

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL**  
**INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E**  
**SANEAMENTO AMBIENTAL**

**PROPOSTA DE UM SISTEMA PASSIVO PARA O TRATAMENTO DA  
DRENAGEM ÁCIDA DE MINA GERADA NO DEPÓSITO DE REJEITOS DE  
CAPÃO DA ROÇA, CHARQUEADAS/RS – COPELMI MINERAÇÃO LTDA**

**Artur Estacha Armino Estacha Segredo**

**Dissertação para obtenção do título de Mestre em Engenharia**

**Porto Alegre, 2014**

**Artur Estacha Armindo Estacha Segredo**

**PROPOSTA DE UM SISTEMA PASSIVO PARA O TRATAMENTO DA  
DRENAGEM ÁCIDA DE MINA GERADA NO DEPÓSITO DE REJEITOS DE  
CAPÃO DA ROÇA, CHARQUEADAS/RS – COPELMI MINERAÇÃO LTDA**

Dissertação apresentada ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, para obtenção do título de mestre pelo curso de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

**Orientador: Luíz Fernando de Abreu Cybis**

**Porto Alegre, 2014**

Orientador

---

Prof. Dr. Luíz Fernando de Abreu Cybis

Banca examinadora

---

Prof. Gerson Luíz Miltzarek (PPG3M/UFRGS)

---

Profa. Lúcia Ribeiro Rodrigues (IPH/UFRG)

---

Prof. Pedro Antônio Reginato (IPH/UFRGS)

Porto Alegre, 2014

## **AGRADECIMENTOS**

À Deus, pela vida e por todas as coisas que Ele nos proporciona.

Aos meus pais: Armindo Estacha Segredo e Fátima Ussene, pelos ensinamentos diversos.

À minha esposa e filho, pela motivação e capacidade de suprirem momentos difíceis durante a minha ausência.

À direção do IPH, Professores, colegas e funcionários diversos pela recepção, ensinamento e encaminhamento.

À comunidade moçambicana em Porto Alegre, pelo companheirismo.

Ao meu Orientador Prof. Dr. Luíz Fernando de Abreu Cybis, pela confiança e oportunidade de pesquisar sobre um tema de extrema importância para o meu país e minha carreira profissional.

Ao governo moçambicano através do crédito do Banco Mundial, pela concessão da bolsa de estudos.

Ao governo Brasileiro através da UFRGS, por me terem concedido a vaga para frequentar o curso.

À Empresa COPELMI Mineração LTDA pela colaboração durante a realização da pesquisa.

## RESUMO

A drenagem ácida de mina (DAM) gerada no processo de mineração de carvão, na presença de minerais sulfetados, tem provocado danos ambientais significativos no ecossistema de sua abrangência. Tecnologia de tratamento ativo baseada em processos de Neutralização, Precipitação e Sedimentação tem sido empregada para atenuar a carga de poluentes no efluente, antes do seu descarte em corpos receptores. A mesma, apesar da sua eficiência vem se mostrando bastante onerosa quando aplicada durante um longo período, devido aos custos com insumos, manutenção, potencial humano e energia. Nos últimos anos, vem sendo desenvolvidos sistemas que socorrem-se da ocorrência natural de processos químicos, biológicos e físicos para purificar água de mina contaminada. Estes são designados sistemas passivos, cuja implantação e funcionamento tem se mostrado menos onerosa em relação ao sistema ativo. Capão da Roça, situado no município de Charqueadas é uma das regiões do Brasil onde ocorre contaminação de solos e rios pela DAM gerada a partir de um depósito de rejeitos. Aplicando o fluxograma recomendado por diversos autores para a seleção do sistema passivo, tomando em conta as características do efluente achou-se viável instalar um canal aberto de calcário para o tratamento da DAM do Capão da Roça em virtude de a mesma apresentar acidez maior que a alcalinidade, oxigênio dissolvido maior que 5mg/l,  $Fe^{+3}$  maior que 25% em relação ao  $Fe^{2+}$ . A quantidade de efluente e a declividade do terreno da área estudada permite que se opere com vazão maior que 12m<sup>3</sup>/h no sistema passivo. De acordo com a acidez do efluente foi determinado o tempo de detenção de 1hora para o tratamento da DAM no sistema. A partir de estudos similares sobre o uso de calcário em sistemas passivos, encontrou-se a massa de 338,6 toneladas para o empreendimento funcionar em 10 anos, considerando uma dissolução de calcário de 100%, num canal com 10% de declividade, 1m de profundidade e 2, 5 metros de largura para tamponar uma solução de DAM com vazão de 1000 L.min<sup>-1</sup> num canal de 47metros de comprimento. De acordo com cálculos baseados num modelo empírico, ficou demonstrado que o diâmetro e área de superfície do calcário poderão diminuir ao longo do tempo, considerado a sua dissolução.

**Palavras-chave:** Carvão; Drenagem Ácida de Mina; Sistema passivo; Canal Aberto de Calcário; Dimensionamento do sistema passivo.

## ABSTRACT

Acid mine drainage (AMD) generated in the coal mining process in the presence of sulfide minerals, have been causing significant environmental damages to the ecosystem of its coverage. Active treatment technology based on neutralization, precipitation and sedimentation processes, has been used to alleviate the load of pollutants in the effluent prior to discharges into receiving bodies. Despite their efficiency has proved quite costly when applied over a long period due to input costs, maintenance, manpower and energy. In recent years project defined 'passive treatment' has been developed as the improvement of water quality using only naturally occurring chemical, biological and physical processes, hence, the deployment and operation have been less costly compared to the active systems. Capão da Roça, located in the municipality of Charqueadas is one of the regions of Brazil where occurs contamination of soils and rivers by AMD generated from a waste dump. Using the flowchart recommended by several authors for selecting the passive system, taking into account the wastewater characteristics, was found to be feasible to install an open limestone channel for the treatment of AMD because it has higher acidity than alkalinity, dissolved oxygen greater than 5mg / l,  $\text{Fe}^{3+}$  greater than 25 % in relation to  $\text{Fe}^{2+}$ . The amount of effluent and the slope of the study area terrain allows to operate with a flow rate greater than  $12\text{m}^3/\text{h}$  in the passive system. According to the acidity of the effluent was determined retention time of 1 hour for the treatment of the AMD system. From similar studies on the use of limestone in passive systems, was found the mass of 338.6 tons for the enterprise operating over 10 years, assuming a 100% limestone dissolution channel with a 10% slope, 1 meter deep and 2,5 meters wide to buffer an AMD solution with a flow rate of  $1000\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$  in channel with 47 meters of length. According to the calculations based on empirical model, it was shown that the diameter and the surface area of limestone may decline over time, considering its dissolution.

