os rios Mãe Luzia, Sangão e Fiorita.

A bacia do rio Urussanga é o que apresenta a maior proporção em termos de trechos impactados por DAM, com 14,14% de impacto de sua área. A bacia abrange as sub-bacias dos rios Carvão, Deserto, Caeté, América e Urussanga, que são os rios mais afetados por drenagem ácida oriunda da atividade de mineração de carvão. Os municípios afetados são Urussanga, Criciúma, Içara, Cocal do Sul, Morro da Fumaça, Sangão e Jaguaruna. O rio Urussanga é formado a partir da confluência do rio Carvão e



do rio Maior. Os rios que apresentam as maiores contribuições de drenagem ácida para a bacia são os rios Carvão, Caeté e América.

A bacia do rio Tubarão é a que apresenta menor impacto, com 3,08% de trechos impactados pela DAM. A porção da bacia do rio Tubarão impactada com drenagem ácida abrange os municípios de Lauro Muller, Orleans, Pedras Grandes, Tubarão e Capivari de Baixo. O rio Tubarão é formado pela junção dos rios Rocinha e Bonito, na cidade de Lauro Muller. As drenagens que apresentam as maiores contribuições de DAM nesta bacia são os rios Rocinha, Bonito, Cafundo, Lajeado, Palmeiras e Estiva dos Pregos.



**Figura 1. Bacias hidrográficas da Região Carbonífera, Sul de Santa Catarina.**

Fonte: Arquivo do professor Héctor Raúl Muñoz Espinosa - Grupo de Gestão e Pesquisa em Recursos Hídricos (GRUPERH) da Universidade do Sul de Santa Catarina–UNISUL.

No ano de 2000, o Estado de Santa Catarina, a União Federal e as Empresas de Extração de Carvão Mineral foram condenadas a apresentar projetos de recuperação ambiental da região que compõe a Bacia Carbonífera do Sul do Estado, fruto da ação civil pública proposta pelo Ministério Público Federal em 1993. Em 2002 foi aumentado o prazo para cumprimento do disposto na sentença, ampliando-se para 10 (dez) anos o prazo para a recuperação das bacias hidrográficas. Já, em setembro de 2006, as partes apresentaram, em consenso, uma proposta de indicadores ambientais e planos de monitoramento, referindo-se, assim, a uma área total monitorada da Bacia Carbonífera do Sul de Santa Catarina, de 195 mil hectares, região que intercepta as três bacias hidrográficas e 17 municípios no sul do estado. Para isso, foi instituído o Grupo Técnico de Assessoramento (GTA), este grupo é composto por 19 instituições que indicaram seus técnicos para representar os réus (inclusive a União), o SIECESC, o MPF, a FATMA, o DNPM, a CPRM-SGB e os comitês das bacias hidrográficas monitoradas.

## **2.2 Drenagem Ácida de Minas, Origem e Impacto sobre os Ecossistemas Aquáticos**

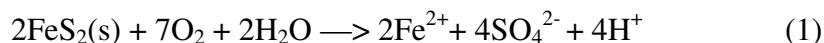
A drenagem ácida de mina (DAM) é resultante da oxidação natural de minerais sulfetados ( $\text{FeS}_2$ ) na presença de ar, de água e da ação de bactérias acidofílicas, produzindo reações autocatalíticas, acidificação da água e dissolução de metais. Esse fenômeno pode ocorrer tanto em minas subterrâneas como em minas a céu aberto, desativadas ou em operação bem como bota-fora de estéreis e rejeitos de beneficiamento. A DAM geralmente está associada à mineração de carvão, como no caso do presente trabalho, ou de sulfetos polimetálicos. Essa acidificação causa graves impactos nos recursos hídricos e crescimento vegetal, atingindo o ecossistema como um todo (KONTOPOULOS, 1998). Quanto maior o conteúdo de pirita no carvão e nas rochas expostas, maior é o potencial de geração de acidez. A alteração do pH das águas libera os elementos tóxicos que ficam dissolvidos, aumentando os riscos para os seres vivos (MONTEIRO, 2004).

### **2.2.1 Reações da geração de acidez**

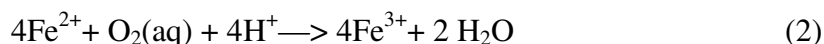
De acordo com Kontopoulos (1998), a drenagem ácida resulta de uma série complexa de reações químicas envolvendo mecanismos diretos, indiretos e ação

microbiana. Algumas reações de oxidação resultam na geração de ácido, enquanto outras resultam na dissolução e mobilização de metais.

A pirita é o principal mineral responsável pela geração de acidez. Esse mineral, em contato com ar e água dá origem as seguintes reações (SALOMONS, 1995; KONTOPOULOS, 1998):

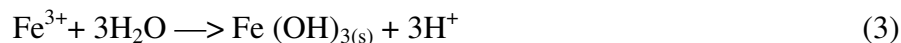


A reação (1) produz acidez,  $\text{Fe}^{2+}$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ . Se o potencial de oxidação for mantido, a oxidação do íon  $\text{Fe}^{2+}$  para  $\text{Fe}^{3+}$  ocorrerá, consumindo parte da acidez da pirita pelos íons  $\text{H}^+$ :

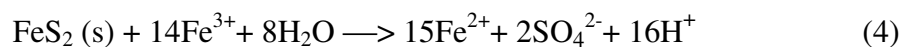


A reação (2) ocorre abioticamente em valores de pH mais elevados (acima de 4,5) e diminui à medida que o pH decresce. Em valores de pH menores que 3,5 a oxidação do íon ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ) somente em presença de oxigênio, passa a ser muito baixa. Entretanto, a reação pode ser acelerada pela ação de bactérias quimiolitotróficas acidófilas do gênero *Acidithiobacillus* e *Leptospirillum* (entre outras). Essas bactérias catalisam bioquimicamente a reação, que pode ser acelerada em até  $10^6$  vezes. Os gêneros acima são ativos em pH 1,4 a 4,0 e temperaturas entre 5 e 35°C, sendo que as condições ótimas estão em pH 2,0 e temperatura entre 30 e 35°C.

O  $\text{Fe}^{3+}$  gerado na reação (2) poderá ter duas destinações. Se o pH da solução é maior do que 3, o  $\text{Fe}^{3+}$  irá hidrolisar precipitando na forma de hidróxido e gerando acidez, conforme a equação (3):



A outra possibilidade, é que o  $\text{Fe}^{3+}$ , gerado na reação (2), poderá oxidar a pirita ( $\text{FeS}_2$ ) pela reação indireta:

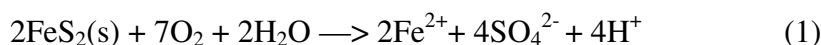


O  $\text{Fe}^{2+}$  resultante da reação será oxidado para  $\text{Fe}^{3+}$  pela reação (2) e estará novamente disponível para oxidar a pirita, entretanto o fenômeno em um ciclo crescente é conhecido como autocatálise. O ciclo permanece até que toda pirita acessível aos agentes de reação tenha sido consumida. O baixo pH da água aumenta a solubilização de metais. No caso da mineração de carvão, além do ferro, a drenagem ácida de mina apresenta valores significativos de alumínio, manganês e zinco. Pode também apresentar traços de cobre, níquel, cromo, chumbo e outros metais.

Assim, resumidamente, a geração de DAM pode ser dividida em três etapas:

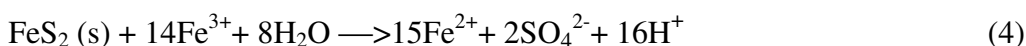
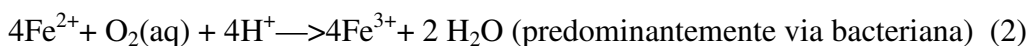
### **Estágio 1 – pH neutro até 4,5**

A oxidação da pirita ocorre abioticamente. Por causa da baixa concentração de  $\text{Fe}^{3+}$ , a oxidação indireta da pirita não é importante nesse estágio. O ácido produzido pode ser consumido pelas reações de neutralização com minerais básicos existentes no corpo do minério. Nesse pH, como a solubilidade do ferro é limitada, vai ocorrer a precipitação do hidróxido férrico (precipitado amarelo/alaranjado). Uma vez que a alcalinidade é diminuída, o pH irá cair. As reações predominantes são:



### **Estágio 2 – pH 4,5 até pH 2,5**

A oxidação abiótica diminui ao final do estágio (1), a oxidação bacteriana pelo *Acidithiobacillus ferrooxidans* (entre outras bactérias) se torna dominante, permitindo que as seguintes reações ocorram a alta velocidade:

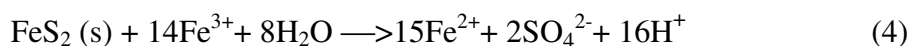
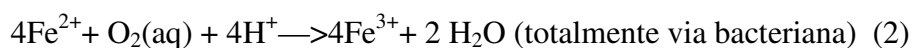


A oxidação da pirita passa predominantemente do mecanismo direto para o mecanismo indireto. Em pH menor do que 3,0 há um aumento na solubilidade de  $\text{Fe}^{3+}$ , resultando na diminuição da precipitação do hidróxido férrico. Assim, ocorre um aumento na atividade do  $\text{Fe}^{3+}$  em solução, o que acelera mais o processo de oxidação

indireta. O resultado do estágio (2) é a produção de uma água ácida com pH entre 4,5 e 2,5, concentração elevada de sulfato, acidez e ferro total. Porém a relação  $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$  ainda é baixa.

### **Estágio 3 – pH inferior a 2,5**

O processo ocorre predominantemente pelo mecanismo indireto. A oxidação do  $\text{Fe}^{2+}$  para  $\text{Fe}^{3+}$  é totalmente via ação bacteriana.



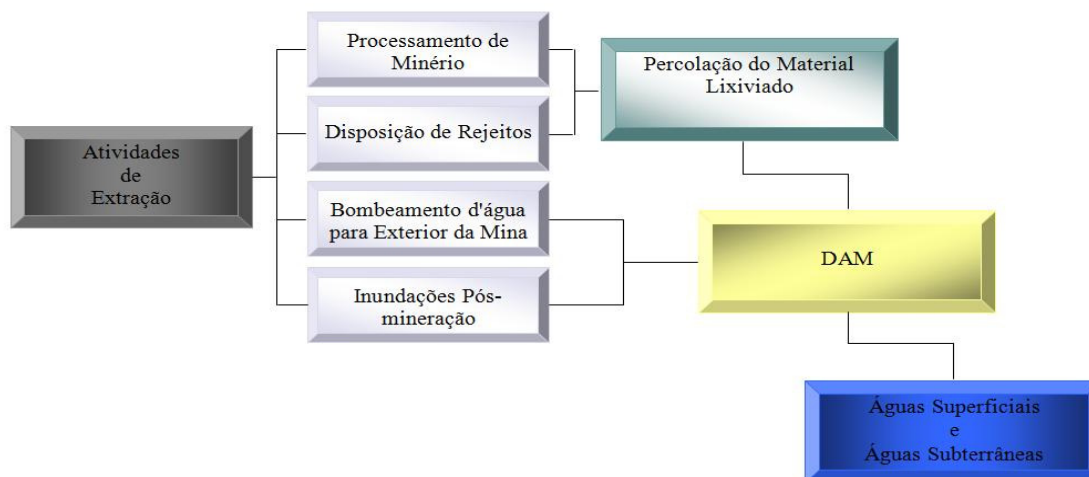
O resultado do estágio (3) é a produção de uma água ácida com pH menor que 2,5 bem como altas concentrações de sulfato, acidez, ferro total, relação  $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$  e metais dissolvidos, tais como, alumínio, zinco, manganês entre outros.

## **2.2.2 Impacto no ecossistema aquático**

As operações da mineração de carvão (Figura 2) podem ocasionar alterações na qualidade da água e, por consequência, danos à fauna e flora, com destruição quase irreversível dos ecossistemas terrestres e aquáticos.

De acordo com Alexandre *et al.* (1995), a poluição hídrica causada pelas drenagens ácidas é provavelmente o impacto mais significativo das operações de mineração, beneficiamento e re-beneficiamento, fato este que tem demonstrado significativo impacto nas três bacias hidrográficas da Região Carbonífera de Santa Catarina: a Bacia do Rio Araranguá, do Rio Tubarão e do Rio Urussanga.

Os impactos oriundos das atividades de extração mineral devem-se ao fato de que as escavações e operações relacionadas à mineração, alteram o sistema hídrico subterrâneo, interrompendo ou acelerando o fluxo hidrogeológico. Nas galerias e salões do subsolo, ocorre a passagem de água (oriunda de lençóis freáticos) que aflora na superfície (Figura 3). Já em relação ao beneficiamento de minérios, com a disposição dos rejeitos em bacias de contenção para posterior descarga. A percolação de material lixiviado das pilhas formadas nas bacias pode causar a poluição tanto das águas superficiais como as subterrâneas pela DAM.



**Figura 2. Esquema mostrando as diferentes atividades da mineração e o processo de geração da DAM.**



**Figura 3. Boca de mina da Unidade Verdinho da Carbonífera Criciúma – SC.**  
 Fonte: Arquivo da empresa Carbonífera Criciúma S.A. – SC.

De acordo com Rubio & Silva (2009), ocorrem nos corpos hídricos da Bacia Carbonífera catarinense dois tipos de DAM. A primeira, denominada DAM fresca, ocorre principalmente em zonas de fluxo corrente de água, onde o material piritoso ( $\text{FeS}_2$ ) e a água mantêm contato por um curto período de tempo. Já a DAM característica das regiões ativas de mineração (bacias de rejeitos e lagoas de contenção) é chamada de bruta, ou carregada, pois mantém um contato longo com o rejeito, dissolvendo os metais, baixando o pH e aumentando a acidez do efluente.

Os ambientes aquáticos normalmente enquadram-se no intervalo de pH típico entre 6,0 e 9,0, o qual é considerado determinante para a vida dos ecossistemas

aquáticos. Nesses ambientes a alcalinidade e a acidez são controladas pelo sistema tampão carbonato-bicarbonato (MELLADO & GALVÍN, 1999). Na DAM as condições são extremas, pois a acidez acaba com a capacidade de tamponamento do ecossistema aquático e diminui a biodiversidade. A precipitação de ferro férrico como hidróxido férrico em córregos afetados pela DAM, bloqueia a luz solar cobrindo o leito com um sedimento grosso alaranjado, limitando assim a fotossíntese e perturbando o ecossistema (Figura 4). Ainda, os metais dissolvidos podem apresentar efeitos tóxicos sobre a biota (MONTEIRO, 2004).



**Figura 4. Córrego afetado pela DAM coberto com lodo férrico.**  
Fonte: Autora, 2009.

Segundo Das *et al.* (2009), muitos corpos d'água associados à drenagem ácida de minas são considerados como de baixa concentração de nutrientes, apesar de uma alta concentração de amônia poder estar presente na interface água/sedimento. A biodiversidade planctônica em águas ácidas é determinada pela química da água, enquanto que a biomassa algal é mais claramente relacionada ao grau de eutrofização.

Segundo Valente & Gomes (2007), do ponto de vista ecológico a DAM é um ambiente extremo, pois, impõe estresse à maioria dos organismos. Os valores muito baixos de pH ( $\text{pH} < 3$ ), a alta concentração de metais em solução, a presença de colóides de ferro, e a deficiência de carbono inorgânico e fósforo são as características gerais da DAM que contribuem para condições de estresse. A presença desses elementos na água

impossibilita a sobrevivência e desenvolvimento da maioria das espécies aquáticas, tais como peixes e outros organismos dos ecossistemas aquáticos.

O pH pode ser considerado umas das variáveis ambientais mais importantes em ecossistemas aquáticos, uma vez que interfere no tipo de comunidade biótica, em processos bioquímicos, no balanço de CO<sub>2</sub>, na solubilidade dos sais e na especiação geoquímica dos metais, condicionando a biodisponibilidade dos mesmos no ambiente aquático. Com o decréscimo do pH, os íons metálicos encontram-se disponíveis e podem entrar na cadeia trófica, ocasionando um risco à saúde humana (SCHNEIDER, 2006). Ainda, segundo DeNicola & Stapleton (2002), com a diminuição do pH, o aumento da concentração de metais dissolvidos e uma elevada quantidade de precipitação de metal (hidróxido de ferro, principalmente), causada pelo escoamento da DAM em córregos, ocorre uma redução drástica na abundância e diversidade de macroinvertebrados bentônicos.

Em Criciúma, região carbonífera de Santa Catarina, é possível observar mananciais e lagos contaminados (Figura 5), abastecidos pela passagem da água da chuva pelas pilhas de rejeitos de minérios, sendo que os valores de pH nestas águas varia entre 2,0 e 3,0, mostrando também altas concentrações de sulfato.



**Figura 5. Lagoa Língua do Dragão, Siderópolis – SC.**

Fonte: Autora, 2009.

Por essas razões, em 1980 a Bacia Carbonífera Sul Catarinense foi classificada como a XIV Área Crítica Nacional para Efeito de Controle de Degradação Ambiental (CASTILHOS *et al.*, 2003).