**Keywords:** Coal; Acid Mine Drainage; Passive system; Open Channel Limestone; Sizing of passive system .

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	1
2. OBJETIVOS .....	4
2.1. Objetivo Geral .....	4
2.2. Objetivos Específicos .....	4
3. JUSTIFICATIVA .....	5
4. LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA ÁREA DE ESTUDO .....	7
4.1. Clima .....	8
4.2. Relevo .....	8
4.3. Geologia .....	8
4.4. Ocorrência de Carvão .....	9
4.5. Solos .....	10
5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	11
5.1. Drenagem Ácida de Mina (DAM) .....	13
5.1.1. <i>Gênese da DAM</i> .....	13
5.1.2. <i>Características da DAM</i> .....	22
5.1.3. <i>Impactos da DAM Sobre o Meio Ambiente</i> .....	25
5.2. Tratamento da Drenagem Ácida de Mina (DAM) .....	28
5.2.1. <i>Sistemas de Tratamento Ativo da DAM</i> .....	32
5.2.2. <i>Sistemas Passivos de Tratamento da DAM</i> .....	35
5.2.2.1. <i>Geração de Alcalinidade em Sistemas Passivos de Tratamento</i> .....	37
5.2.2.2. <i>Oxidação e Hidrólise de Metais em Sistemas Passivos</i> .....	40
5.2.2.3. <i>Oxidação e Hidrólise de Ferro</i> .....	41
5.2.2.4. <i>Oxidação e Hidrólise de Manganês</i> .....	42
5.2.2.5. <i>Oxidação e Hidrólise de Alumínio</i> .....	44
5.3. <i>Gestão do lodo gerado no tratamento da DAM</i> .....	50
5.4. Vantagens e Desvantagens Decorrentes da Aplicação de Sistemas Passivos .....	51
5.4.1. <i>Vantagens</i> .....	51
5.4.2. <i>Desvantagens</i> .....	51
5.5. Parâmetros de Controle .....	52
6. METODOLOGIA .....	54
6.1. Caracterização do efluente usado na escolha e dimensionamento do sistema de tratamento ....	54
6.2. Critérios usados para a proposta de Canal de Aberto de Calcário como sistema de tratamento da DAM .....	55
6.3. Dimensionamento do Canal Aberto de Calcário .....	56
7. RESULTADOS .....	60
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	72
9. RECOMENDAÇÕES .....	74
10. LISTA BIBLIOGRÁFICA .....	76
ANEXOS .....	85
ANEXOS I: Parâmetros de monitoramento da DAM, Capão da Roça (2008-2013). (COPELMI Mineração Ltda, 2013) .....	86
ANEXO II: Pontos de Monitoramento de efluente e água subterrânea em Capão da Roça/Charqueadas .....	107

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Sulfetos passíveis de originar a DAM e produtos formados na sua neutralização .....	14
<b>Tabela 2.</b> As principais propriedades físicas da pirita (adaptado de O'Donoghue, 2006) .....	15
<b>Tabela 3.</b> Diferentes concentrações de alguns parâmetros presentes em algumas amostras da DAM. Adaptado de CETEM/MCT (2001).....	25
<b>Tabela 4.</b> Síntese de medidas aplicadas no tratamento da DAM (adaptado de Kotompoulos ,1998)..	29
<b>Tabela 5.</b> Parcelas mensais dos custos de tratamento (Bandeira & Mendes, 2009).....	34
<b>Tabela 6:</b> Dados de análise realizados antes e após a neutralização em CAC. Amaral (2007).....	49
<b>Tabela 7.</b> Resultados esperados no tratamento da DAM em canais abertos de calcário. Adaptado de Trindade & Soares (2004).....	49
<b>Tabela 8.</b> Parâmetros para emissão de efluentes em corpos receptores segundo as resoluções CONAMA 430/2011 e CONSEMA 128/2006.....	53
<b>Tabela 9:</b> Características da DAM coletada na área do Capão da Roça (Amaral 2007).....	55
<b>Tabela 10:</b> Exemplos de dimensionamento de Canal Aberto de Calcário (EPA, 2000). .....	57
<b>Tabela 11:</b> Parâmetros de monitoramento da DAM, (COPELMI Mineração Ltda, 2013) .....	61
<b>Tabela 12:</b> Decrescimento da área superficial da pedra calcária com o decrescimento da massa durante o tempo de vida de um canal aberto .....	68



## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Mapa do Município de Charqueadas.....	7
<b>Figura 2:</b> Formações geológicas ocorrentes em Charqueadas. (Fonte: RMPA/CPRM/SMQA) .....	9
<b>Figura 3:</b> A-ilustra alguma maquinarias usadas em processo de lavra e beneficiamento; B-ilustra uma área de estocagem de rejeitos.....	11
<b>Figura 4:</b> Fluxograma geral das atividades de mineração de carvão (Nascimento et al., 2002). .....	12
<b>Figura 5.</b> Estrutura química (tetraédrica) e imagem da pirita. Adaptado de Sand et al., 2001.....	15
<b>Figura 6.</b> Modelo conceitual dos principais processos envolvidos na geração de DAM em depósitos de Rejeitos.....	16
<b>Figura 7:</b> Representação de fluxo da água e oxigênio numa pilha de rejeitos .....	17
<b>Figura 8:</b> Esquema dos mecanismos diretos e indiretos de oxidação bacteriana .....	20
(Zeballos , 2001 apud Farfan et al., 2004). .....	20
<b>Figura 9:</b> Gráfico pH-Tempo para os três estágios da geração da DAM (Stumm & Morgan, 1981 apud Prado et al., 2011) .....	21
<b>Figura 10:</b> A-DAM (fresca) gerada a partir da passagem de córregos, água da chuva e afloramentos naturais por minas de carvão desativadas ou pilhas de estocagem; B- DAM gerada em rejeitos de carvão dispostos ou abandonados à céu aberto. ( Rubio & Silva, 2009).....	24
<b>Figura 11:</b> A e B ilustram áreas afetadas pela DAM. (Bauers et al., 2006) e (Fossatti et al., 2011) respectivamente.....	27
<b>Figura 12:</b> Deposição sub-aquática e processos envolvidos (INAP, 2012). .....	30
<b>Figura 13.</b> Esboço de uma cobertura seca para minimizar a geração da DAM (Johnson & Hallberg, 2005). .....	31
<b>Figura 14.</b> Diagrama esquemático do sistema de tratamento DAM. (Rubio & Silva, 2009).....	34
<b>Figura 15:</b> Comparação da capacidade de tamponamento de calcita e dolomita em sistemas abertos em equilíbrio termodinâmico. Uma mole de sólidos finos por litro é titulada com uma solução de ácido sulfúrico (0,2 ml / L) (Bernier et al., 2001).....	39
<b>Figura 16:</b> Calcário Dolomítico (Amaral, 2007).....	40
<b>Figura 17.</b> Diagrama Eh-pH para o ferro, mostrando áreas de solubilidade de espécies dissolvidas (azul) e espécies sólidas (Bronzeado). Limite superior é ao ar livre, limite inferior de redução. Condições: $10^{-4}$ Fe ~6 mg / L, $10^{-3}$ SO <sub>4</sub> ~ 96 mg / L. (Rose, 2010). .....	42
<b>Figura 18.</b> Diagrama Eh-pH para Mn. Área sombreada mostra fases insolúveis nas condições indicadas.....	43
<b>Figura 19:</b> Concentração de alumínio dissolvido versus pH em descargas de águas de mina (PIRAMID Consortium, 2003). .....	45
<b>Figura 20:</b> (A) Calcário antes e (B) após tratamento em Canal Aberto de calcário (Amaral, 2007). ..	47
<b>Figura 21.</b> Corte transversal de um canal aberto de calcário (Helfrich, 1999).....	48
<b>Figura 22.</b> Retrato de um canal de calcário aberto construído (Ziemkiewicz et al., 1994).....	48
<b>Figura 23:</b> Lodo férrico resultante da Neutralização da DAM (Silva, R.D., 2009) .....	50
<b>Figura 24:</b> Localização de Ponto de coleta da amostra. ....	60
<b>Figura 25.</b> Estação de tratamento de efluentes e respectivas bacia de sedimentação de flocos de DAM tratada em método de neutralização e Floculação (sistema ativo) e – Capão da Roça, COPELMI/RS (2014). .....	61
<b>Figura 26:</b> Gráfico de histórico de pH ao longo dos anos 2008 à 2013. ....	62
<b>Figura 27:</b> Gráfico do histórico de acidez ao longo dos anos de 2008 à 2012. ....	63
<b>Figura 28:</b> Gráfico do histórico de acidez ao longo dos anos de 2008 à 2012. ....	64
<b>Figura 29:</b> Fluxograma auxiliar para escolha do sistema de tratamento passivo .....	65

<b>Figura 30:</b> À esquerda, o canal contendo DAM formada na interação entre água, oxigênio e rejeitos de carvão, e à direita, uma bacia de contenção de água do primeiro canal. ....	69
<b>Figura 31:</b> Mapa do Capão da Roça extraído do Google Earth e usado para ilustrar locais de implantação do projeto. ....	70

## LISTA DE SIGLAS

A.....	Área
ANEEL.....	Agência Nacional de Energia Elétrica
atm.....	atmosfera
CETEM.....	Centro de Tecnologia Mineral
Cm.....	Centímetro
CONAMA.....	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CONSEMA.....	Conselho Estadual do Meio Ambiente
CAC.....	Canal Aberto de Calcário
CR.....	Capão da Roça
C Trat.....	Custo de Tratamento
URSS.....	União das Repúblicas Socialistas Soviéticas
DAM.....	Drenagem ácida de Mina
DAC.....	Dreno Anóxico de Calcário
DNPM.....	Departamento Nacional de Produção Mineral
DQO.....	Demanda Química de Oxigênio
Ea.....	Energia de ativação
Eh.....	Potencial redox
EPA.....	Environment Protection Agency
ETE.....	Estação de Tratamento de Efluente
EUA.....	Estados Unidos da América
FAD.....	Flotação por Ar Dissolvido
g.....	grama
h.....	horas, altura
Hab.....	Habitação
IBAMA.....	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente
INAP.....	The International Network for Acid Prevention

Kg.....	Kilograma
Km.....	Kilómetro
L.....	Litro
LAEmet.....	Laboratório de estudos Ambientais para a Metalurgia
m.....	metro
MEND.....	Mine Environment Neutral Drainage Program
min.....	minutos
Mol.....	Mole
MCT.....	Ministério da Ciência e Tecnologia
mg.....	miligrama
ml.....	mililitro
NF.....	Neutralização e Floculação
OD.....	Oxigênio Dissolvido
PAC.....	Policloreto de Alumínio
PEE.....	Ponto de monitoramento de Efluente Externo
PEI.....	Ponto de monitoramento de Efluente Interno
Pz.....	Piezômetro
PIRAMID.....	Passive In-situ Remediation of Acidic Mine / Industrial Drainage
pH.....	Potencial Hidrogeniônico
PPG3M.....	Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalurgia e Materiais
ppm.....	partes por milhão
Q.....	Vazão
r.....	Raio
R.....	Constante universal dos gases
ROM.....	Run of Mine
SIECESC.....	Sindicato da Indústria de Extração de Carvão do Estado de Santa Catarina
SD.....	Sólidos Dissolvidos