### 2.3 Controle da Drenagem Ácida de Minas

Atualmente, grandes esforços têm sido realizados para minimizar o impacto ambiental da mineração de carvão na região Carbonífera de Santa Catarina, principalmente no sentido de controlar a geração e desenvolver tecnologias de tratamento da DAM.

Os métodos de controle da DAM podem ser classificados em métodos preventivos, de controle da mitigação e remediação (KONTOPOULOS, 1998). O quadro I apresenta um resumo geral dos métodos aplicados.

**Quadro I - Resumo geral dos métodos aplicados ao controle da DAM.**

<b>Métodos Preventivos</b>	Remoção/isolamento de sulfetos Exclusão de Oxigênio por cobertura de água Exclusão de Oxigênio por cobertura seca Aditivos alcalinos Bactericidas
<b>Métodos de Contenção</b>	Prevenção do fluxo de água Paredes reativas porosas Disposição em estruturas de contenção
<b>Métodos de Remediação</b>	<b>Sistemas Ativos</b> Neutralização e precipitação (hidróxidos ou sulfetos) Adsorção/Troca iônica Osmose reversa Eletrodiálise  <b>Sistemas Passivos</b> Filtro aeróbico de calcário Dreno anóxico de calcário Barreira permeável reativa Banhado construído (Wetland) Reator de fluxo vertical

Fonte: adaptado de Kontopoulos, 1998.

No controle, mitigação ou mesmo a suspensão deste processo poluidor, deve-se levar em consideração fatores como, por exemplo, melhor acondicionamento dos rejeitos ainda reativos, melhor gestão dos efluentes gerados pela atividade, para a escolha das melhores técnicas e práticas disponibilizadas pela ciência. Na região Carbonífera de Santa Catarina, algumas outras ações também têm sido recentemente

investigadas. Uma delas é o método de coberturas secas, que vem demonstrando excelentes resultados em unidades experimentais (SOARES *et al.*, 2009). Outra é o retorno do rejeito para as minas subterrâneas, método conhecido como “backfill” (MIAO *et al.*, 2008). Para o tratamento da DAM, o processo ativo por neutralização/precipitação tem sido o preferido pelas empresas de mineração de carvão no Brasil. O processo de separação sólido-líquido varia, sendo aplicados em lagoas de sedimentação, decantadores convencionais, decantadores de lamelas e unidades de flotação por ar dissolvido. Os processos, de modo geral, foram recentemente implantados, mas apresentam bom nível de desempenho. (SILVEIRA *et al.*, 2009; RUBIO & SILVA, 2009). Na região Carbonífera de Santa Catarina essas tecnologias vêm sendo implementadas em diferentes escalas de tratamento e controles, conforme apontado na Tabela I.

**Tabela 1 - Volume de efluente tratado pelas empresas carboníferas em 2008.**

Empresa	Unidade	Método de separação sólido / líquido	Capacidade de tratamento [m <sup>3</sup> /h]	Volume tratado [m <sup>3</sup> ]
Cooperminas	Mina 03	Sedimentador de lamelas	200,00	1.401.600
	Mel	Bacia de sedimentação	150,00	109.500,00
Metropolitana	Caixa de Embarque	Flotação	12,00	52.560,00
	Esperança/Fontanella	Flotação	270,00	938.660,00
	Ingusa	Bacia de sedimentação	50,00	98.550,00
Criciúma	UM II - Verdinho	Bacia de sedimentação	1.200,00	5.174.420,00
	Barro Branco	Bacia de sedimentação	125,00	399.168,00
Rio Deserto	Novo Horizonte	Bacia de sedimentação	150,00	95.288,00
	Cruz de Malta	Bacia de sedimentação	150,00	7.080,00
Minageo	Santa Augusta	Bacia de sedimentação	20,80	90.711,00
<b>Volume de Efluente Tratado em 2008 [m<sup>3</sup>]</b>				<b>8.367.537,00</b>

Fonte: adaptado de GTA (2009)

Ainda, estudos têm sido conduzidos para a recuperação de produtos a partir da pirita presente em rejeitos de carvão e substâncias presentes na drenagem ácida de minas. Entre esses produtos pode-se incluir o sulfato ferroso (VIGÂNICO, 2009); gesso (MADEIRA, 2010), óxidos de ferro e pigmentos (SILVA *et al.*, 2009; MADEIRA, 2010) e coagulantes (MENEZES, 2009; COLLING *et al.*, 2009).

Todas essas ações, mesmo que recentes, têm proporcionado melhorias nos recursos hídricos, levando à modificação nos ecossistemas aquáticos e a processos de

recuperação ecológica. Porém, poucos estudos têm sido feitos sobre a biota nestes ambientes aquáticos e o seu papel na recuperação de áreas degradadas. Deve-se, contudo, observar que nem todo o impacto ambiental nos recursos hídricos da região é ocasionado pela mineração de carvão, os quais sofrem também ação poluidora por esgotos urbanos, atividades agropecuárias e atividades industriais diversas.

#### **2.4 Estudos de Comunidades Perifíticas em Ambientes Ácidos**

As algas são organismos importantes a serem utilizadas na classificação ecológica dos mananciais, dada a sua presença em quase todos os habitats de águas doces. Apresentam um papel essencial na ciclagem de nutrientes, constituindo a base da maioria das cadeias alimentares aquáticas. De acordo com STEVENSON & SMOL (2003) algas demonstram sensibilidade às condições ambientais bem como sua diversidade é capaz de fornecer avaliações precisas sobre as condições físicas, químicas e biológicas do ambiente.

A comunidade perifítica desempenha importante papel no metabolismo de ambientes aquáticos continentais, apresentando taxas de produção, decomposição e reposição contínuas (STEVENSON, 1997). O perifiton desempenha por ser primariamente autotrófico, papel fundamental nos ecossistemas aquáticos, promovendo o intercâmbio entre os componentes químicos, físicos e biológicos (LOWE & PAN, 1996).

Conforme Bray (2007), as algas são proeminentes em muitos ecossistemas impactados pela DAM, que tendem a ter uma diversidade muito baixa e muitas vezes dominada por poucas espécies, freqüentemente com alta biomassa e produtividade. A influência da acidez na diminuição da diversidade biológica tem sido documentada, apesar dos índices de alta produtividade registrados (NIYOGI *et al.*, 2002). Portanto, os ecossistemas aquáticos atingidos pela DAM é estruturalmente um ecossistema simples, dominado por organismos acidofílicos e ácido-tolerantes.

Segundo Verb & Vis (2001) estudos sobre as respostas da comunidade de algas para a acidificação (natural e experimental) têm se concentrado principalmente sobre o aumento ou diminuição da biomassa da comunidade como uma medida da função da comunidade. Muitos estudos relacionam a produção de algas com respostas positivas à acidificação moderada (pH ~ 4,5). Do mesmo modo, estudos mostram que há correlação entre a diminuição do pH e aumento do cultivo de macroalgas (KINROSS *et al. apud*

VERB & VIS, 2001). Porém, poucas investigações vêm sendo realizadas em relação aos gradientes de acidez causados pela DAM e assembléias dessas comunidades de macroalgas.

As comunidades perifíticas são influenciadas nos córregos pela intensidade da luz, nutrientes, temperatura, velocidade da correnteza, distúrbios físicos, tipo de substrato, de concorrência e de pastagem de invertebrados. No entanto, em sistemas de recepção de drenagem ácida de mina (DAM), as características químicas das águas receptoras são de extrema importância e podem afetar fortemente a diversidade de algas e estrutura da comunidade (BRAY *et al.*, 2008).

Contudo, estudos mostram que os ambientes fortemente impactados pela DAM geralmente apresentam uma comunidade perifítica previsível. Sendo as algas acidofílicas e ácido-tolerantes as mais bem sucedidas, acentuando o aumento da abundância de alguns táxons. Nestes ambientes, o baixo pH, altas concentrações de metais dissolvidos (representada pela alta condutividade) e as elevadas taxas de deposição de óxido de metal estão associados com a redução da diversidade e alteração da estrutura da comunidade perifíticas (BRAY *et al.*, 2008; NIYOGI *et al.* 2002; VERB & VIS 2001).

A identificação de algas existentes em recursos hídricos acidificados pela mineração tem sido alvo de estudos em várias regiões do mundo, incluindo Hocking River (Ohio, EUA) (Verb & Vis, 2001), Valdarças (Portugal) (Valente, 2004), Rio Tinto (Espanha) López-Archilla *et al.* (2001) e Nova Zelândia (Bray, 2007). De modo geral, essas pesquisas destacam a interação entre fatores como o pH, condutividade, concentração de metais dissolvidos, a deposição de óxidos metálicos com a biodiversidade e produção primária.

Valente (2004) realizou um estudo em Valdarças, Portugal, em uma DAM que apresentava uma estreita faixa de pH, entre 2.0 a 3.8. Em termos gerais, o efluente de Valdarças era ácido, sulfatado e com concentrações elevadas de ferro (em especial  $Fe^{3+}$ ), cálcio e alumínio. O ecossistema era simples, com pouca biodiversidade. Apresentava cinco classes e seis gêneros ou espécies, apresentados no Quadro II. A predominância era da divisão Chlorophyta.

**Quadro II Ocorrência de algas em Valdearcas, Portugal (VALENTE, 2004)**

Divisão	Classe	Gênero/Espécie
Chlorophyta	Chlorophyceae	<i>Characium</i> sp. <i>Mougeotia</i> sp.
	Ulvophyceae	<i>Klebsormidium</i> sp.
Xanthophyta	Xanthophyceae	<i>Characiopsis</i> sp.
Heterokontophyta	Bacillariophyceae	<i>Eunotia</i> sp.
Euglenophyta	Euglenophyceae	<i>Euglena mutabilis</i>

Também na Península Ibérica, López-Archilla *et al.* (2000) avaliaram a situação no ambiente extremo no Rio Tinto, de pH muito baixo (2,2) e altas concentrações de metais (valores médios de Fe de 2,3 g/L, Zn de 0,22 g/L e de Cu de 0,11 g/L). Esse ecossistema também apresenta uma baixa diversidade, como apresentado no Quadro III, distribuída em seis classes e seis gêneros ou espécies, com dominância da divisão Chlorophyta.

**Quadro III - Ocorrência de Algas no Rio Tinto, Espanha (LÓPEZ- ARCHILLA *et al.*, 2000)**

Divisão	Classe	Gênero/Espécie
Chlorophyta	Chlorophyceae	<i>Chlorella acidophila</i> <i>Chlorella</i> sp.
	Ulvophyceae	<i>Klebsormidium</i> sp.
	Conjugatophyceae	<i>Zygnema</i> sp.
Heterokontophyta	Bacillariophyceae	
Rhodophyta	Bangiophyceae	<i>Galdieria sulphuraria</i>
Euglenophyta	Euglenophyceae	<i>Euglena mutabilis</i>

Um levantamento da diversidade das comunidades de algas da Costa Oeste da Nova Zelândia foi realizado por Bray (2007), em locais cujos valores de pH variavam entre 2,7 a 7,6 e condutividade entre 17,9 a 1220  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . Pela variação de pH ser maior, a deposição de hidróxido de ferro estava presente em muitos dos locais observados. Possivelmente pela mesma razão (maior variação da faixa de pH), esse ecossistema apresentava uma maior diversidade de algas, distribuído em cinco classes e dezenove gêneros ou espécies, como mostrado no Quadro IV. Também se percebeu a dominância da divisão Chlorophyta.

**Quadro IV - Ocorrência de algas na Costa Oeste da Nova Zelândia (BRAY, 2007).**

Divisão	Classe	Gênero/Espécie
Cyanophyta	Cyanophyceae	<i>Chamaesiphon cf. incrustans</i> Grunow <i>Gloeocapsa</i> sp. <i>Heteroleibleinia purpurascens</i> <i>Pseudanabaena</i> sp.
Chlorophyta	Chlorophyceae	<i>Characium</i> sp. <i>Klebsormidium</i> <i>Microspora</i> <i>Microthamnion kuetzingianum</i> Nägeli <i>Mougeotia</i> sp. <i>Oedogonium</i> sp. <i>Zygnema cf. cylindrospermum</i>
Heterokontophyta	Bacillariophyceae	<i>Cymbella kappi</i> Cholnoky <i>Frustulia rhomboides</i> var. <i>crassinerva</i> (Brebisson) Ross. <i>Gomphonema parvulum</i> (Kutz) Grun. <i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs <i>Navicula capitoradiata</i> Germain
Rhodophyta	Bangiophyceae	<i>Batrachospermum atrum</i> (Hudson) Harvey <i>Batrachospermum 'chantransia'</i> stage
Euglenophyta	Euglenophyceae	<i>Euglena mutabilis</i> Schmidt

Da mesma forma, no levantamento feito em Hocking River, Ohio, por Verb & Vis (2001), houve grande variabilidade nas medidas físicas, químicas e físico-químicas das águas. Os valores de pH dos locais de amostragem variaram de 2,6 a 8,2 e os valores de condutividade de 152 a 409  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . O Fe e Al foram encontrados em concentrações mais elevadas nos locais que apresentaram baixos níveis de pH. Já em relação à diversidade, as espécies distribuíram-se em cinco classes e vinte e um gêneros ou espécies. O predomínio foi de táxons pertencentes à Chlorophyta (Quadro V).

**Quadro V - Ocorrência de algas em Hocking River, Ohio, EUA. (VERB & VIS, 2001)**

Divisão	Classe	Gênero/Espécie
Cyanophyta	Cyanophyceae	<i>Anabaena</i> sp. <i>Oscillatoria</i> <i>Phormidium</i>
Clorophyta	Chlorophyceae	<i>Chaetophora elegans</i> (Roth) C. Agardh <i>Chara braunii</i> Gmelin <i>Chlamydomonas</i> sp. <i>Cladophora glomerata</i> (L.) Kütz <i>Draparnaldia</i> <i>Klebsormidium rivulare</i> <i>Microspora</i> <i>Mougeotia</i> sp. <i>Oedogonium</i> sp. <i>Oedogonium gracilius</i> (Wittr.) Tiffany <i>Spirogyra</i> spp. <i>Stigeoclonium stagnatile</i> <i>S. subsecundum</i> Kütz. <i>Ulothrix</i>
Xanthophyta	Vaucheriaceae	<i>Vaucheria</i>
Heterokontophyta	Bacillariophyceae	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenb.) Simonsen <i>Melosira varians</i> C. Ag.
Rhodophyta	Bangiophyceae	<i>Batrachospermum</i>

Entretanto, poucos estudos sobre a biota em ecossistemas aquáticos impactados com DAM têm sido realizados no Brasil.

No Estado do Rio Grande do Sul, Raya-Rodriguez *et al.* (2000) empregaram a contagem de bactérias heterotróficas como meio para avaliar a qualidade das águas em ambientes lóticos receptores da drenagem de mineração do carvão da microrregião carbonífera do Baixo Jacuí. O estudo demonstrou que houve variação na contagem de bactérias nos locais estudados. Sendo que a estação de condições mais naturais apresentou o maior valor médio detectado de números de colônias de bactérias. Corroborando com estudos sobre contagem de bactérias heterotróficas, que traduzem informações sobre a qualidade das águas, sendo que quanto mais distante de ambientes naturais das biocenoses, menor é o número de bactérias.

Por sua vez, também no rio Grande do Sul, Miranda & Schwarzbald (2000) estudaram a estrutura da comunidade de algas perifíticas em seis estações da microrregião carbonífera do Baixo Jacuí. Observaram que o aumento de gradiente de

poluição gerado pela DAM acarretou em mudanças nas características estruturais da comunidade perifítica, bem como redução na riqueza e composição específica, e presença de espécies acidófilas e acidobiônicas. Os resultados obtidos na relação comunidade de algas perifíticas conjuntamente com as variáveis físicas, químicas e físico-químicas pode-se caracterizar as estações como de baixo impacto, intermediário e de alto impacto de poluição.

Em Santa Catarina, Freitas *et al.* (2009) estudaram ambientes impactados pela DAM na Região Carbonífera, evidenciando a baixa biodiversidade e a dominância de táxons típicos como as clorofíceas (Chlorophyta), como demonstrado em locais impactados em todo mundo. Os autores identificaram várias espécies de algas, entre as quais a alga verde filamentosa *Microspora*, que se apresentou abundante na maioria dos locais amostrados.



### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 Área de Estudo – Localização e Clima

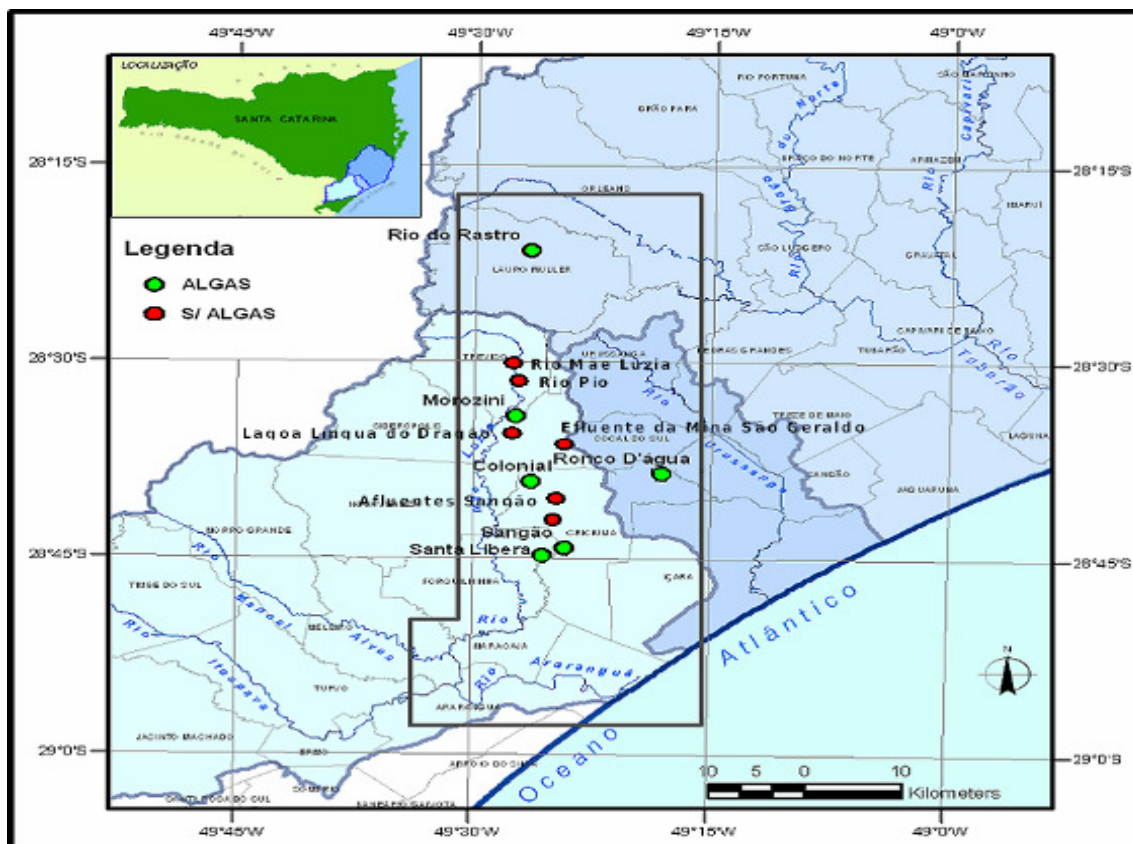
A Bacia Carbonífera de Santa Catarina, constituída das bacias do Rio Tubarão, Rio Araranguá e do Rio Urussanga, está localizada a sudeste do estado. Estende-se das proximidades de Morro dos Conventos – Arroio Silva, no litoral ao sul, até as cabeceiras do rio Hipólito, ao norte. No limite oeste, atinge Nova Veneza, e a leste, a linha natural de afloramento vai até Lauro Müller e Brusque do Sul. A Bacia possui um comprimento conhecido de 95 km e uma largura média de 20 km, compreendida na área delimitada pelas coordenadas 28°11' a 29°03' de latitude sul e 49°10' a 49°37' de longitude oeste. Abrange os municípios de Orleans, Lauro Müller, Urussanga, Siderópolis, Treviso, Cocal do Sul, Içara, Morro da Fumaça, Criciúma e Forquilha (CETEM, 2000). A bacia do Rio Tubarão apresenta sérios focos de degradação ambiental, causados por diversas fontes poluidoras (efluentes e resíduos industriais - feculários, vinícolas, olarias, curtumes, cerâmicas, química, de adubos, mecânico-metalúrgica e da extração de fluorita - agrícolas e domésticas), com destaque para os rejeitos da extração e beneficiamento do carvão, o que a situa entre as três áreas críticas do Estado. Assim, os níveis de acidez, a concentração de sulfatos, ferro, alumínio e sólidos totais encontram-se muito alterados. Os rios Araranguá e Urussanga apresentam também elevados níveis de comprometimento qualitativo, decorrentes da contaminação por agrotóxicos, esgotos domésticos, efluentes industriais e, principalmente, por resíduos da extração de carvão. Neste contexto, o rio Urussanga é o que apresenta a pior situação qualitativa na sub-bacia.

O clima da área de estudo é o subtropical úmido com verão quente (Cfa), pela classificação de Köppen. A precipitação total média é 1600 mm, sem estação seca definida; as chuvas são bem distribuídas ao longo do ano, com totais mensais variando de 80 mm a 200 mm. Os regimes dos rios de Santa Catarina são comandados, via de regra, pelo regime pluviométrico. O comportamento da grande maioria deles, de acordo com a distribuição de chuvas representada por dois índices máximos (na primavera e no final do verão) e por índices mínimos (registrados no início do verão e no outono), mostra nitidamente características de regime subtropical. A temperatura média anual é

19°C, sendo que as médias mensais variam de 15°C no inverno a 24°C no verão, com possível ocorrência de geada (EPAGRI, 2010).

### 3.2 Locais de Estudo e Periodicidade de Amostragem

O presente estudo foi conduzido em doze ambientes aquáticos da bacia Carbonífera de Santa Catarina localizados nos Rios Tubarão, Rio Araranguá e Urussanga, conforme os pontos marcados na Figura 6. Para fins comparativos de ecossistemas, foram escolhidos seis ambientes que apresentavam perifiton e seis ambientes sem perifiton. Os pontos escolhidos foram baseados no sistema de monitoramento do SIECESC (Sindicato das Indústrias de Extração de Carvão do Estado de Santa Catarina), que desde 2002 analisa de forma sistemática variáveis físicas, químicas e físico-química da água de 140 pontos nas bacias hidrográficas acima referidas. Foram realizadas amostragens nos períodos de julho/09, outubro/09, dezembro/09 e abril de 2010. As Tabelas 2 e 3 apresentam as coordenadas geográficas dos locais com perifiton e sem perifiton, respectivamente. As Figuras 7 e 8 mostram imagens dos pontos de amostragem.



**Figura 6 – Mapa da área de estudo.**

Em verde, os locais amostrados com a presença de perifiton (Rio Ronco D'água, Córrego Santa Líbera, Mina Antiga Barro Branco, Colonial, Afluentes do Rio Sangão e Rio Morozini). Em vermelho, os locais amostrados com ausência de perifiton (Rio Mãe Luzia, Rio Pio, Língua do Dragão, Efluente da Mina São Geraldo, Rio Sangão e Afluentes do Rio Sangão).

Tabela 2 - Coordenadas geográficas dos ambientes com presença de perifiton.

Local	Coordenadas (UTM)		Bacia Hidrográfica
	E	N	
Rio Ronco D'água	665863	6830564	Urussanga
Córrego Santa Líbera	653601	6819189	Araranguá
Mina Antiga Barro Branco Colonial	652513	6862242	Tubarão
Afl. do Rio Sangão (PP – Presença Perifiton)	657065	6832603	Araranguá
Rio Morozini	655849	6820081	Araranguá
	658040	6831594	Araranguá



Figura 7 – Locais amostrados com presença de perifiton.

Rio Ronco D'água (A), Córrego Santa Líbera (B), Mina Antiga Barro Branco (C), Colonial (D), Afl. do Rio Sangão (E) e Rio Morozini (F). Fonte: Autora, 2009.

**Tabela 3 - Coordenadas geográficas dos ambientes sem presença de perifiton.**

Local	Coordenadas (UTM)		Bacia Hidrográfica
	E	N	
Rio Mãe Luzia	650784	6846207	Araranguá
Rio Pio	650421	6842681	Araranguá
Lagoa Língua do Dragão	650576	6836009	Araranguá
Efl. da Mina São Geraldo	656402	6832816	Araranguá
Rio Sangão	655205	6829627	Araranguá
Afl. do Rio Sangão	654742	6829452	Araranguá

**Figura 8 - Locais amostrados sem presença de perifiton.**

Rio Mãe Luzia (1), Rio Pio (2), Língua do Dragão (3), Efluente da Mina São Geraldo (4), Rio Sangão (5) e Afl. do Rio Sangão (6). Fonte: Autora (2009).

### 3.3 Análises Físicas, Físico-químicas e Químicas da Água e Tipo de Substrato.

Para a caracterização dos ambientes com perifiton foram medidas e analisadas as seguintes variáveis: vazão, pH, acidez, sulfato, condutividade elétrica, cor, turbidez, potencial redox, nitrogênio total, fósforo total, temperatura e metais dissolvidos como Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Pb, Cr, Ni, Cd, Mg e Ca. Para os ambientes sem perifiton, foram medidas e analisadas as seguintes variáveis: vazão, pH, acidez, sulfato, condutividade elétrica, turbidez, Fe, Al e Mn (dissolvidos). As medidas de pH, temperatura e condutividade elétrica da água foram realizadas no momento da coleta. As medidas de pH e potencial redox foram realizadas com eletrodos específicos e em equipamento previamente calibrado. As medidas de potencial redox foram feitas com eletrodo combinado de platina e as de pH com eletrodo de vidro: em ambos, Ag:AgCl [KCl] = 3 mol/L. A vazão foi medida pela multiplicação da velocidade de escoamento, medido com um molinete, pela seção do corpo d'água. Para fósforo total, nitrogênio total as amostras foram coletadas na superfície em frascos de polietileno de 1000 mL, acondicionados em caixa de isopor contendo gelo e encaminhados ao laboratório Bioensaios. Todos os procedimentos de amostragens e análises foram realizadas seguindo os procedimentos do "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (APHA, 2005). Os métodos e equipamentos da análise de cada variável estão resumidos na Tabela 3.

**Tabela 4 - Variáveis, métodos, equipamentos e unidades de medida das análises físico-química da água.**

Variável	Análise da Amostra		
	Método	Equipamento	Unidade
pH	Potenciométrico	Digimed DMPH-2	-
Condutividade	Eletrométrico	Analion C702	$\mu\text{S cm}^{-1}$
Eh	Potenciométrico	Digimed DMPH-2	mV
Vazão	-	Molinete Gurley	L/s
Cor	Colorimétrico		Hazen
Turbidez	Turbidimétrico	Servilab TB1000	NTU
Acidez	Titulométrico	-	mg de $\text{CaCO}_3/\text{L}$
Sulfato	Turbidimétrico	Servilab TB1000	mg/L
Nitrogênio total	SMEWW4500 $\text{NH}_3 \text{ C}$	-	mg/L
Fósforo total	SM 4500 P E	-	mg/L
Ferro	Absorção atômica	Espectrofotômetro de A. A. Varian 432	mg/L
Alumínio	Absorção atômica	Espectrofotômetro de A. A. Varian 432	mg/L
Manganês	Absorção atômica	Espectrofotômetro de A. A. Varian 432	mg/L
Zinco	Absorção atômica	Espectrofotômetro de A. A. Varian 432	mg/L
Chumbo	Absorção atômica	Espectrofotômetro de A. A. Varian 432	mg/L
Cobre	Absorção atômica	Espectrofotômetro de A. A. Varian 432	mg/L
Níquel	Absorção atômica	Espectrofotômetro de A. A. Varian 432	mg/L
Cálcio	Absorção atômica	Espectrofotômetro de A. A. Varian 432	mg/L
Magnésio	Absorção atômica	Espectrofotômetro de A. A. Varian 432	mg/L

A determinação do tipo de substrato foi feita por análise visual do leito do riacho. Os dados de sombreamento foram tomados com o objetivo de se estimar a quantidade de luz incidente que atinge a superfície da água. A análise desta variável foi feita de acordo com os procedimentos descritos por DeNicola *et al.*, (1992), onde se enquadram quatro classes de sombreamento (aberto, parcialmente sombreado, sombreado e fortemente sombreado).

### **3.4 Identificação e Quantificação das Algas Perifíticas**

Em cada local de amostragem, coletou-se o perifiton encontrado numa área de 100 cm<sup>2</sup>. O material foi recolhido e acondicionado em garrafas de polietileno de alta densidade (HDPE), previamente ambientadas e preservadas com Lugol, para posterior identificação das algas presentes.

A identificação das algas foi feita ao microscópio óptico com aumento de 1000X, através de fotomicrografias e de consulta a obras taxonômicas básicas, chaves de identificação e descrição (BOLD & WYNNE, 1985; BICUDO & MENEZES, 2006; e periódicos especializados). Em todos os casos só foi possível chegar ao nível taxonômico de gênero.

A quantificação das algas foi efetuada em câmara Sedgewick-Rafter sob microscópio óptico. O procedimento consistiu em pipetar 1 mL de cada amostra para preencher a câmara com dimensões de 50x20x1mm graduada com um retículo de 1mm que subdivide 1mL em 1000µL. Estimou-se o número de células por mililitro a partir da contagem de 5 campos.

### **3.5 Caracterização da Biomassa Algal**

Para análise química da biomassa algal, procedeu-se a lavagem de cada amostra de algas com água de abastecimento seguido de lavagem com água destilada. O excesso de água foi removido por escoamento e realizou-se a quantificação da massa úmida da amostra. Em seguida, a biomassa foi levada à estufa Quimis modelo Q.318-24 para secagem a 60°C até massa constante. Posteriormente, as biomassas foram então moídas em um moinho de planetário (moinho de bolas) Fritsch, modelo Pulverisette 5, para uma granulometria inferior a 60 mesh, seguindo o esquema apresentado na Figura 9. As Figuras 10 e 11 mostram, respectivamente, o aspecto da biomassa úmida e seca.

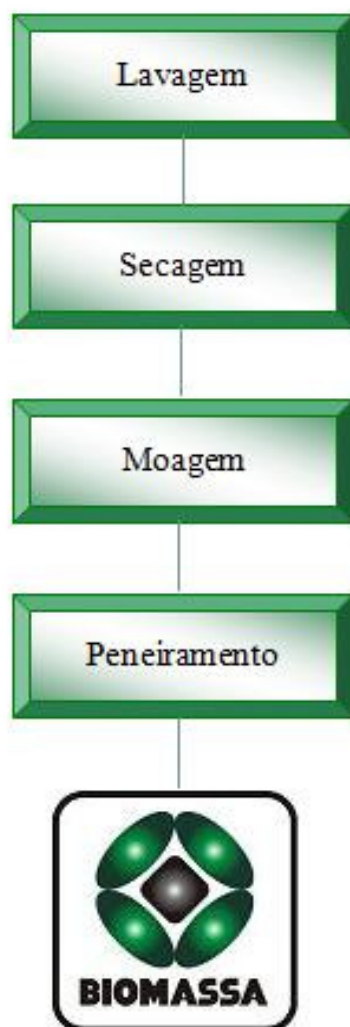


Figura 9 - Esquema da preparação da biomassa



**Figura 10 - Foto da biomassa de algas úmida.**

Fonte: Autora, 2009.



**Figura 11 - Foto da biomassa de algas seca e moída.**

Fonte: Autora, 2009

O pó da biomassa algal foi caracterizado em termos da composição bioquímica e elementar. A caracterização da composição bioquímica dos biomateriais foi realizada em termos de proteínas, óleos e graxas, carboidratos e cinzas. As análises de proteínas foram realizadas pelo método de Kjeldahl. O fator de multiplicação empregado para relação nitrogênio-proteínas foi 6,25. Óleos e graxas foram medidos por extração com éter de petróleo em Soxhlet, e o teor de cinzas determinado gravimetricamente por queima a 800°C. O conteúdo de carboidratos foi calculado pela diferença da massa total e a massa de proteínas, óleos e graxas e cinzas. A composição elementar foi realizada em termos de macrocomponentes (S, N, P) e microcomponentes (Fe, Mn, Zn, Cu, Ca e Mg). Todas essas análises seguiram os procedimentos descritos no “Official Methods of Analysis of the Association of Official Agricultural Chemists” (AOAC, 1980).



### 3.6 Análise Estatística Multivariada

Com a finalidade de se obter uma relação das espécies que melhor caracterizam cada estação amostral, realizou-se a análise de Espécies Indicadoras, a partir das 24 áreas. Para tanto, foi elaborada uma matriz binária (presença/ausência), onde foram reunidas as locais de amostragem e os táxons encontrados. Esta análise determina os táxons mais indicativos de cada grupo de amostras, ou seja, aqueles que apresentam preferência por algum dos ambientes estudados, baseada na combinação de valores de abundância e frequência. Os valores indicativos variam de 0 a 100 e foram testados através do teste de Monte Carlo (999 permutações;  $p \leq 0,05$ ), com finalidade de verificar o grau de significância das espécies como indicadoras dos grupos (DUFRENE & LEGENDRE, 1997).

Com o objetivo de evidenciar as variáveis ambientais que melhor explicam a distribuição dos táxons foi aplicada uma Análise de Correspondência Canônica (ACC) como ferramenta. A ACC é usada para analisar questões específicas sobre as respostas das espécies e unidades amostrais às variáveis ambientais. Assim, ao contrário de outras técnicas de ordenação, possibilita uma análise direta de gradientes (TER BRAAK, 1986). A ACC incorpora ordenação e regressão múltipla em uma única técnica e ordena as unidades amostrais de forma a maximizar a distribuição das variáveis bióticas nos eixos em função de sua relação linear com as variáveis ambientais (TER BRAAK, 1986; LOWE & PAN, 1996).