SSPA.....Sistemas Sucessivos de Produção de Alcalinidade  
SS.....Sólidos Suspensos  
ST.....Sólidos Totais  
STD.....Sólidos Totais Dissolvido  
ton.....toneladas  
T.....Temperatura  
TAC.....Termo de Ajustamento de Conduto  
UFRGS.....Universidade Federal do Rio Grande do Sul  
 $\mu\text{Sm}$ .....MicroSiemens  
V.....volt  
N.D.....Não Dectectado

## 1. INTRODUÇÃO

O carvão mineral é uma rocha sedimentar combustível, formada a partir de determinados vegetais que sofreram soterramento em bacias originalmente pouco profundas. De acordo com DNPM (1987), fatores como a pressão, a temperatura, a tectônica e o seu tempo de atuação, determinaram a carbonificação gradativa da matéria vegetal original, que sofreu modificações significativas com a perda de O<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O e enriquecimento em carbono.

O carvão é o combustível fóssil com maior disponibilidade no mundo, podendo ser encontrando em quantidades expressivas na América do Norte, América do Sul e Central, Europa, antiga URSS, África, Oriente Médio e Ásia. As reservas totalizam 847,5 bilhões de toneladas, quantidade suficiente para atender a produção atual por 130 anos (ANEEL, 2008). Recentemente, outras grandes reservas de carvão vêm sendo descobertas, aumentando cada vez mais a quantidade deste combustível no mundo. Tal é o caso de Moçambique, com reservas estimadas em cerca de 23 mil milhões de toneladas, esperando-se que o potencial do país incremente no futuro, dado que os processos de prospecção e pesquisa ainda estão em curso (Charas, 2013).

A mineração de carvão pode ser subterrânea ou a céu aberto. A mineração subterrânea implica em abertura de poços, planos inclinados, ou galerias de encosta para extração do minério, transporte de materiais e de pessoal. A lavra a céu aberto consiste nas operações de remoção da cobertura de material estéril e a extração da camada de carvão descoberta.

Durante a Segunda Guerra Mundial, o carvão mineral passa a constituir uma importante fonte de energia para o Brasil, pois, dentre outros aspectos, nascia a siderurgia nacional que demandava um maior emprego deste recurso no próprio país (Gonçalves & Mendonça, 2007).

De acordo com ANEEL (2008), o carvão é uma das formas de produção de energia mais agressivas ao meio ambiente. Ainda que sua extração e posterior utilização na produção de energia gere benefícios econômicos (como empregos diretos e indiretos, aumento da demanda por bens e serviços na região e aumento da arrecadação tributária), o processo de produção, da extração até a combustão, provoca significativos impactos socioambientais.

Nascimento et al. (2002), revelam que, de cada 1000kg de material minerado, aproximadamente 600 kg é composto por “rejeitos e estéreis” que são depositados no entorno

da área minerada. O carvão mineral é potencialmente rico em pirita ( $\text{FeS}_2$ ), substância responsável pela geração do efluente designado drenagem ácida de mina (DAM).

O efluente gerado em processos industriais de mineração, na maioria dos casos, tem contribuído para a alteração da qualidade física, química ou biológica da água, capaz de ultrapassar os padrões estabelecidos para a classe, conforme o seu uso preponderante. Considera-se ação dos agentes: físicos materiais (sólidos suspenso) ou formas de energia (calorífica ou radiações), químicos (substâncias dissolvidas ou com potencial solubilização), biológicos (micro-organismos).

Erkman (1997) entende que a partir do conhecimento de como os sistemas industriais funcionam e são regulados, de suas interações com a biosfera e do conhecimento disponível sobre meio ambiente, esses sistemas seriam reestruturados para compatibilização com os ecossistemas naturais. Atualmente temas como Ecologia Industrial, produção mais limpa, tem sido amplamente discutidos, visando conter os índices de emissão de cargas nocivas ao meio ambiente.

Visando explorar o carvão mineral de forma sustentável, várias técnicas de controle da ecologia industrial vêm sendo introduzidas nas instituições de mineração incluindo as que operam em países em desenvolvimento.

O nível de controle necessário ou imposto é frequentemente definido em termos da melhor tecnologia disponível, cuja determinação depende de dois fatores primordiais: informação disponível e condições econômicas. Diante da necessidade de controle, torna-se lógico que se deve considerar a melhor tecnologia disponível quando ela oferecer vantagens significativas em comparação com outras técnicas. Entretanto, a fim de identificá-la e aplicá-la, é indispensável contar com informações que definam as condições de aplicabilidade e desenvolvimento da tecnologia de controle da poluição (Braile & Cavalcanti, 1979).

As técnicas propostas para o tratamento da DAM geralmente incluem combinações de neutralização e precipitação com cal, oxidação com peróxido, osmose reversa, adsorção e troca iônica e muitas têm se mostrado economicamente inviáveis ou tecnicamente deficientes (Silveira et al., 2007). Outras técnicas consideradas secundárias ou passivas vêm sendo aplicadas para o tratamento da DAM por se mostrarem eficientes e menos onerosas. Entre as principais tecnologias passivas podem se destacar banhados construídos, drenos anóxicos de calcário (DAC), sistemas sucessivo de produção de alcalinidade (SSPA), lagoas de calcário e

canais abertos de calcário (CAC). Os critérios de escolha de um destes métodos para a sua aplicação no tratamento da DAM serão apresentados nos capítulos seguintes.



## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo Geral**

Propor um sistema passivo de tratamento da Drenagem Ácida de Mina (DAM) gerada no depósito de rejeitos de mineração de carvão de Capão da Roça – Charqueadas/ RS.

### **2.2. Objetivos Específicos**

- a) Identificar e propor um sistema de tratamento passivo da DAM compatível com as características do efluente, disponibilidade do material de neutralização e características da região;
- b) Estabelecer critérios construtivos do sistema de tratamento da DAM a ser proposto;
- c) Efetuar o dimensionamento do sistema de tratamento da DAM a ser proposto.