Os dados de densidade dos táxons e as variáveis ambientais sofreram transformação logarítmica [ $\log(x+1)$ ], com exceção de pH, e constituíram as matrizes utilizadas na análise.

As análises foram realizadas através do aplicativo PCOrd versão 4.10 para Windows (McCUNE & MEFFORD, 1999).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No presente capítulo são apresentados os resultados obtidos referentes às análises e observações realizadas nos diferentes locais de monitoramento. Realizou-se a identificação das algas, quando presentes, e sua quantificação. Através de análise multivariada, procurou-se avaliar quais são os principais efeitos relevantes na presença ou não de algas acidofílicas nos ambientes aquáticos. Discute-se no decorrer do capítulo, a possibilidade de uso desses grupos de algas como bioindicadores e a sua função na recuperação de ecossistemas atingidos pela DAM.

### 4.1 Análise dos Locais de Amostragem

Na Tabela 5 são apresentados os resultados relativos às médias das variáveis físicas, físico-químicas e químicas nos seis locais amostrados com presença de perifiton. Os valores das análises em cada uma das coletas para cada ponto de amostragem podem ser encontrados nas Tabelas do Anexo I.

Em relação à vazão, pode-se observar que a variação das médias foi grande, demonstrando que o crescimento de algas ocorre em córregos de diferentes tamanhos (valores médios de 5,5 a 420,7 L/s). Porém, todos os corpos d'água apresentam-se rasos, condição necessária para a presença de perifiton. Ainda, a intensa variação na vazão foi observada nas diferentes épocas de amostragem. Essa variação foi principalmente decorrente da intensa precipitação pluviométrica, registrada principalmente nos meses de outubro a dezembro do ano de 2009.

As análises das variáveis dos ambientes apresentaram resultados semelhantes aos relatados pela extensa literatura sobre ambientes impactados pela DAM. Os ambientes caracterizam-se pelos baixos valores de pH, alta acidez, ambiente oxidante, presença de metais e altas concentrações de íons sulfato (MUÑOZ, 2001; KONTOPOULOS, 1998; SALOMONS, 1995; ALEXANDRE *et al.*, 1995). Pode-se observar que os valores de pH variaram entre 2,7 a 4,7, o que influencia fortemente a concentração de ferro no sistema. Nos corpos d'água com pH acima de 3,5, as concentrações de ferro são mais baixas em função da precipitação do mesmo na forma de óxidos/hidróxidos. Esse fenômeno altera também os valores de cor e turbidez, sendo

substancialmente mais baixos nas águas com pH mais elevado. Por exemplo, no córrego Ronco d'Água, cujo pH médio foi 4,1, condição onde já ocorreu a precipitação do ferro, os valores de cor e turbidez são reduzidos.

A concentração média de sulfato também variou substancialmente, de 587 mg/L a 3609 mg/L. Em geral, os íons sulfato representam um importante guia para a identificação da influência da DAM em corpos d'água, porque não são afetados por mecanismos convencionais (naturais ou antrópicos) de neutralização (AKCIL e KOLDAS, 2006). Assim, pode-se dizer que o córrego com maior contribuição de DAM foi o Santa Líbera, seguido do Colonial, Rio Morozini, Afluente Rio Sangão, M. Barro Branco e Rio Ronco d'Água, respectivamente.

Pode-se observar que o crescimento de algas acidofílicas ocorreu em diferentes tipos de substratos, tanto em leitos de córregos rochosos, de cascalho ou de sedimentos inconsolidados. Ainda, ocorreu em ambientes abertos (com grande exposição à luz solar), parcialmente sombreados e sombreados. No entanto, na maioria dos pontos, a observação de algas perifíticas não foi constante durante todo o ano (Tabelas do Anexo I). Esse fato pode ser decorrente de vários fatores, como a influência do período de amostragem, extinção devido ao excesso de chuvas e/ou mudanças nas características físicas, químicas e físico-químicas da água, assuntos que serão posteriormente abordados.

**Tabela 5 - Médias das variáveis da água dos locais amostrados com presença de algas perifíticas.**

Variáveis	Ronco D'Água	Santa Líbera	M. Barro Branco	Colonial	Afl. Rio Sangão(PP)	Rio Morozini
Vazão (L/s)	420	181	5,6	23	386	0,45
pH	4,1	3,3	3,5	2,9	3,7	3,2
Potencial Redox (mV)	175	246	210	235	225	222
Cor (Hazen)	14	98	191	1227	234	156
Turbidez (NTU)	1,4	31,6	31,6	88,8	36,0	3,3
Precipitação média mensal (mm)	111	101	115	101	101	101
Temperatura (°C)	20	20	18,7	20	20	20
Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ )	381	1720	418	1791	814	1148
Acidez (mg de $\text{CaCO}_3/\text{L}$ )	64,6	2007,8	230,4	1767,7	396,7	838,4
Sulfato (mg/L)	587	3609	639	1703	811	1435
Fe (mg/L)	5,3	104,1	9,3	137,7	6,2	5,0
Al (mg/L)	12,3	66,8	11,2	94,9	14,3	25,6
Mn (mg/L)	0,74	3,85	0,35	2,34	1,63	4,87
Zn (mg/L)	0,44	4,67	0,53	2,64	1,90	1,15
Ni (mg/L)	0,33	0,69	0,45	0,58	0,50	0,47
Ca (mg/L)	23,7	57,3	15,3	42,4	49,1	75,2
Mg (mg/L)	8,05	20,64	6,83	6,83	15,60	39,06
N (mg/L)	0,35	0,36	0,25	1,81	1,27	0,30
P (mg/L)	0,01	0,07	0,02	0,06	0,01	0,02
Tipo de substrato	Rocha	Argila	Argila	Cascalho	Argila	Argila
Insolação	Aberto	Aberto	Parc. Somb.	Aberto	Sombreado	Sombreado

O Rio Ronco D'Água, local com presença de perifiton com menor índice de impacto pela DAM (pH médio de 4,1 com variações de 3,8 a 4,7), apresentou comunidade perifítica somente na primeira amostragem. O desaparecimento das algas pode estar associado à influência de variáveis físicas e/ou físico-químicas. Na primeira amostragem, realizada no mês de julho/2009, cujo pH da água era de 3,8, o ambiente apresentava-se colonizado por algas. Na segunda amostragem, realizada no mês de outubro, período em que ocorreu intensa precipitação pluviométrica, o pH subiu para 4,7 certamente por efeito de diluição, havendo o desaparecimento visual das algas. Em coletas posteriores, mesmo com pH mais baixo, não foi observado o ressurgimento das algas, o que pode estar associado a um efeito combinatório de influência do período amostrado, altos valores de vazão e variáveis químicas. Já que o aumento da vazão pode causar dificuldades de fixação das algas e também pode proporcionar o efeito de diluição no ecossistema, causando um aumento no pH, ficando acima da faixa e tolerância das algas em estudo.

Já no córrego Santa Líbera, possui o maior índice de impacto pela DAM, pH médio de 3,3 (variações de 2,9 a 3,8), com altos valores de sulfato (452 a 8687 mg/L) e íons metálicos, principalmente Fe (7,71 a 249,6 mg/L) e Al (24 a 122 mg/L). Contudo, somente na primeira amostragem, realizada no mês de julho/2009, cujo pH era de 2,9, havia algas. No entanto na amostragem de outubro/2009 o ambiente se mostrou em condições menos impactadas (Tabela do anexo I), e mesmo assim não apresentou perifiton o que pode estar associado ao efeito do período da amostragem e os altos índices de pluviosidade registrados em outubro. Porém nas amostragens seguintes o ambiente mostrou pouca diferença na variação do pH, apesar disso, os valores de sulfatos e íons metálicos permaneceram altos como pode ser visto na Tabela do anexo I, evidenciando que além da influência do período amostrado, as variáveis físicas, químicas e físico-químicas também interferem na presença ou não de algas.

Do mesmo modo, Colonial apontou um alto impacto da DAM, seu pH foi o mais baixo de todos os locais (pH médio 2,88 com variações de 2,6 a 3,2), com altos índices de íons metálicos (Fe e Al, vide Tabela em anexo I) apesar disso, os valores de sulfato se mostraram menores. Além do mais, os valores de vazão foram menores, o que possivelmente teve influência na ocorrência das algas.

Todavia, os locais afluente do Rio Sangão (PP) e Rio Morozini apresentaram características físico-químicas muito semelhantes, mostraram pouca variação, principalmente em relação ao perifiton, o qual ocorreu em abundância nos dois

ambientes. Na amostragem de dezembro além de ter sido o período de maior degradação (Anexo I) deu-se a ausência do perifiton. Do mesmo modo as características físico-químicas na última amostragem (abril/10) mantiveram-se similares, entretanto no local Morozini o perifiton se fez presente, mas no afluente do Rio Sangão (PP) não, sendo que no caso do afluente do Rio Sangão houve intervenção antrópica de desassoreamento. O uso de maquinário para a remoção de sedimento alterou totalmente o ambiente original, provavelmente afetando na presença das algas. A Figura 12 mostra a foto do ambiente original (O) com presença das algas e o desassoreado (D) completamente alterado.



**Figura 12 - Fotos do Local de amostragem Afluente do Rio Sangão (PP) mostrando a mudança no ecossistema causada pelo desassoreamento.**

Períodos de amostragem 11/07 (O) e 15/05 (D). Fonte: Autora, 2009/2010

No caso específico do ponto denominado Mina Antiga Barro Branco, observou-se nitidamente o processo de recuperação ecológica no ambiente (Figura 13), passando de um ambiente degradado, com poucas algas e pouca vegetação, com teores de Fe 7,5 a 27,5 mg/L, para um ambiente com presença de musgos e gramíneas, com diminuição dos teores de Fe (0,4 a 1,6 mg/L), se mostrando mais avançado e em processo de regeneração do ecossistema. Essa observação corrobora com o que foi descrito por Valente (2004), de que os biofilmes servem de substratos para grupos mais exigentes, por exemplo, os musgos, originando assim camadas biológicas mais colonizadas. De acordo com as médias das análises (Tabela 5) este local foi considerado, entre os córregos estudados com perifiton, como um dos menos impactados.



**Figura 13 - Mudança do ecossistema durante as amostragens, mostrando a recuperação ecológica no local Mina Antiga Barro Branco.**

Fonte: Autora, 2009

Na Tabela 6 são apresentados os resultados relativos às médias das variáveis físicas, químicas e físico-químicas nos seis locais amostrados com ausência de perifíton. Em relação à vazão, pode-se observar que os dois primeiros pontos de amostragem, o Rio Mãe Luzia e o Rio Pio, apresentam valores médios de vazão mais altos, respectivamente 2653 L/s e 1345 L/s. Os demais locais, Língua do Dragão, Drenagem da Mina São Geraldo, Rio Sangão e Afluente do Rio Sangão apresentam vazões (com valores médios variando de 69 L/s a 458 L/s) e espessura de lâmina d'água semelhantes aos dos locais onde foi encontrado o perifíton. Da mesma forma que nos demais, intensa variação na vazão foi observada nas diferentes épocas de amostragem em função do regime pluvial.

Em relação ao pH, verificam-se duas situações distintas. Os corpos d'água de maior vazão apresentam valores de pH médios mais altos; o Rio Mãe Luzia com 4,2 e o Rio Pio com 4,6. Os demais locais apresentam um severo grau de impacto pela DAM, com valores médios de pH de 2,8 para a Língua do Dragão e Mina São Geraldo e pH 2,6 para Rio Sangão e Efluente do Rio Sangão. Assim, o Rio Mãe Luzia e o Rio Pio, por efeito de diluição e valor do pH, já apresentam concentrações menores de metais e sulfatos. Os demais locais, em especial a Língua do Dragão, apresentam uma alta concentração de Fe, Al, Mn e íons sulfatos.

Assim, considerando a maior vazão para alguns cursos d'água e o severo grau de impacto da DAM em outros, não houve condições favoráveis para o crescimento do perifiton. Ainda, pode-se observar pelos dados da Tabela 5 que o crescimento das algas acidofílicas ocorreu na faixa de pH entre 3,2 e 4,1 e que o crescimento de algas não ocorreu em mananciais com pH inferior a 2,8 ou superior a 4,2. Certamente, outros efeitos afetam em maior ou menor grau o crescimento das algas, mas pode-se verificar que a presença de perifiton de algas acidofílicas ocorre em uma estreita faixa de pH e é indicador da qualidade dos mananciais atingidos pela DAM, onde se pode dizer que as algas se restringem a ambientes de médio a alto grau de impacto, não ocorrendo em ambientes com severo grau de impacto causados pela DAM.

**Tabela 6 - Médias das variáveis da água dos locais sem presença de algas.**

Variáveis	Rio Mãe		Língua	Mina S.	Rio	Afl.
	Luzia	Rio Pio	Dragão	Geraldo	Sangão	Sangão
Vazão (L/s)	2653	1345	458	95	128	69
pH	4,2	4,6	2,8	2,8	2,6	2,6
Precipitação (mm)	371	287	186	186	262	263
Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ )	726	288	11515	557	1063	780
Acidez (mg de $\text{CaCO}_3/\text{L}$ )	63,5	35,2	2173,8	273,9	736,1	550
Sulfato (mg/L)	112	64	3657	357	881	775
Fe (mg/L)	11,1	3,6	627,5	27,0	67,9	31,8
Al (mg/L)	1,3	1,9	102,6	15,4	85,0	57,6
Mn (mg/L)	0,89	0,29	26,6	2,7	3,5	2,1
Tipo de substrato	Rocha	Rocha	Rocha	Rocha	Argila	Argila
Insolação	Parc. Somb.	Parc. Somb.	Aberto	Parc. Somb.	Aberto	Somb.

#### **4.2 Caracterização da Comunidade Perifítica em Ambientes Impactados por DAM em Criciúma- SC**

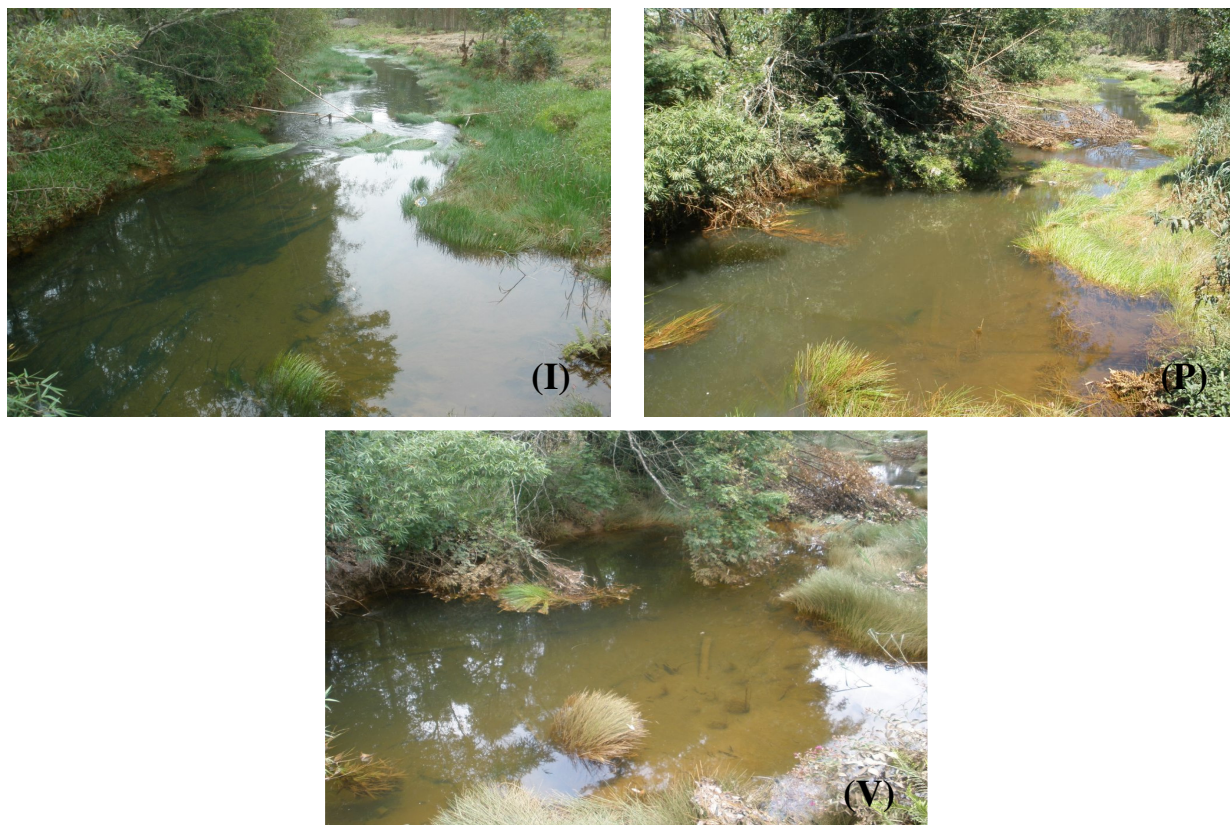
O levantamento taxonômico das comunidades de algas perifíticas da região carbonífera de Santa Catarina, realizado nos 6 locais de amostragem, resultou na identificação de 5 táxons, distribuídos em 3 classes e 5 gêneros. Os gêneros identificados foram *Microspora*, *Mougeotia*, *Eunotia*, *Frustulia* e *Euglena*. (Quadro VI) Como registrado nas demais regiões do mundo, houve baixa diversidade, com dominância de táxons pertencentes à Divisão Chlorophyta (BRAY, 2007; VALENTE 2004; VERB & VIS, 2001; LÓPEZ-ARCHILLA *et al.* 2001). Os gêneros de maior distribuição foram *Microspora*, presente em 6 locais de amostragem, e *Eunotia*, presente em 4 locais de amostragem.

**Quadro VI - Ocorrência de algas na região carbonífera de Santa Catarina, Brasil.**

Local	Bacia	Divisão	Classe	Gênero
Ronco D'Água	Rio Urussanga	Chlorophyta	Chlorophyceae	<i>Microspora</i>
Santa Líbera	Rio Araranguá	Chlorophyta Euglenophyta	Chlorophyceae Euglenophyceae	<i>Microspora</i> <i>Euglena</i>
Mina Barro Branco	Rio Tubarão	Chlorophyta Heterokontophyta	Chlorophyceae Bacillariophyceae	<i>Microspora</i> <i>Eunotia</i>
Colonial	Rio Araranguá	Chlorophyta Chlorophyta Heterokontophyta Heterokontophyta Euglenophyta	Chlorophyceae Chlorophyceae Bacillariophyceae Bacillariophyceae Euglenophyceae	<i>Microspora</i> <i>Mougeotia</i> <i>Frustulia</i> <i>Eunotia</i> <i>Euglena</i>
Afl. Rio Sangão	Rio Araranguá	Chlorophyta Heterokontophyta	Chlorophyceae Bacillariophyceae	<i>Microspora</i> <i>Eunotia</i>
Rio Morozini	Rio Araranguá	Chlorophyta Chlorophyta Heterokontophyta Heterokontophyta	Chlorophyceae Chlorophyceae Bacillariophyceae Bacillariophyceae	<i>Microspora</i> <i>Mougeotia</i> <i>Frustulia</i> <i>Eunotia</i>

Em relação à produtividade do ecossistema, expressa como biomassa acumulada, o período mais expressivo foi no inverno (I). A quantidade de biomassa já reduziu na primavera (P) havendo completa ausência no verão (V), o que provavelmente ocorreu devido aos períodos de maior pluviosidade e altas temperaturas, uma vez que a produtividade do ecossistema é mínima nas situações extremas, como observado na Figura 14. De acordo com EPAGRI/CIRAM (2010), o período de outubro a dezembro do ano de 2009 foi excessivamente chuvoso, com valores acima da média histórica na região Carbonífera de Santa Catarina. Todavia, na última amostragem, no outono de 2010, no Rio Morozini foi detectada a presença de perifiton. Isso pode indicar o efeito do período amostrado como fator majoritário no crescimento da comunidade perifítica. Contudo, outros fatores também regulam o crescimento das algas perifíticas, entre os quais condições físicas (velocidade e turbulência da água, temperatura da água, tipo do substrato, incidência de luz), químicas (concentração de oxigênio dissolvido, cor, turbidez, salinidade, presença íons tóxicos, etc.) e bióticas (condições do habitat e processos de competição) (WETZEL, 1983).



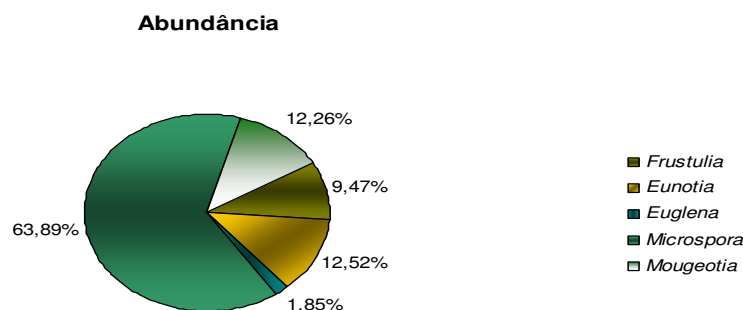


**Figura 14 - Fotos do Local de amostragem Afluentes do Rio Sangão (PP) mostrando as mudanças no ecossistema.**

Períodos de amostragem 11/07 – inverno(I), 26/10 - primavera (P) e 22/12 - verão (V).

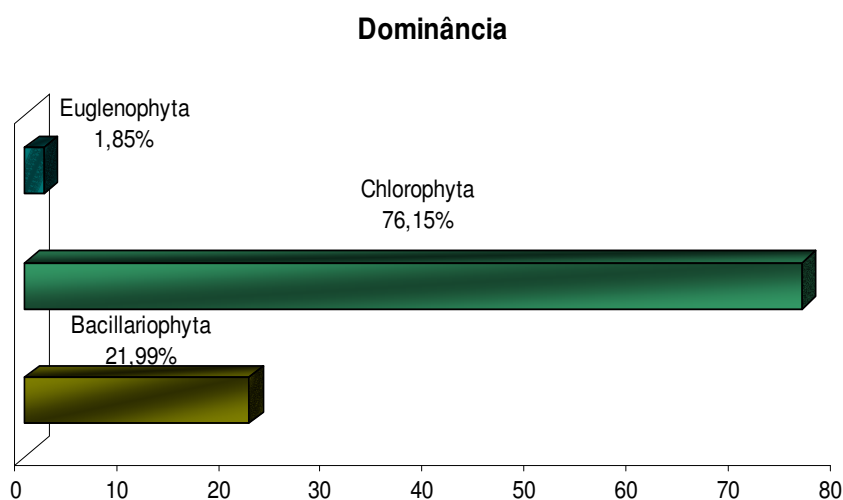
Fonte: Autora, 2009

O local de amostragem denominado de “Colonial” foi o que apresentou maior riqueza, portanto foi o escolhido para a análise da composição relativa da comunidade. A Figura 16 apresenta a composição relativa dos gêneros identificados: a abundância relativa foi determinada como *Microspora* - 63,89% (1964 indivíduos/100cm<sup>2</sup>), *Eunotia* - 12,52% (385 indivíduos/100cm<sup>2</sup>), *Mougeotia* -12,26% (377 indivíduos/100cm<sup>2</sup>), *Frustulia* - 9,47% (291 indivíduos/100cm<sup>2</sup>), *Euglena* - 1,85% ( 57 indivíduos/100cm<sup>2</sup>).



**Figura 15 - Contribuição dos táxons à comunidade periférica do local Colonial através da abundância (em %).**

Estudos mostram que os ambientes fortemente impactados pela DAM geralmente apresentam uma comunidade perifítica previsível, sendo as algas acidofílicas e ácido-tolerantes as mais bem sucedidas (BRAY *et al.*, 2008; NIYOGI *et al.* 2002; VERB & VIS 2005). Em conformidade ao descrito na literatura a divisão Chlorophyta apresentou-se dominante nas áreas impactadas pela DAM, contribuindo com 76,15% da estrutura (Figura16). Entretanto, algumas diferenciações ocorrem entre os diferentes locais do mundo atingidos por águas ácidas. Por exemplo, segundo Valente (2004), a espécie *Euglena mutabilis* apresenta-se como uma boa colonizadora na região atingida pela DAM em Valdarcas (Portugal), sendo uma das espécies dominantes. De acordo com a autora, esta espécie de *Euglena* apresenta resistência à acidez e vantagem competitiva em ambientes ricos em metais e pobres em nutrientes. Porém, no período do presente estudo, mesmo que presente, a *Euglena* foi o táxon de menor representatividade na região Carbonífera de Santa Catarina.



**Figura 16 - Distribuição da comunidade perifítica do local Colonial.**

#### **4.2.1 Registros Fotográficos, Identificação das Algas e Condições de Crescimento.**

*Microspora* são algas verdes, filamentosas sem ramificações, com células cilíndricas ou levemente intumescidas na porção mediana (Figura17). A parede celular é composta de peças em forma de H. Como exemplo, Lokhorst & Star (1999) determinaram duas espécies em águas ácidas: *M. floccosa* que é uma espécie com uma ampla distribuição

ecológica e que ocorre a partir de corpos d'água eutróficos a distróficos ácidos e *M. tumidula* que é uma típica espécie acidofílica com distribuição em águas ácidas.

*Microspora* apresentou-se constante em todos os locais com presença de perifiton no presente trabalho. A Tabela 7 mostra a medida de algumas variáveis físicas, químicas e físico-químicas da água onde *Microspora* foi bem sucedida.

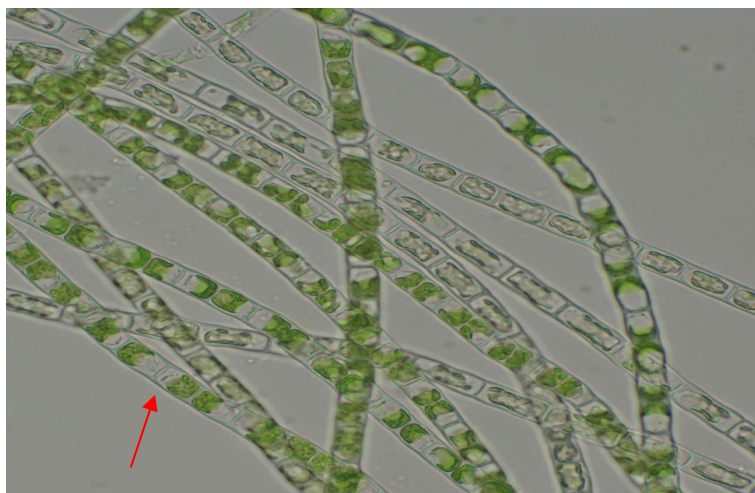


Figura 17 - Microfotografia da *Microspora* e células em H. Aumento de 1000X.

Fonte: Autora, 2009

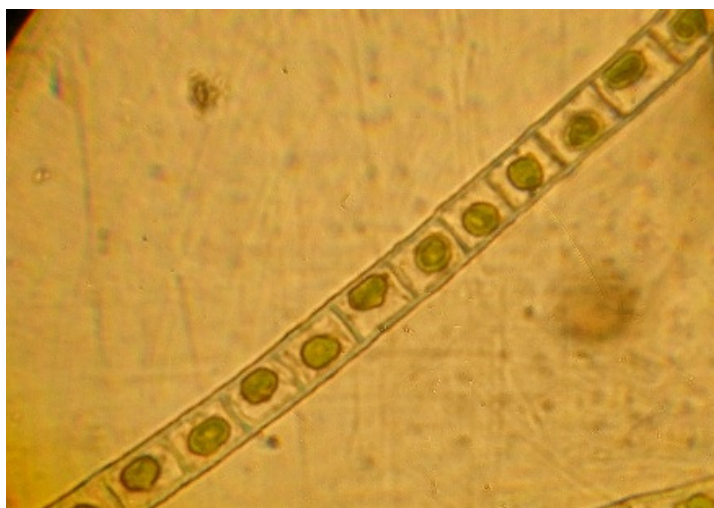
Tabela 7 - Variáveis das águas onde a colonização por *Microspora* foi bem sucedida

Parâmetro	<i>Microspora</i>
pH	2,7 – 4,1
Temperatura (°C)	13 – 22
Condutividade (µS/cm)	323 – 2540
Eh (mV)	193 – 272
Turbidez (NTU)	0,6 – 72
Cor (Hazen)	19 – 3410
Fe (mg/L)	0,12 – 313,6
Al (mg/L)	1,5 – 222
Mn (mg/L)	0,3– 7,4
Zn (mg/L)	0,5 – 9,1
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> (mg/L)	79 – 8687

Do mesmo modo *Mougeotia* também são algas verdes filamentosas (Figura18), cujo cloroplastídeo é axial, laminar e tem numerosos pirenóides dispostos numa linha longitudinal mediana ou desordenadamente dispersos por todo o plastídeo. Ocorrem com bastante freqüência na natureza, formam “mantos”, se adaptam bem a ambientes

pouco profundos e pobres em nutrientes, sendo indicadores de ambientes oligotróficos. (BRAY 2007; VALENTE, 2004; VERB & VIS, 2001).

Foi registrada em 2 locais amostrados – Colonial e Morozini. A Tabela 8 apresenta a medida de algumas variáveis físicas, químicas e físico-químicas da água onde *Mougeotia* foi bem sucedida.



**Figura 18 - Microfotografia de *Mougeotia* Aumento de 1000X.**

Fonte: Autora, 2009

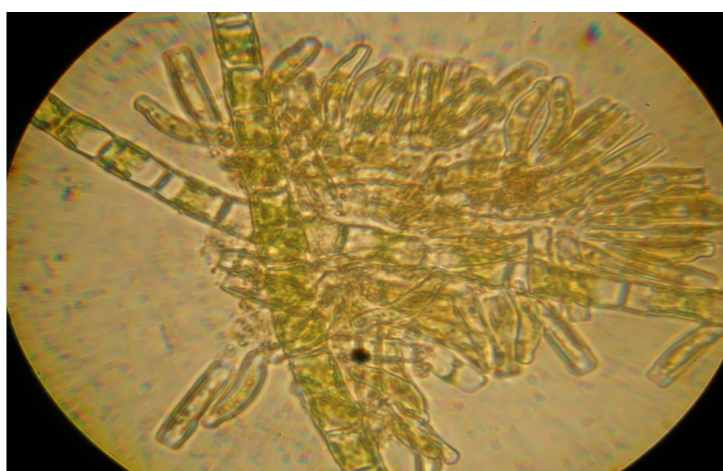
**Tabela 8 - Variáveis das águas onde a colonização por *Mougeotia* foi bem sucedida**

Parâmetro	<i>Mougeotia</i>
pH	2,7 – 3,5
Temperatura (°C)	15 – 22
Condutividade (µS/cm)	955 – 2520
Eh (mV)	202 – 272
Turbidez (NTU)	0,6 – 72
Cor (Hazen)	19 – 3410
Fe (mg/L)	1,9 – 313,6
Al (mg/L)	12,9 – 222
Mn (mg/L)	1,9 – 6,0
Zn (mg/L)	0,5 – 5,2
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> (mg/L)	742 – 2828

O gênero *Eunotia* Ehrenberg apresenta espécies planctônicas, mas principalmente perifíticas (TALGATTI *et al.*, 2007). No Brasil, encontra-se alta diversidade e abundância de *Eunotia* em ambientes de águas lânticas, ácidas e com macrófitas

aquáticas. *Eunotia* (Figura 19) como um todo, é um forte indicador de águas ácidas, oligotróficas, ricas em oxigênio e pobres em compostos orgânicos nitrogenados. No entanto algumas espécies não exigem tais condições e habitam outros tipos de águas (VAN DAM *et al. apud* TALGATTI *et al.*, 2007), indicando amplo espectro de tolerância.

Foi o segundo gênero mais freqüente, sendo identificado em 4 dos 6 locais amostrados – Mina antiga de Barro Branco, Colonial, Afluente do Rio Sangão (PP) e Morozini. A distinção dos ambientes onde houve a melhor adaptação da *Eunotia* está relacionada na Tabela 9.



**Figura 19 - Microfotografia de uma colônia de *Eunotia* entorno dos filamentos de *Microspora*. Aumento de 1000X.**  
Fonte: Autora, 2009

**Tabela 9 - Variáveis das águas onde a colonização por *Eunotia* foi bem sucedida**

Parâmetro	<i>Eunotia</i>
pH	2,7 – 4,1
Temperatura (°C)	13 – 22
Condutividade (µS/cm)	359 – 2520
Eh (mV)	202 - 272
Turbidez (NTU)	0,6 – 72
Cor (Hazen)	19 - 3410
Fe (mg/L)	1,9 – 313,6
Al (mg/L)	1,5 – 222
Mn (mg/L)	0,40 – 6,0
Zn (mg/L)	0,5 – 5,2
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> (mg/L)	79 – 2828

O gênero *Frustulia* (Figura 20) é muito comum em ambientes de águas continentais e marinhas, e bastante amplo em número de espécies. Foi citado por Planas *apud* Wetzel et al. (2002) como acidófilo. Foi encontrado neste trabalho juntamente com o gênero *Eunotia*, corroborando com dados da pesquisa de Wetzel et al. (2002). Nos locais amostrados foi possível identificar *Frustulia* na local denominado como “Colonial” e no Rio Morozini. A Tabela 10 apresenta as características da água do local onde a *Frustulia* foi bem sucedida.