### 3. JUSTIFICATIVA

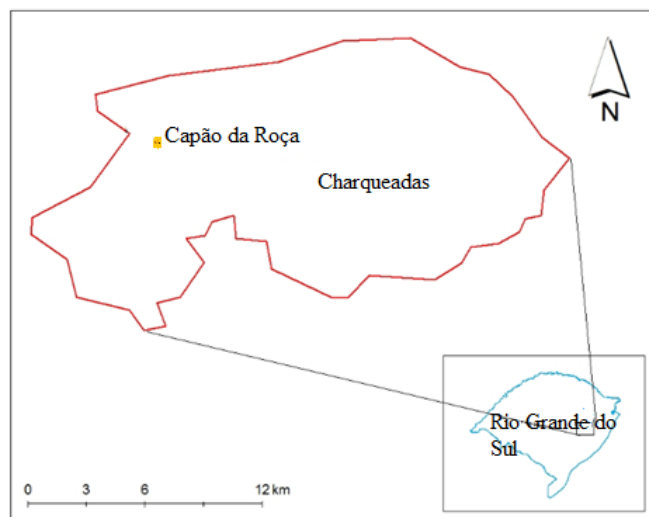
Em Novembro de 2007, o Ministério Público do Estado do Rio Grande do Sul através da Promotoria de Justiça de Charqueadas, em inquérito civil nº 001/96, emitiu uma notificação à direção da COPELMI Mineração Ltda., cujo objeto era “Ciência do adimplemento da cláusula primeira do TAC, conforme o laudo da Divisão de Assessoramento Técnico do Ministério Público, acerca do Capão da Roça.

COPELMI Mineração Ltda recebeu na área de Capão da Roça, município de Charqueadas, rejeitos do carvão beneficiado na Empresa Aços Finos Piratini, pela tecnologia de meios densos. Esta atividade já foi a tempo encerrada e, conseqüentemente, ocorreu a disposição de rejeitos de carvão. As constatações seguintes foram feitas acerca do local afetado pelo passivo ambiental: Os efeitos visíveis derivados da drenagem ácida dos rejeitos de carvão expostos à céu aberto continuavam sendo observados na área do Capão da Roça, ocorriam áreas com rejeito, o efluente líquido derivado da drenagem ácida possuía baixo pH e condições favoráveis à solubilização de metais presentes no rejeito de carvão. Não havia sido instalado um sistema de tratamento para redução da carga poluente anterior ao descarte do efluente no corpo receptor. Foi identificada a formação de material em suspensão em pontos onde a DAM recebia outras contribuições. De modo a corrigir a situação, técnicos da empresa COPELMI Mineração Ltda introduziram medidas com o propósito de reduzir o impacto da DAM sobre o ecossistema do entorno, e iniciou-se em simultâneo, o processo de monitoramento da qualidade de águas ora descritas como afetadas. Inicialmente, foi introduzido o material alcalino junto ao rejeito, na proporção de 1,5 ton cinzas/ton rejeito, esperava-se que o mesmo consumisse a acidez gradativamente, minimizando os efeitos da drenagem ácida. Monitorando parâmetros associados ao processo de drenagem ácida e ao sistema de tratamento de efluentes tais como pH, DQO, sólidos suspensos, sólidos sedimentáveis, condutividade, alcalinidade, sulfatos, ferro total, alumínio total, manganês total, zinco total, cor, além de elementos-traço como chumbo total, cromo total, arsênio total, selênio total, cobalto total, níquel total, cádmio total e mercúrio total, chegou-se a conclusão de que continuava sendo gerada daí que, outras medidas eram necessárias para atender aos parâmetros de descarga de efluentes estabelecidos para aquela época. Uma ETE com técnica de Neutralização-Floculação e Sedimentação em Bacias, cujo mecanismo de remoção será adiante descrito foi instalada nas proximidades da área contaminada. Apesar da sua eficiência no tratamento da DAM, este método vem acarretando custos avultados com insumos,

manutenção, potencial humano e energia elétrica. Esperando-se que a geração da DAM persista por um longo período, existe uma necessidade premente de implantar no local, métodos baratos de remediação que sejam igualmente eficientes. Daí que, o presente trabalho debruçar-se-á sobre o tratamento da DAM gerada no depósito de rejeitos de Capão da Roça, município de Charqueadas usando tecnologias passivas.

#### 4. LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA ÁREA DE ESTUDO

A figura 1 ilustra o mapa do município de Charqueadas e a localização do Capão da Roça que é área concreta de estudo.



**Figura 1:** Mapa do Município de Charqueadas

Charqueadas é um município do estado do Rio Grande do Sul. Localiza-se na Região Metropolitana de Porto Alegre a 29°57'17" de latitude sul e 51°37'31" de longitude oeste, e a uma altitude de 30 metros. Dista 57 quilômetros de Porto Alegre e possui uma área de 77,5Km<sup>2</sup>. Emancipou-se do município de São Jerônimo em 28 de Abril de 1982, pela Lei 7.654. A origem territorial e fator econômico determinante dessa emancipação foi uma mina de carvão mineral existente na área. Essa mina corresponde a 10% das reservas totais de carvão do Rio Grande do Sul. Ela encontra-se localizada no delta do Rio Jacuí, entre o município de Canoas e de São Jerônimo (CENECO, 2000).

A área de estudo, o Capão da Roça, está localizada na periferia da zona central da cidade urbana entre as vilas residenciais Aços Finos Piratini e a COHAB. Ao norte desta área fica a zona central da cidade e ao sul, áreas de campos de criação de gado e áreas reflorestadas com eucaliptos.

A seguir são apresentadas as características da área de estudos em termos de clima, relevo, geologia, ocorrência de carvão e solos.

#### **4.1. Clima**

De acordo com o Atlas Geográfico de Charqueadas (1999), o clima do município de Charqueadas é subtropical úmido com verões quentes e chuva regularmente distribuída no ano. Considerando-se a estação meteorológica de Triunfo (DEPRC), cujas observações são realizadas desde 1953, a temperatura média anual é de 19,1°C (graus Celsius) e caem no ano em média 1350mm de chuva (1mm = 1 litro de água por metro quadrado).