**Figura 20 - Microfotografia de *Frustulia* Aumento de 1000X.**  
Fonte: Autora, 2009

**Tabela 10 - Variáveis da água onde a colonização por *Frustulia* foi bem sucedida.**

Parâmetro	<i>Frustulia</i>
pH	2,7 – 3,5
Temperatura (°C)	15 – 22
Condutividade (µS/cm)	955 – 2520
Eh (mV)	202 – 272
Turbidez (NTU)	0,6 – 72
Cor (Hazen)	19 – 3410
Fe (mg/L)	1,9 – 313,6
Al (mg/L)	12,9 – 222
Mn (mg/L)	1,9 – 6,0
Zn (mg/L)	0,5 – 5,2
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> (mg/L)	742 – 2828

O gênero *Euglena* é constituído por indivíduos unicelulares, de hábito solitário, podendo também ser encontrado em colônias, livre-natante (Figura 21). É, na quase

totalidade das espécies, altamente metabólico. A mobilidade e o estigma conferem-lhe capacidade de adaptação a situações de *stress*, tais como a escassez de nutrientes ou iluminação inadequada. Usam por vezes esta capacidade para se enterrar nos sedimentos. Sua produtividade relaciona-se com as condições de luminosidade e de temperatura, e com o regime de escoamento (VALENTE, 2004). De acordo com essa autora, espécies de *Euglena* podem ser encontradas em locais onde o teor de sulfato é elevado e onde as condições das águas ácidas são mais afetadas. Neste trabalho como evidenciado na literatura, o gênero *Euglena* foi encontrado nos locais que se mostraram mais afetados pela DAM – Córrego Santa Líbera e Colonial. Na Tabela 11 são apresentados os valores das variáveis físicas, químicas e físico-químicas das águas desses locais.



Figura 21 - Microfotografia de *Euglena*. Aumento de 1000X.

Fonte: Autora, 2009

Tabela 11 - Variáveis da água onde a colonização por *Euglena* foi bem sucedida.

Parâmetro	<i>Euglena</i>
pH	2,7 – 3,0
Temperatura (°C)	15 – 18
Condutividade (µS/cm)	1900 – 2540
Eh (mV)	264 – 272
Turbidez (NTU)	9 – 72
Cor (Hazen)	108 – 3410
Fe (mg/L)	113,7 – 313,6
Al (mg/L)	65,3 – 222
Mn (mg/L)	1,9 – 7,4
Zn (mg/L)	3,3 – 9,1
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> (mg/L)	823 – 8687

### 4.3 Análise Multivariada

De acordo com a análise de espécies indicadoras apenas *Frustulia* e *Euglena* tiveram valor significativo ( $P \leq 0,05$ ), como exposto na Tabela 12. Tais táxons mostraram ter distribuição pontual, não sendo comumente encontradas nos locais afetados pela DAM.

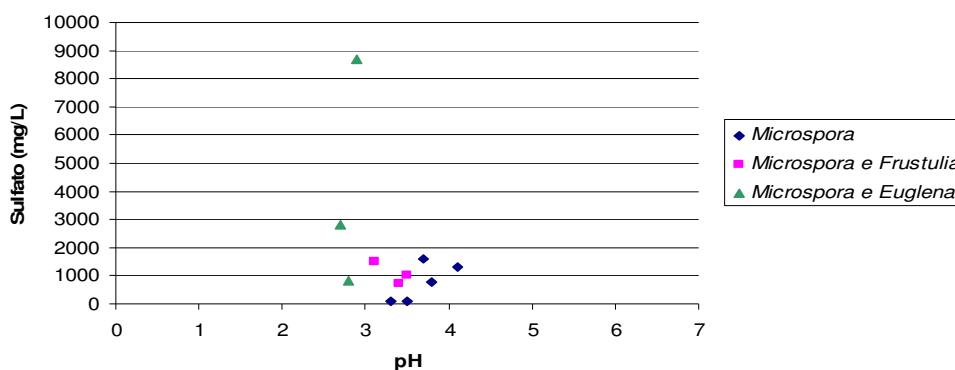
**Tabela 12 – Relação dos táxons e dos valores de indicação (VI) utilizando os pontos de coletas como variáveis e Teste de Monte Carlo para resultados significativos  $P < 0,05$ .**

Táxons	VI	P
<i>Microspora</i>	26.1	0.3500
<i>Mougeotia</i>	50.6	0.0860
<i>Frustulia</i>	100.0	0.0120
<i>Eunotia</i>	35.5	0.1910
<i>Euglena</i>	84.1	0.0480

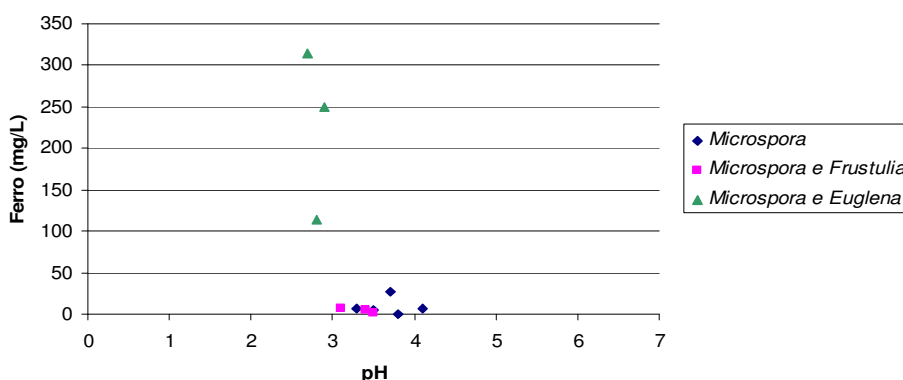
Conforme citado anteriormente, os gêneros de algas encontradas neste estudo estão geralmente associados a ambientes extremos, neste caso a drenagem ácida de mina. Os gráficos das Figuras 22 e 23 mostram as condições dos ambientes em termos de pH x sulfato e pH x ferro (parâmetros diretamente relacionados com a oxidação da pirita e indicativos da DAM) onde as algas tiveram ampla adaptação.

O gênero *Microspora* teve grande representatividade e apresentou melhor adaptação aos locais impactados pela DAM, estando presente em faixa de pH mais ampla, entre 2,7 e 4,1, e diversos níveis de concentração de ferro e sulfato. Contudo, somente foram estabelecidos dois táxons como indicadores de qualidade da água. O gênero *Frustulia*, que se desenvolveu bem na faixa de pH entre 2,7 e 3,5, indicando corpos d'água com baixos níveis de ferro e sulfato. Já o gênero *Euglena* foi o táxon melhor sucedido em locais mais ácidos, com pH entre 2,7 e 3,0 e indicando teores de sulfatos e ferro mais elevados. Essas evidências permitem inferir que as concentrações e as formas do ferro no meio aquoso podem controlar a distribuição das algas, como apontado por alguns autores (BRAKE *et al.*, 2001; VALENTE, 2004). Segundo Valente (2004), a *Euglena mutabilis* tem preferência por ambientes com ferro ferroso, o que provavelmente deve ter sido o fator limitante para colonização por *Euglena* nos ambientes estudados, onde predominava o ferro férrico.





**Figura 22 - Gráfico das condições dos ambientes onde as algas mais significativas tiveram melhor adaptação (Sulfato x pH).**

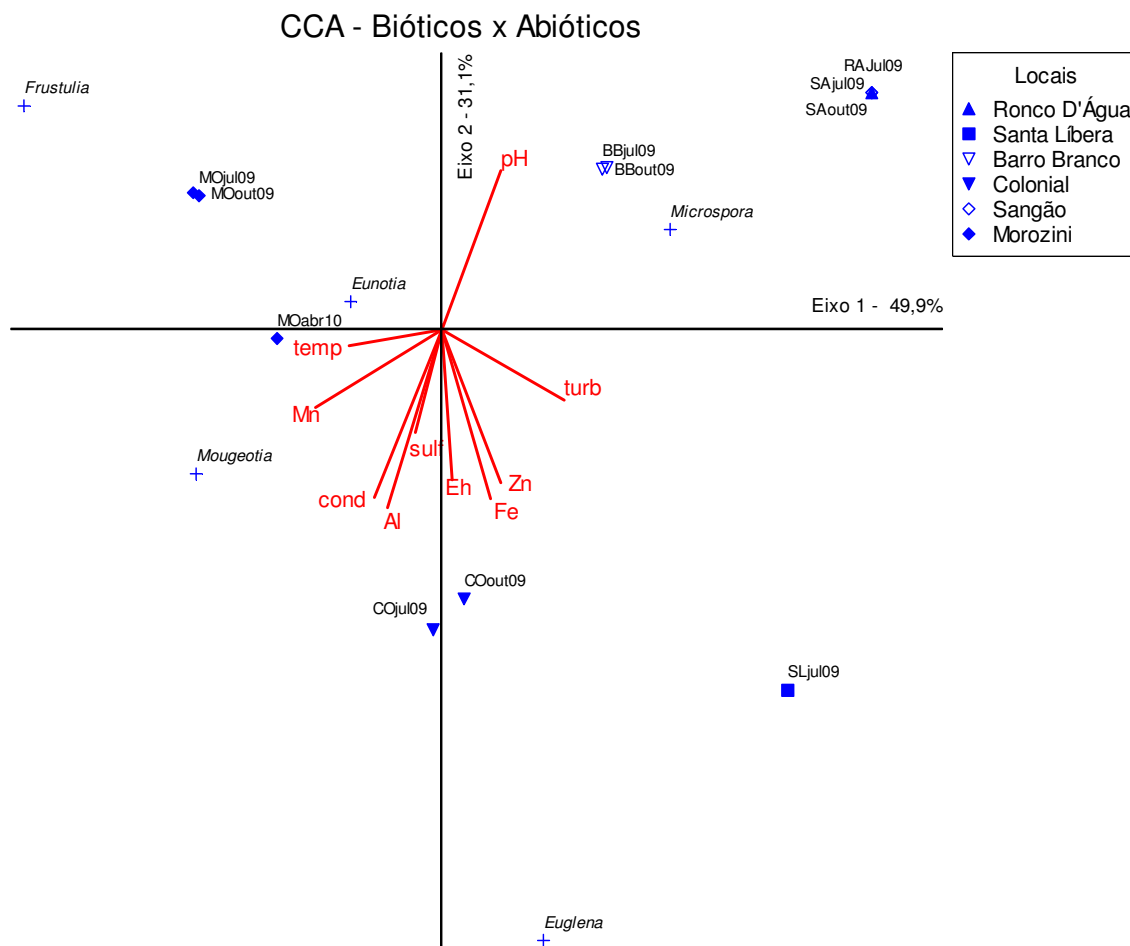


**Figura 23 - Gráfico das condições dos ambientes onde as algas mais significativas tiveram melhor adaptação (ferro x pH).**

Os resultados da Análise de Correspondência Canônica estão no diagrama de dispersão (Figura 25), o qual apresenta dois eixos principais. As correlações bióticos-abióticos foram significativas ( $P \leq 0,05$ ) e alta para os dois primeiros eixos (eixo 1 – 0,979 e eixo 2 – 0,922), indicando uma forte relação entre as variáveis ambientais e as variáveis bióticas. O eixo 1 explica 49,9% da análise, destacando as correlações “intraset” de maior valor significativo negativo com Manganês (-0,546) e com os táxons *Mougeotia* (-0,773) e *Frustulia* (-0,998), sendo essa última altamente relacionada com o local amostrado Morozini, onde os teores de manganês são mais elevados. Sobre o lado positivo desse eixo foi projetado o valor mais alto para o gênero *Microspora* (0,720). Também estão projetados no eixo 1 os locais amostrados Barro Branco nas amostragens de julho e outubro, Sangão em julho e outubro, bem como Ronco D’água em julho. Esses locais e o gênero *Microspora* tiveram uma maior afinidade com pH, parâmetro que variou de 3,3 a 4,1.

No segundo eixo (31,1% da explicação), as maiores correlações estiveram negativamente relacionadas as variáveis condutividade (-0,811), Eh (-0,726), ferro (-

0,821), alumínio (-0,861) e zinco (-0,738). Ainda, sobre o lado negativo está situado o local amostrado Colonial, revelando sua maior afinidade com a espécie indicadora *Euglena* e por locais com elevadas concentrações de metais (em especial o ferro).



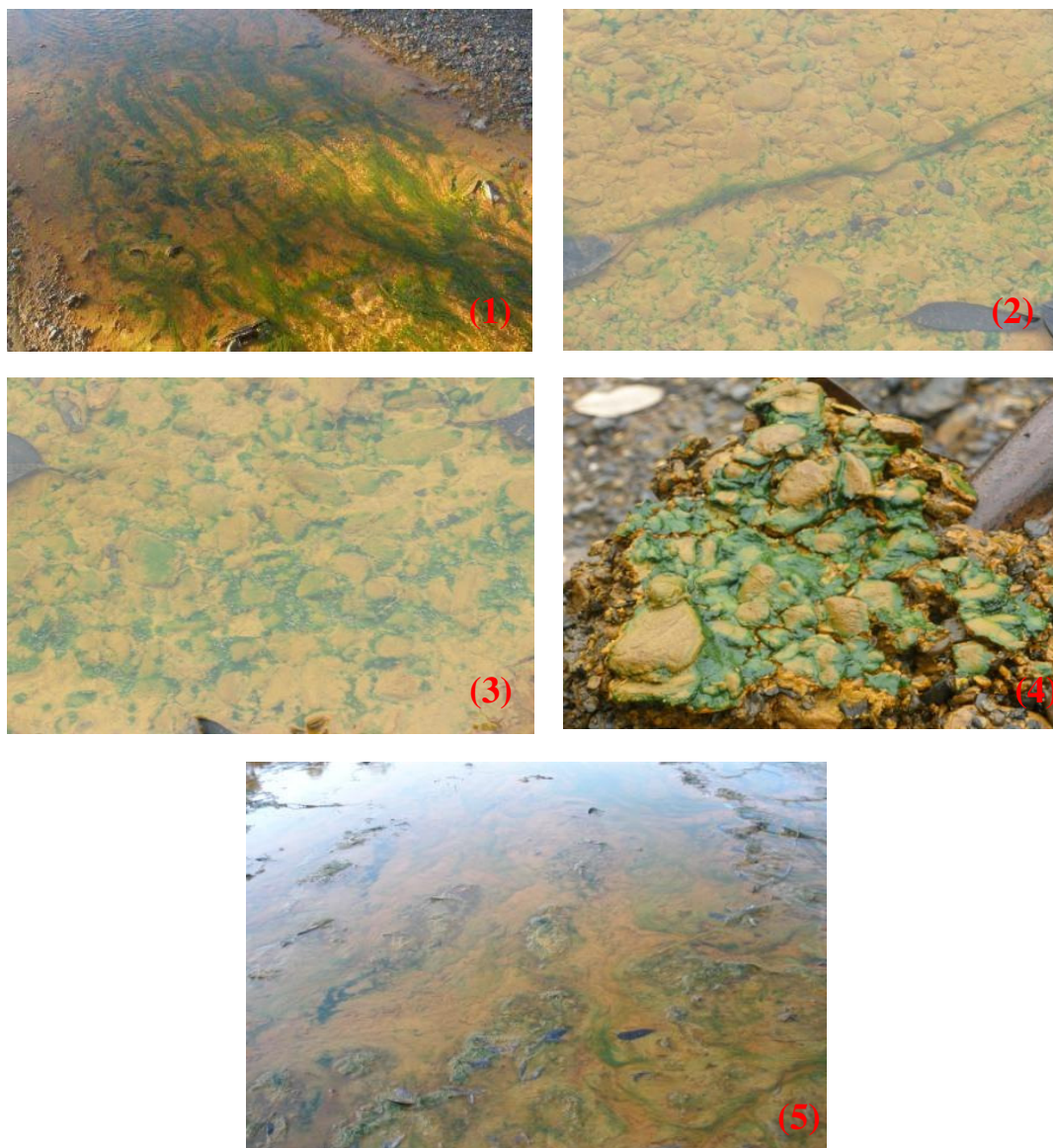
**Figura 24 - Diagrama de dispersão baseado na Análise de Correspondência Canônica referente à matriz de valores de perifiton e locais amostrados.**

#### 4.4 Relação das Algas Perifíticas na Ecologia e Química dos Ambientes Ácidos

As algas perifíticas são as produtoras primárias dominantes. A matriz complexa do perifiton, além das algas microscópicas, é também constituída por bactérias, fungos, detritos orgânicos e minerais aderidos a um substrato na zona fótica dos ambientes aquáticos, constituindo desta forma um microcosmo funcional que suporta tanto processos autotróficos quanto heterotróficos (produção primária, decomposição e ciclagem de nutrientes).

A sucessão ecológica nos ecossistemas envolve mudanças na estrutura de espécies e nos processos da comunidade ao longo do tempo. As características

estruturais da comunidade perifítica como a riqueza de espécies, diversidade, etc., atingem valores máximos nos estágios maduros da sucessão, dependendo das condições do meio (espaciais e temporais), das estações do ano e das características adaptativas das espécies colonizadoras (WETZEL, 1983). A Figura 27 ilustra a formação de crostas biológicas.



**Figura 25 - Cronologia da formação de crostas biológicas.**

(1) colonização de algas filamentosas, (2) biomassa aderindo ao substrato, (3) dessecação da massa filamentosa, (4) colonização do biofilme por outros seres vivos (musgos) e (5) participação na constituição de crostas biológicas. Fonte: Autora, 2009

A importância ecológica dos biofilmes e das crostas biológicas, principalmente como elementos pioneiros em solos perturbados, é amplamente reconhecida (BELNAP

*et al.*, 2001; BUDEL, 2001; LANGE, 2001; WARREN, 2001 *apud* VALENTE, 2004). Conforme Valente (2004), estabelece-se uma dependência temporária destas comunidades, podendo influenciar as características do ambiente. Portanto como já foi descrito neste estudo, esses biofilmes como produtores primários promovem um aumento de matéria orgânica, preparando assim as condições para colonização de líquens e musgos, como pode ser observado na Figura 14, onde ocorreu a recuperação ecológica.