#### **4.2. Relevo**

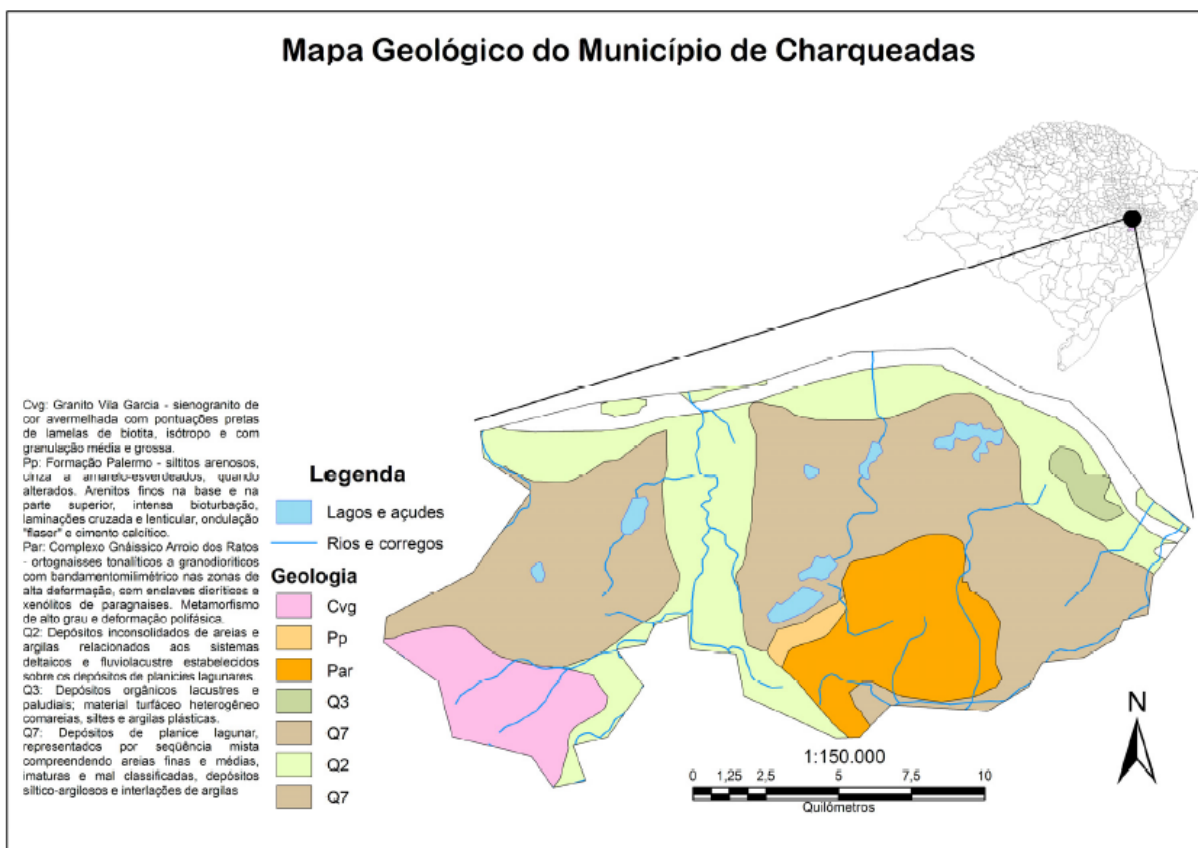
A maior porção do município de Charqueadas está em altitudes menores do que 40 metros. Os terrenos são planos e em alguns locais até sujeitos a enchente. As áreas mais elevadas do município localizam-se em terrenos Pré-Cambriano e apresentam-se com relevo ondulado. O ponto mais alto tem 160 metros de altitude e encontra-se na divisa com o município de Arroio dos Ratos.

#### **4.3. Geologia**

Charqueadas está localizado na formação do Rio Bonito. A formação do Rio Bonito assenta-se sobre o Grupo Itararé ou na falta deste, diretamente sobre o embasamento cristalino. O mergulho da formação oscila entre 1° e 2° para o norte e nesta região ocorre somente em subsuperfície. Sua litologia compõe-se de arenitos quartzosos finos a médios, com matriz siltica e estratificações cruzadas acanaladas, plano-paralelas e lenticulares. Em testemunhos de sondagens as cores variam de cinza até esbranquiçado. As rochas de granulometria mais fina (siltitos e argilitos) apresentam, quando alterados, coloração amarelada e ocorrem tanto como intercalação nos arenitos como camadas bem definidas e espessas, quando então são maciços e freqüentemente carbonosos. Na porção basal conglomerados de pouca espessura, de matriz areno-siltica e clastos de rochas graníticas e gnáissicas intercalam-se como níveis de arenitos (Plano Ambiental de Charqueadas. Disponível em:

<http://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=4&ved=0CDEQFjAD&url=http%3A%2F%2Fcomuma.org>. acesso em: 15 fev. 2015)

A figura 2 apresenta as formações geológicas ocorrentes em Charqueadas.



**Figura 2:** Formações geológicas ocorrentes em Charqueadas. (Plano Ambiental de Charqueadas Disponível em:

<http://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=4&ved=0CDEQFjAD&url=http%3A%2F%2Fcomuma.org.>> acesso em: 15 fev. 2015).

#### 4.4. Ocorrência de Carvão

Charqueadas está localizado na formação geológica do Rio Bonito, que integra a Bacia do Paraná, na qual estão situadas as Jazidas de Charqueadas-Guaíba-Santa Rita, situadas à 40 Km a oeste de Porto Alegre, compõe a maior jazida carbonífera da Bacia de São Jerônimo/Canoas (CENECO, 2000). As reservas de carvão são grandes, mas o carvão é explorado apenas em alguns lugares. Debaxo da cidade de Charqueadas e do rio Jacuí, junto da cidade o carvão foi explorado. Atualmente, o carvão é trazido de outras minas de municípios vizinhos. O carvão ocorre em diferentes profundidades. Em Charqueadas, a mina é subterrânea. Já em municípios próximos como Butiá, a exploração é a céu aberto (na superfície). Em Minas do Leão, existem os dois tipos de minas, subterrâneas e a céu aberto.

#### **4.5. Solos**

De acordo com CENECO (2000) solo da área de localização da jazida é classificado pelo IBGE (1990) como Planossolo, típico de áreas baixas onde o relevo permite o excesso de água permanente ou temporário, ocasionando fenômenos de redução que resultam no desenvolvimento de perfis com cores cinzentas indicativas de gleização. São geralmente solos mal ou imperfeitamente drenados cujas características marcante é a presença de horizonte superficial aluvial com textura arenosa ou média, que contrasta abruptamente com o horizonte subjacente B, de elevada concentração de argila.

## 5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A abordagem detalhada da gestão de resíduos e da drenagem ácida em mineração exige um conhecimento aprofundado de aspectos geotécnicos, hidrológicos, hidrogeológicos, climáticos, físico-químicos, químicos, microbiológicos, econômicos, ambientais entre outros. O presente trabalho dará ênfase à geração e mitigação das drenagens ácidas de mina de carvão.

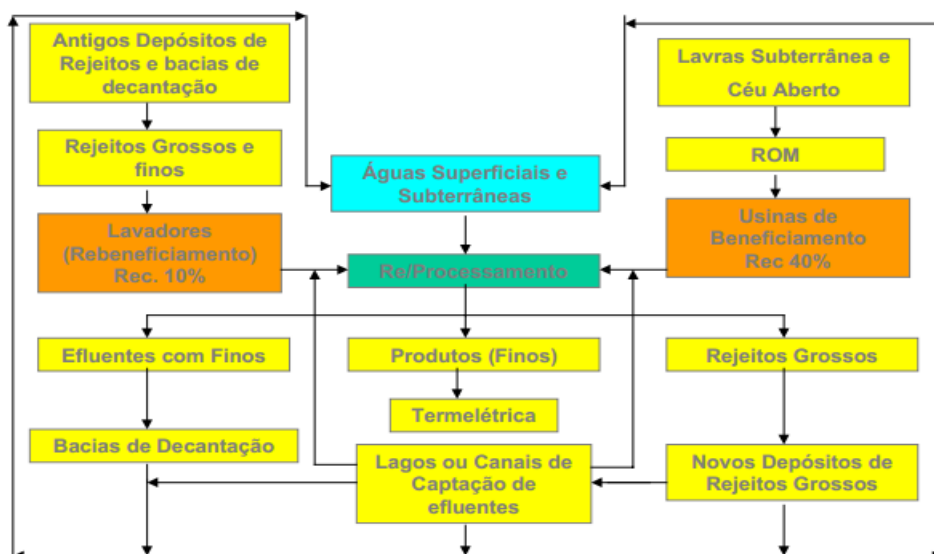
A lavra de carvão pode ser feita a céu aberto/subterrânea, conforme a profundidade da camada de carvão a ser explorada. Maquinarias como pá carregadeira, escavadeira, caminhão fora de estrada, perfuratriz, caminhão cisterna, trator de esteira bem como a própria usina de beneficiamento, fazem parte do processo produtivo do qual se registram implicações sobre as qualidades de ar, solo e água (figura 3).



**Figura 3:**A-ilustra alguma maquinarias usadas em processo de lavra e beneficiamento; B-ilustra uma área de estocagem de rejeitos.

As atividades de mineração podem ser resumidas de acordo com o ilustrado na figura seguinte (figura 4).





**Figura 4:** Fluxograma geral das atividades de mineração de carvão (Nascimento et al., 2002).

Geralmente podem ser apontados os seguintes problemas associados às minas de carvão e respectivas plantas de beneficiamento: áreas mineradas e não recuperadas; depósitos de rejeitos não estocados devidamente; contaminação da água da mina e água da planta de beneficiamento com a presença de lixívias ácidas provenientes da pirita do carvão; bacias de sedimentação de particulados finos sem a devida restauração; e minas de encosta não fechadas.

De acordo com Nascimento et al. (2002), o carvão extraído em minas à céu aberto/subterrânea é enviado às usinas de beneficiamento sendo que, para cada tonelada de ROM (Run of Mine) lavrado, são gerados cerca de 60% de resíduos sólidos (rejeitos grossos e finos) e aproximadamente 1,5 m<sup>3</sup> de efluentes ácidos.

Borma & Soares (2002) salientam que as condições naturais predominantes na região onde se localiza o depósito de rejeitos, tais como as formações geológicas subjacentes, clima e proximidade de corpos hídricos são também relevantes para a gestão da disposição dos resíduos, no que diz respeito à geração da DAM.

Estudos realizados nos EUA mostraram os seguintes fatos: uma típica mina abandonada requer o tratamento de quase 3 milhões de m<sup>3</sup> de DAM por ano; o efeito nocivo da DAM persiste até décadas ou mesmo século, após a cessação das atividades de mineração.

## 5.1. Drenagem Ácida de Mina (DAM)

O fenômeno de formação de ácido sulfúrico a partir da oxidação de um sulfeto de mineral no meio ambiente é conhecido como drenagem ácida de minas (DAM) (Rimstidt & Vaughan, 2003). PIRAMID Consortium (2003), entre outros autores, definem drenagem ácida de minas (DAM) como sendo uma solução aquosa caracterizada por possuir pH geralmente abaixo de 3 e diversos metais dissolvidos. Devido a essas características, a DAM representa grandes riscos ambientais, em especial, impactos hídricos, em consequência da solubilização e mobilização de metais pesados.

O problema da DAM resulta de antigas minas de carvão e é um dos principais legados ambientais deixados pela indústria econômica (Johnson & Hallberg, 2005). Os processos de produção de carvão em minas ativas também vêm sendo responsáveis pela geração da drenagem ácida.