#### 4.5 Acumulação de Espécies Metálicas pelo Perifiton

As comunidades perifíticas também são capazes de acumular espécies metálicas em sua biomassa. A Tabela 15 apresenta a composição dos principais compostos orgânicos e cinzas de uma amostra de peso seco de perifiton do local Mina Antiga Barro Branco. Pode-se observar o material é composto por 15% de proteínas, 50,9% de carboidratos, 1,6% de lipídeos e 32,5% de cinzas. O elevado teor de cinzas indica que a biomassa contém uma elevada concentração de elementos inorgânicos, bioacumulados no ambiente de crescimento. A Tabela 16 apresenta os resultados de análises de elementar de algumas espécies metálicas presentes na biomassa nos diferentes pontos de amostragem

**Tabela 13 – Principais compostos orgânicos de amostra de peso seco de perifiton do local Mina Antiga Barro Branco do período de amostragem de outubro/2009.**

<b>Composição bioquímica</b>	<b>Biomassa</b>
Proteínas	15%
Carboidratos	50,94%
Lipídeos	1,56%
Cinzas	32,50%

**Tabela 14 - Médias e desvio padrão da composição química da biomassa do perifiton.**

Determinações	Média e Desvio Padrão					
	Ronco D'água	Santa Libera	M. Barro Branco	Colonial	Afl. do Rio Sangão (PP)	Morozini
Fe (%m/m)	0,22(**)	3,85 (**) <2,00	3,9 (±2)	6,3 (±3,7)	3,6 (±1,4)	3,55 (±1,75)
Mn (mg/Kg)	16,5(**)	(**)	29 (±8)	17,5 (±5,5)	82 (±35)	94,5 (±58,5)
Zn (mg/Kg)	82,5(**)	16 (**)	59,5 (±9,5)	39,5 (±14,5)	159 (±53) 0,205	109,5 (±15,5)
Ca (%m/m)	0,17(**)	0,02 (**)	0,13 (±0,03)	0,05 (±0,01)	(±0,095)	0,17 (±0,02)
Cu (mg/Kg)	22(**)	6 (**)	17,5 (±4,5)	22,5 (±10,5)	109 (±48)	70 (±23)
Mg (%m/m)	0,04(**)	0,03 (**)	0,11 (±0,03)	0,07 (±0,01)	0,1 (±0,02)	0,1 (±0,01)
S (%m/m)	0,11(**)	1,5 (**)	0,6 (±0,08)	1,5 (±0,2)	0,72 (±0,015)	0,68 (±0,14)
N (%m/m)	1,3(**)	*	1,2(±)	*	*	*
P (%m/m)	0,03(**)	0,22(**)	0,5(±0,44)	0,34(±0,17)	0,13(±0,02)	0,18(±0,01)

\*Quantidade de material insuficiente para determinação

\*\*Valores de uma única amostragem

Conforme estudos demonstram (exemplo Lawrence *et al.* (1998); Liehr *et al.* (1994)) a capacidade das algas na redução concomitante na acidez total e condutividade da água, indicativo de sorção ou precipitação de metais e sais. Assim, sendo possível associar as comunidades perifíticas na química da DAM. Segundo Valente (2004), faz parte das estratégias de tolerância à forma como estes elementos são transferidos para as algas. A adsorção de metal extracelular é conhecida como uma estratégia comum para limitar o acesso de elementos tóxicos para o interior das células e, de tal forma, para sobreviver em condições como as de drenagens ácidas de minas. Como resultado, as algas podem controlar a acidez, adsorver/absorver metais e íons sulfato, proporcionando a atenuação natural do impacto ambiental da DAM (LIEHR *et al.* 1994).

As concentrações de Fe, Mn, Zn e S (Tabela 16) na biomassa algal se mostra superior aos valores encontrados na química da água (Tabela 5). Certas algas têm demonstrado concentrar uma variedade de metais por 104-107 vezes maior que sua abundância no meio aquoso (Mann *et al.* 1987), já os biofilmes autotróficos evidenciam concentrações de metais de 4-5 ordens de grandeza acima das concentrações em águas circundantes (Gray e Hill 1995, Hill *et al.* 1996). Neste estudo as concentrações de Fe, Mn, Zn e S na biomassa algal demonstraram valores de 2-3 ordens de grandeza acima dos valores na água. Esses valores demonstram que certas algas podem afetar na

química das águas ácidas da mineração, devido à bioacumulação no ambiente de crescimento.

## 5 CONCLUSÕES

Após o desenvolvimento da presente pesquisa, foi possível concluir que:

- A região carbonífera de Criciúma – SC apresenta nos seus ecossistemas impactados pela DAM, um ecossistema, como nas demais regiões do mundo, simples e com baixa diversidade.

- Os gêneros identificados foram *Microspora*, *Mougeotia*, *Eunotia*, *Frustulia* e *Euglena*, ocorrendo a dominância de táxons pertencentes à divisão Chlorophyta. Os gêneros de maior distribuição foram *Microspora*, presente nos 6 locais amostrados e o gênero *Eunotia*, presente em 4 locais de amostragem. *Euglena* foi encontrada nos ambientes mais degradados, associada a elevadas concentrações de sulfato e ferro. No entanto, *Mougeotia* e *Frustulia* estiveram presentes nos locais com menores valores de pH.

- O crescimento das algas foi dependente de vários fatores, entre os quais as características físicas (turbulência, tipo do substrato, temperatura e incidência de luz) e químicas da água (pH, concentração de metais, concentração de sulfatos) e bióticas (condições do habitat). Observou-se um maior crescimento nos meses de inverno. Entretanto, aumento da pluviosidade, nos meses do verão, deve ter proporcionado a remoção da comunidade no ambiente.

- Observou-se que as algas acidofílicas cresceram em corpos d'água na faixa de pH entre 3,2 e 4,1, sendo que nos locais com pH inferior a 2,8 ou superior a 4,2 não ocorreu o crescimento de algas. O gênero *Microspora* esteve presente em águas com níveis variados de metais e sulfato. Já o gênero *Frustulia* somente se desenvolveu em corpos d'água com baixos níveis de ferro e sulfato. Por sua vez, o gênero *Euglena* só foi bem sucedido em locais onde os teores de sulfatos e ferro foram elevados. Assim, as algas podem ser utilizadas como bioindicadoras da qualidade da água.

- As comunidades perifíticas foram capazes de acumular elementos metálicos em sua biomassa. A análise da biomassa perifítica indica que o material contém uma elevada concentração de elementos inorgânicos, bioacumulados do ambiente de crescimento.

- A comunidade perifítica participa nas transformações dos locais amostrados, induzindo a modificações nas condições do meio e influenciando no processo de recuperação do ecossistema.



## 6 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A partir das análises realizadas neste trabalho, sugerem-se os seguintes trabalhos futuros:

(a) Continuidade na observação dos pontos de amostragem, a fim de avaliar os efeitos antrópicos e naturais na presença ou não das algas.

(b) Estudos detalhados da capacidade de adsorção e absorção de poluentes pelos diferentes gêneros de algas, incluindo metais (Fe, Al, Mn e Zn) e sulfato.

(c) Realização de estudos de colonização do perifiton em substratos artificiais, a fim de observar o estabelecimento desta comunidade, desde o estágio inicial até o clímax.

(b) Estudos aprofundados sobre as comunidades de algas e seu emprego na despoluição de águas e na recuperação de áreas degradadas pela DAM.

## 7 REFERÊNCIAS

ALEXANDRE, N. Z.; KREBS, A. S. J.; VIERO, A. C. **Qualidade das águas superficiais do município de Criciúma, SC – dados preliminares.** Revista Tecnologia e Ambiente. FUCRI/UNESC, Criciúma, n. 1, p. 29-54, 1995.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 21<sup>th</sup> Edition. Washington D.C: APHA-AWWA-WEF, 2005, 1134p.

AKCIL, A.; KOLDAS S.; Acid mine drainage (AMD): causes, treatment and case studies. **Journal of Cleaner Production**, v. 14, p. 1139-1145, 2006.

AOAC - 13<sup>th</sup> Edition. Washington: Willliam Horwitz, 1980.

BICUDO, C. E. de M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil In: Chave para identificação e descrições.** 489p. Ed. Rima, São Carlos, 2006.

BOLD, H. C.; WYNNE M. J. **Introduction to the algae. In: Structure and reproduction.** 720p. Ed. Prentice Hall, New Jersey, 1985.

BRAKE, S., DANNELLY, H., CONNORS, K., HASIOTIS, S. Influence of water chemistry on the distribution of an acidophilic protozoan in an acid mine drainage system at the abandoned Green Valley coal mine, Indiana, USA. **Applied Geochemistry.** v. 16, p. 1641-1652, 2001.

BRAY J. P. **The ecology of algal assemblages across a gradient of acid mine drainage stress on the West Coast, South Island, New Zealand.** New Zealand, University of Canterbury, Dissertação de Mestrado, 2007.

BRAY, J. P.; BROADY, P. A.; NIYOGI, D. K.; HARDIN, J. S. Periphyton communities in New Zealand streams impacted by acid mine drainage. **Marine and Freshwater Research.** v. 59, p. 1084–1091, 2008.

CASTILHOS, Z.C.; SOARES, P.S.M.; TRINDADE, R.B.E.; BARBOSA, J.P.; HUYSTEEN, E. **Avaliação de Risco Ambiental na Recuperação de Áreas Degradadas. Estudo de Caso: Região Carbonífera Catarinense.** Seminário Brasil - Canadá de Recuperação Ambiental de Áreas Mineradas, Florianópolis, p. 2-22, dez. 01-03, 2003.

CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL – CETEM. **Projeto Conceitual para Recuperação Ambiente da Bacia Carbonífera Sul Catarinense,** RT/ 33/2000 - Relatório Técnico elaborado pelo SIECESC, v. 1, 2000.

COLLING, A. V., MENEZES, J.C.S.S., HIDALGO, G.E.N., SCHNEIDER, I.A.H. **Desenvolvimento de tecnologia alternativa para a produção do coagulante sulfato**

**férrico.** Anais do III Seminário sobre Tecnologias Limpas e V Fórum Internacional de Produção mais Limpa, CD-ROM, Porto Alegre, RS, 2009.

DAS, B. C.; ROY, A.; KOSCHORRECK, M.; MANDAL, S. M.; WENDT-POTTHOFF, K.; BHATTACHARYA, J. Occurrence and role of algae and fungi in acid mine drainage environment with special reference to metals and sulfate immobilization. **Water Research**, v.43, p. 883 – 894, 2009.

DeNICOLA M. D.; STAPLETON, G. M. Impact of acid mine drainage on benthic communities in streams: the relative roles of substratum vs. aqueous effects. **Environmental Pollution**, v. 119, p. 303–315, 2002.

DeNICOLA, D.M., HOGLAND, K.D., ROEMER, S.C. **Influence of canopy cover on spectral irradiance and periphyton assemblages in a prairie stream.** Journal of the North American Benthological Society. v.11, 391-404, 1992.

DUFRÊNE, M.; LEGENDRE, P. **Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach.** Ecological monographs v. 67, n.3, p. 345-366, 1997.

ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS DO MUNICÍPIO DE CRICIÚMA (EPAGRI). **Monitoramento de dados meteorológicos para prevenção de enchentes e deslizamentos.** Governo do Município de Criciúma, Criciúma, 2009. Disponível em: <<http://www.ciram.com.br/siscrici/index.jsp?url=pagina/jsp/projeto.jsp>>. Acesso em 03 fev. 2010.

GOLDMAN, C. R.; HORNE, A. J. **Limnology.** 464p. Ed. McGraw-Hill International Book Company, Tokio, 1983.

GRAY, B.R.; HILL, W.R. **Nickel sorption by periphyton exposed to different light intensities.** Journal of the North American Benthological Society. v.14, p. 299–305, 1995.

GROSS, W. Ecophysiology of algae living in highly acidic environments. **Hydrobiologia**, v.433, p. 31–37, 2000.

GRUPO TÉCNICO DE ASSESSORAMENTO – GTA. **Terceiro relatório de monitoramento dos indicadores ambientais.** Criciúma, 2009.

HILL, W.R.; STEWART, A.J.; NAPOLITANO, G.E. **Mercury speciation and bioaccumulation in lotic primary producers and primary consumers.** Can. J. Fish Aquat. Sci. v. 53, p. 812–819, 1996.

[http://www.aguaboliviana.org/situacionaguaX/IIIEncAguas/contenido/trabajos\\_azul/TC-049.htm#\\_ftn1](http://www.aguaboliviana.org/situacionaguaX/IIIEncAguas/contenido/trabajos_azul/TC-049.htm#_ftn1)

KONTOPOULOS, A. **Acid mine drainage control. In: Effluent treatment in the mining industry.** Castro, S.H.; Vergara, F.; Sánchez, M.A. (eds.). University of Concepción, 1998.

KOSTEL, J. A.; WANG, H.; AMAND, A.L.S.T.; GRAY, K. A. Use of a novel laboratory stream system to study the ecological impact of pcb exposure in a periphytic biolayer. **Water Research**, v. 33, p. 3735-3748, 1999.

KRUPEK, R. A. **Estudo das comunidades de macroalgas da bacia do rio das pedras, Guarapuava, Paraná: flora e dinâmica sazonal**. Curitiba – PR, UFPR, Dissertação de Mestrado, 2006.

LAWRENCE, J.R.; SWERHONE, G.D.W.; KWONG, Y.T.J. Natural attenuation of aqueous metal contamination by an algal mat. **Canadian Journal Microbiology**, v.44, p. 825-832, 1998.

LIEHR, S.K.; CHEN, H-J.; LIN, S-H. Metals removal by algal biofilms. **Water Science and Technology**, v. 30, p. 59–68, 1994.

LOKHORST, G. M.; STAR, W. **The flagellar apparatus structure in *Microspora* (*Chlorophyceae*) confirms a close evolutionary relationship with unicellular green algae**. *Plant Systematics and Evolution*. v. 217, p. 11-30, 1999.

LÓPEZ-ARCHILLA, A. I.; MARIN, I.; AMILS, R. **Microbial community composition and ecology of an acidic aquatic environment: The Tinto River, Spain**. *Microbial Ecology*, v.41, p. 20-35, 2001.

LOWE, R.L.; PAN, Y. **Benthic Algal Communities as Biological Monitors In: Algal ecology: freshwater benthic ecosystems**. Stevenson, R.J; Bothwell, M.L; Lowe, R.L. (Eds.). San Diego. p.57-76, 1996.

MADEIRA, V.S. **Aproveitamento de resíduos de mineração de carvão para fabricação de produtos com elevado valor agregado**. Florianópolis – SC, UFSC, Tese de Doutorado, 2010.

MANN, H.; TAZAKI, K.; FYFE, W.S.; BEVERIDGE, T.J.; HUMPHREY, R. **Cellular lepidocrocite precipitation and heavy metal sorption in *Euglena* sp. (unicellular alga): implications for biomineralization**. *Chem. Geol.* v. 63, p. 39–43, 1987.

McCUNE, B. & MEFFORD, M. J. **PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4.10**. Oregon, MjM Software Design. 237 p., 1999.

MELLADO, J.M.; GALVÍN, R.M. **Fisicoquímica de águas**. 466p. Ed. Díaz de Santos, Madrid, 1999.

MENEZES, J.C.S.S. **Produção de coagulantes férricos na mineração de carvão**. Porto Alegre – RS, UFRGS, Tese de Doutorado, 2009.

MONTEIRO, K. V. **Carvão: o combustível de ontem**. Porto Alegre: Núcleo Amigos da Terra Brasil. p. 69, 2004.

MIAO, X.X.; ZHANG, J.; FENG, M. Waste-filling in fully-mechanized coal mining and its application. **Journal of China University of Mining & Technology**, v.18, p. 479-482, 2008

MIRANDA, A.B.; SCHWARZBOLD, A. **Estrutura da comunidade periférica sobre *Leersia hexandra* em ambientes lóticos de região de mineração de carvão.** In: **Carvão & Meio Ambiente**. Centro de Ecologia - UFRGS. (Org.). Porto Alegre, UFRGS, p. 792-802, 2000.

MUÑOZ, H.R. **Impactos e conflitos na gestão de recursos hídricos do Sul de Santa Catarina, Brasil.** III Encuentro de las Aguas, Santiago do Chile. p. 1-12, 2001.

NIYOGI, D. K.; Lewis Jr., W. M.; McKnight, D. M. **Effects of stress from mine drainage on diversity, biomass, and function of primary producers in mountain streams.** *Ecosystems*, v.5, p.554–567, 2002.

PILLAR, V. D. **MULTIV: Multivariate exploratory analysis, randomization testing and bootstrap resampling: User's guide** v. 2.3. Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil, p.50, 2004.

RAYA-RODRIGUEZ, M. T. M.; PEDROZO, C.; PELLINI, G.; ABEL, L.; OLIVEIRA, M.E.A.; FONSECA, O. J. M.; LEONARDI, S. M.; MACHADO, N. A. F.; A.T.Z., Vera Lucia; BRUSCHI JR, W. **Parâmetros físicos e químicos das águas superficiais e avaliação da atividade bacteriana em ambientes lóticos receptores da drenagem de mineração de carvão.** In: **Carvão & Meio Ambiente**. Centro de Ecologia - UFRGS. (Org.). Porto Alegre, UFRGS, p. 492-553, 2000.

ROCHA, A. A. **Algae as biological indicators of water pollution.** In: **Algae and Environment: A General Approach**. Cordeiro-Marino, M.; Azevedo, M. T P.; Sant'anna, C. L; Tomita, N. Y. & Plastino, E. M (eds.). São Paulo, Sociedade Brasileira de Ficologia, CETEBS, p. 34-52, 1992.

RODRIGUES, L.; BICUDO, D. C.; MOSCHINI-CARLOS V. **O papel do perifiton em áreas alagáveis e nos diagnósticos ambientais.** In: **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. S.M. Thomaz and L.M. Bini (eds.), Maringá, Eduem, p. 211-229, 2003.

RUBIO, J.; SILVA, R.D.R. **Tratamento ativo de drenagem ácida de minas de carvão: situação atual e tendências tecnológicas.** XXIII ENTEMME – Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalúrgica Extrativa. CD-ROM. Gramado – RS, 2009.

SALOMONS, W. Environmental impacto of metals derived from mining activities: processes, predictions, prevention. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 52, p. 23, 1995.

SCHNEIDER, C. H. **Controle da drenagem ácida de minas na mineração de carvão de Santa Catarina: caso da mina UM II – Verdinho.** Porto Alegre – RS, UFRGS, Dissertação de Mestrado, 2006.

SCHWARZBOLD, A. **O que é um rio?** Ciência & Ambiente. v. 21, p. 57-68, 2000.

SILVA, R. de A.; VIGÂNICO, E.M.; ARCE, I.S.; SCHNEIDER, I.A.H. **Produção de Magnetita a partir da Drenagem Ácida de Minas.** XXIII ENTEMME – Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalúrgica Extrativa. CD-ROM. Gramado – RS, 2009.

SILVEIRA, A.N.; SILVA, R.D.R.; RUBIO, J. Treatment of acid mine drainage (AMD) in South Brazil. Comparative Active Processes and Water Reuse. **International Journal of Mineral Processing**, v. 29, p. 92-202, 2009.

SILVEIRA, M.P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios.** São Paulo: EMBRAPA, 2004. 68p.

SOARES, A.B.; UBALDO, M.O.; SOUZA, V.P.; SOARES, P.S.M.; BARBOSA, M.C.; MENDONÇA, M.G. Design of a dry cover pilot test for acid mine drainage abatement in Southern Brazil. In: Materials Characterization and Numerical Modeling. **Mine Water and Environment**, v. 28, p. 219-231, 2009.

STEVENSON, R. J. Scale-dependent determinants and consequences of benthic algal heterogeneity. **Journal of the North American Benthological Society**, v.16, n.1, p.248-262, 1997.

STEVENSON, R. J.; SMOL, J. P. **Use of algae in environmental assessments.** In: **Freshwater Algae in North America: Classification and Ecology.** J. D. Wehr and R. G. Sheath (eds.). San Diego, p. 775-804, 2003.

TALGATTI, D. M.; GARCIA, M.; SCHEFFER, L. **O gênero *Eunotia* Ehrenberg (Bacillariophyta) do arroio do Ecocamping Municipal de Pelotas, RS, Brasil.** Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre, v. 5, p. 756-758, jul. 2007

TER BRAAK, C.J.F. Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, 67, p. 1167-1179, 1986

TRUDINGER, P.A. **Microbiological processes in relation to ore genesis.** In **Handbook of stratabound and stratiform ore deposits.** K.H. Wolf (eds.). Amsterdam. p. 135–190, 1976.

VALENTE, T.M.F. **Modelos de caracterização de impacto ambiental para escombrelas reactivas.** Portugal, Universidade de Minho, Tese de Doutorado, 2004.

VALENTE, T.M.F.; GOMES, C.L., The role of two acidophilic as ecological indicators of acid mine drainage sites. **Journal of Iberian Geology**, v.33, n.2, p.283-294, 2007.

VASQUEZ, B. A. F. **Tratamento secundário de drenagem ácida de mina em banhados construídos e lagoa de polimento.** Porto Alegre – RS, UFRGS, Dissertação de Mestrado, 2007.

VERB, R.G.; VIS, M.L. Macroalgal communities from an acid mine drainage impacted watershed. **Aquatic Botany**, v.71, p.93-107, 2001.

VIGÂNICO, E.M. **Produção de sulfato ferroso a partir de rejeitos de carvão.** Porto Alegre – RS, UFRGS, Dissertação de Mestrado, 2009.

WETZEL, C.E.; LOBO, E.A.; OLIVEIRA, M.A.; BES, D.; HERMANY, G. **Diatomáceas epilíticas relacionadas a fatores ambientais em diferentes trechos dos rios Pardo e Pardinho, bacia hidrográfica do Rio Pardo, RS, Brasil: resultados preliminares.** Caderno de Pesquisa Série Biologia, v. 14, n. 2, p. 16-38, 2002.

WETZEL, R. G. **Attached algal-substrata interactions: fact or myth, and when and how? In: Periphyton of freshwater ecosystems.** WETZEL, R. G (ed). Växjö, p. 207-215, 1983.

## ANEXO 1

Tabelas dos locais com os valores das variáveis físicas, químicas e físico-químicas de cada data amostral, média e desvio padrão.

Variáveis	Rio Ronco D'água				Média	Desvio Padrão
	11/07/2009	26/10/2009	22/12/2009	15/04/2010		
pH	3,8	4,7	3,8	4,3	4,1	0,40
Vazão (L/s)	350	590	167	576	420	173
Cor (Hazen)	19	4	17	16	14	6,65
Turbidez (NTU)	1,8	0,4	2,4	1,1	1,4	0,85
Precipitação (mm)	80,4	87	118	158,6	111	16,39
Temperatura (°C)	14	18	25	23	20	4,55
Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ )	323	320	332	549	381	5,10
Acidez (mg de $\text{CaCO}_3/\text{L}$ )	70,4	41,3	96,7	50	64,6	22,61
Potencial Redox (mV)	193	173	163	171	175	12,5
Sulfato ( $\text{mg L}^{-1}$ )	778	631	220	716	586	236
Fe (mg/L)	0,12	0,60	20,2	0,2	5,3	9,38
Al (mg/L)	4,6	5,9	36,1	2,8	12,35	14,56
Mn (mg/L)	0,66	1,28	0,38	0,63	0,74	0,37
Zn (mg/L)	0,52	0,53	0,57	0,13	0,44	0,02
Cd (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	0,00
Ca (mg/L)	24,8	23,5	18,9	27,45	23,68	2,55
Cr (mg/L)	0,01	0,01	ND	ND	0,01	0,01
Pb (mg/L)	ND	0,08	ND	0,05	0,07	0,04
Ni (mg/L)	0,58	0,54	0,15	0,07	0,33	0,19
Mg(mg/L)	9,7	8,9	5,46	0,00	6,03	1,85
N (mg/L)	0,4	0,4	0,4	0,2	0,35	0,00
P (mg/L)	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,00
Presença de algas	Pouca	Nenhuma	Nenhuma	Nenhuma	-	

ND – Não Detectado

Variáveis	Córrego Santa Líbera				Média	Desvio Padrão
	11/07/2009	26/10/2009	22/12/2009	15/04/2010		
pH	2,9	3,0	3,8	3,4	3,31	0,35
Vazão (L/s)	232	252	97	144	181	63,41
Cor (Hazen)	168	85	77	60	97,50	41,69
Turbidez (NTU)	18,4	27,2	69,2	11,7	31,6	22,38
Precipitação (mm)	76	91,6	83,2	156	101,7	31,83
Temperatura (°C)	15	18	25	22	20	3,81
Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ )	2540	1000	1442	1900	1720,50	570,19
Acidez (mg de $\text{CaCO}_3/\text{L}$ )	761,6	272	6282,9	715	2007,8	2475,57
Potencial Redox (mV)	266	239	240	238	245,75	11,71
Sulfato ( $\text{mg L}^{-1}$ )	8687	452	3926	1372	3609	3196
Fe (mg/L)	249,6	7,7	54,7	104,3	104,1	90,71
Al (mg/L)	122	24,1	90,3	31,1	66,8	40,85
Mn (mg/L)	7,41	1,90	2,87	3,85	4,01	2,08
Zn (mg/L)	9,12	3,01	3,73	2,84	4,67	2,59
Cd (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	0,00
Ca (mg/L)	87,50	44,55	64,4	32,77	57,31	20,78
Cr (mg/L)	0,04	0,02	ND	ND	0,03	0,02
Pb (mg/L)	0,04	ND	ND	0,075	0,06	0,03
Ni (mg/L)	0,98	0,77	0,43	0,6	0,69	0,20
Mg(mg/L)	23,63	18,20	20,09	0,00	15,48	9,15
N (mg/L)	0,6	0,03	0,4	0,4	0,36	0,21
P (mg/L)	0,01	0,01	0,2	0,04	0,07	0,08
Presença de algas	Pouca	Nenhuma	Nenhuma	Nenhuma	-	

ND – Não Detectado



Variáveis	Mina Antiga Barro Branco					Média	Desvio Padrão
	11/07/2009	26/10/2009	22/12/2009	15/04/2010			
pH	3,3	3,7	3,1	3,7	3,5	0,21	
Vazão (L/s)	3,5	3,3	11,5	4	5,5	3,83	
Cor (Hazen)	242	230	222	69	190,7	8,22	
Turbidez (NTU)	41,2	19,5	35,6	4,5	25,2	9,20	
Precipitação (mm)	39,9	178	190	55	115,7	68,11	
Temperatura (°C)	13	16	24	22	18,75	4,64	
Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ )	364	359	412	538	418,25	23,89	
Acidez (mg de $\text{CaCO}_3/\text{L}$ )	112	172,8	531,6	105	230,3	185,16	
Potencial Redox (mV)	224	206	210	203	210,7	7,72	
Sulfato ( $\text{mg L}^{-1}$ )	79	1595	213	669	639	685,50	
Fe (mg/L)	7,5	27,5	0,4	1,6	9,3	11,49	
Al (mg/L)	4,7	3,3	30,5	6,5	11,2	12,50	
Mn (mg/L)	0,43	0,38	0,22	0,37	0,35	0,09	
Zn (mg/L)	0,62	0,63	0,74	0,12	0,53	0,05	
Cd (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	
Ca (mg/L)	10,2	13,1	15,4	22,6	15,33	2,13	
Cr (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	
Pb (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	
Ni (mg/L)	0,49	0,63	0,19	0,48	0,45	0,18	
Mg (mg/L)	2,62	2,48	2,56	0	1,91	0,06	
N (mg/L)	0,2	0,2	0,2	0,4	0,25	0,00	
P (mg/L)	0,02	0,01	0,02	0,04	0,02	0,00	
Presença de algas	Abundante	Abundante	Nenhuma	Nenhuma	-		

ND – Não Detectado

Variáveis	Colonial					Média	Desvio Padrão
	11/07/2009	26/10/2009	22/12/2009	15/04/2010			
pH	2,8	2,7	2,7	3,3	2,8	0,08	
Vazão (L/s)	17,3	27,2	12,3	33,5	22,6	6,18	
Cor (Hazen)	108	3410	950	441	1227,2	1400,94	
Turbidez (NTU)	9,1	71,8	49,3	225	88,8	25,93	
Precipitação (mm)	76	91,6	83,2	156	101,7	31,83	
Temperatura (°C)	15	18	25	22	20	3,81	
Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ )	1900	2520	1096	1650	1791,5	582,96	
Acidez (mg de $\text{CaCO}_3/\text{L}$ )	704	1392	4349,7	625	1767,6	1581,58	
Potencial Redox (mV)	264	272	243	235	253,50	12,23	
Sulfato ( $\text{mg L}^{-1}$ )	823	2828	1993	1168	1703,5	822,44	
Fe (mg/L)	113,7	313,6	50,1	73,4	137,7	112,26	
Al (mg/L)	65,3	222	61,7	31,1	94,9	74,50	
Mn (mg/L)	1,94	4,72	0,35	2,35	2,34	1,81	
Zn (mg/L)	3,35	5,21	1,30	0,70	2,64	1,60	
Cd (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	
Ca (mg/L)	42,2	70,7	30,1	26,3	42,3	17,04	
Cr (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	
Pb (mg/L)	ND	0,13	0,13	0,06	0,11	0,06	
Ni (mg/L)	0,79	1,09	0,31	0,15	0,58	0,32	
Mg (mg/L)	7,99	8,40	4,10	ND	5,12	1,94	
N (mg/L)	4,4	1,64	0,6	0,6	1,81	1,60	
P (mg/L)	0,06	0,09	0,05	0,05	0,06	0,02	
Presença de algas	Média	Pouca	Nenhuma	Nenhuma	-		

ND – Não Detectado

Variáveis	Afluentes do Rio Sangão					Média	Desvio Padrão
	11/07/2009	26/10/2009	22/12/2009	15/04/2010			
pH	3,5	4,1	3,1	3,8	3,7	0,45	
Vazão (L/s)	455,3	434,2	254,8	400	386,1	89,94	
Cor (Hazen)	82	460	160	48	234	162,95	
Turbidez (NTU)	9	69,7	29,5	13,9	36,1	25,21	
Precipitação (mm)	76	91,6	83,2	156	101,7	31,83	
Temperatura (°C)	15	18	25	22	20	3,81	
Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ )	875	760	808	834	814,3	47,16	
Acidez (mg de $\text{CaCO}_3/\text{L}$ )	105,6	166,4	918,3	75	396,7	369,60	
Potencial Redox (mV)	225	235	216	193	225,33	7,76	
Sulfato ( $\text{mg}/\text{L}^{-1}$ )	107	1298	1026	1103	811	509,65	
Fe (mg/L)	5,4	7,8	5,5	7,6	6,2	1,11	
Al (mg/L)	8,0	1,5	33,2	2,3	14,3	13,65	
Mn (mg/L)	1,99	1,05	1,85	1,88	1,63	0,41	
Zn (mg/L)	2,23	2,56	0,9	2,48	1,90	0,72	
Cd (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	
Ca (mg/L)	50,2	35,4	61,8	25,8	49,1	10,81	
Cr (mg/L)	0,02	0,01	ND	ND	0,02	0,01	
Pb (mg/L)	ND	0,02	0,08	0,04	0,05	0,03	
Ni (mg/L)	0,60	0,70	0,21	0,60	0,5	0,21	
Mg (mg/L)	18,8	11,5	16,5	ND	15,6	3,07	
N (mg/L)	1,5	0,9	1,4	1,1	1,27	0,26	
P (mg/L)	0,01	0,01	0,02	0,01	0,0	0,00	
Presença de algas	Abundante	Média	Nenhuma	Nenhuma	-		

ND – Não Detectado

Variáveis	Rio Morozini					Média	Desvio Padrão
	11/07/2009	26/10/2009	22/12/2009	15/04/2010			
pH	3,1	3,4	2,9	3,5	3,2	0,25	
Vazão (L/s)	0,13	0,7	0,35	0,6	0,45	0,22	
Cor (Hazen)	19	116	50	439	156	167,10	
Turbidez (NTU)	0,64	5,5	0,9	6,0	3,3	2,50	
Precipitação (mm)	76	91,6	83,2	156	101,7	31,83	
Temperatura (°C)	15	18	25	22	20	3,81	
Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ )	955	1194	1105	1337	1147,7	138,69	
Acidez (mg de $\text{CaCO}_3/\text{L}$ )	172,8	137,6	2126,5	270	676,7	838,44	
Potencial Redox (mV)	230	234	220	202	221,50	12,36	
Sulfato ( $\text{mg L}^{-1}$ )	1521	742	2466	1011	1435,5	657,87	
Fe (mg/L)	6,9	5,7	5,3	1,9	4,9	1,84	
Al (mg/L)	16,3	23,4	49,7	12,9	25,6	14,45	
Mn (mg/L)	3,58	4,84	5,08	5,98	4,87	0,86	
Zn (mg/L)	1,28	1,66	1,143	0,51	1,15	0,42	
Cd (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	
Ca (mg/L)	65,1	98,9	102,9	33,8	75,18	28,06	
Cr (mg/L)	0,02	0,02	0,01	ND	0,02	0,01	
Pb (mg/L)	ND	0,02	0,12	0,06	0,07	0,05	
Ni (mg/L)	0,60	0,79	0,34	0,16	0,47	0,24	
Mg (mg/L)	21,9	27	26,5	80,8	39,06	24,18	
N (mg/L)	0,6	0,1	0,2	0,3	0,30	0,19	
P (mg/L)	0,03	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	
Presença de algas	Média	Média	Nenhuma	Abundante	-		

ND – Não Detectado