### 5.1.1. Gênese da DAM

De acordo com Environmental Literacy Council (2002), a DAM pode derivar da mineração de carvão, em minas de superfície ou subterrâneas, bem como de depósitos de rejeitos, onde as rochas são expostas às condições oxidantes e pode agir durante décadas, ou séculos, após a cessação das atividades de mineração. Os minerais presentes nas rochas exploradas, o tipo e a quantidade do sulfeto oxidado condicionam os níveis de contaminação por metais e metalóides associados à DAM, e são específicos de cada ambiente (Campaner & Luiz-Silva, 2009).

Johnson & Hallberg (2005), apontam que os depósitos de material de mineração, contém variáveis (geralmente de 1 - 20%) quantidades de material “sulfur-peritico”. Dentre os sulfetos frequentemente encontrados e que podem produzir drenagem ácida estão a pirita ( $\text{FeS}_2$ ), arsenopirita ( $\text{FeAsS}$ ), calcopirita ( $\text{CuFeS}_2$ ) e calcocita ( $\text{Cu}_2\text{S}$ ), sendo a primeira a mais comum (Campaner & Luiz-Silva, 2009). A pirita bem como outros sulfetos de minerais mencionados, quando expostos ao oxigênio e a água, na presença de bactérias oxidantes tais como *Thiobacillus ferrooxidans*, oxida-se gerando metais dissolvidos, sulfato, e acidez (Gazea et al, 1996).

Além dos acima mencionados, Pereira (2010) aponta que, ocorrem outros sulfetos metálicos na natureza susceptíveis de gerar a DAM quando expostos à condições oxidativas (tabela 1).

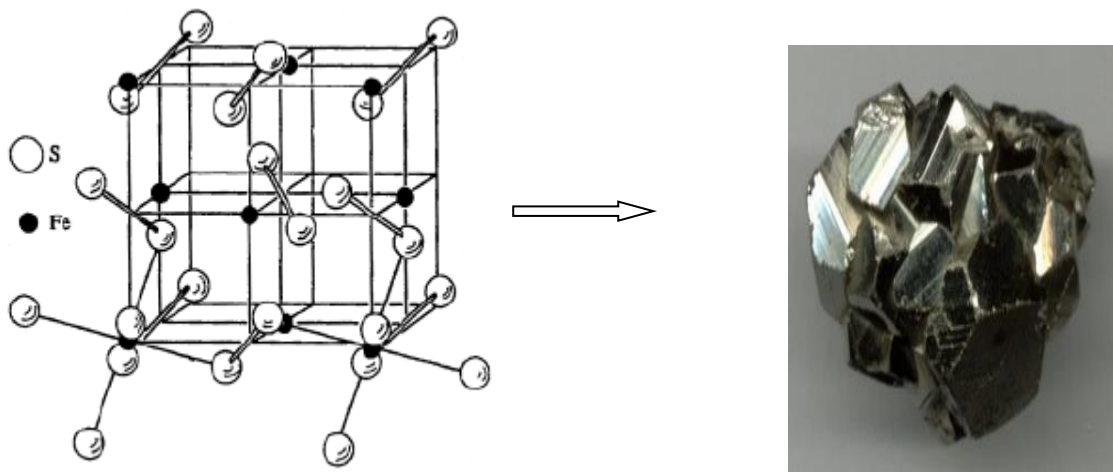
Os fatores que necessitam de uma atenção especial na previsão da solução química de resíduos de mineração são *a*) a solubilidade termodinâmica dos metais e *b*) a interação iônica dos constituintes na solução (Evangelou, 1995).

**Tabela1:** Sulfetos passíveis de originar a DAM e produtos formados na sua neutralização

Mineral	Espécies aquosas após oxidação completa <sup>1</sup>	Possíveis Minerais Secundários formados a pH neutro e após completa oxidação
Pirita FeS <sub>2</sub>	Fe <sup>+3</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxidos de ferro, e sulfatos;
Marcassita FeS <sub>2</sub>	Fe <sup>+3</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Gipsita
Pirrotita Fe <sub>1-x</sub> S	Fe <sup>+3</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxidos de ferro, e sulfatos;
Calcopirita CuFeS <sub>2</sub>	Cu <sup>+2</sup> , Fe <sup>+3</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Gipsita Hidróxidos de ferro, e sulfatos; Gipsita
Calcocita Cu <sub>2</sub> S	Cu <sup>+2</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxidos de ferro, e sulfatos; Hidróxido de cobre e carbonatos; Gipsita
Bornita Cu <sub>5</sub> FeS <sub>4</sub>	Cu <sup>+2</sup> , Fe <sup>+3</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxido de ferro e sulfatos, Hidróxidos de cobre e carbonatos; Gipsita
Arsenopirita FeAsS	Fe <sup>+3</sup> , AsO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxido de ferro e sulfatos Arsenatos de ferro e Cálcio; gipsita
Molibdenita MoS <sub>2</sub>	MoO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxido de Fe, sulfatos, Molibdatos, óxidos de molibdênio; gipsita
Esfalerita ZnS	Zn <sup>2+</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxidos de zinco e carbonatos; gipsita
Galena PbS	Pb <sup>2+</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxidos de chumbo, Carbonatos, sulfatos; gipsita
Cobalita CoAsS	Co <sup>2+</sup> , AsO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sup>+</sup>	Hidróxidos de cobalto, Carbonatos; arsenatos de ferro e Cálcio; Gipsita

<sup>1</sup> Espécies intermediárias tais como o íon ferroso (Fe<sup>2+</sup>) e S<sub>2</sub>O<sub>3</sub><sup>2-</sup> podem também ocorrer (Stumm & Morgan, 1981; Goldhaber, 1983, apud Borma & Soares, 2002).

Outros minerais podem ser formados associados ou em alternativa aos listados em função do ambiente. No caso de minas de carvão, a forma pirítica dos sulfetos está associada com estratos geológicos imediatamente acima ou abaixo do feixe de carvão (Peterson, 2008). A pirita ( $\text{FeS}_2$ ) (figura 5), pelo fato de ser um dos sulfetos de minerais comuns em processos de produção de carvão, tem sido tomada para a examinação das condições de oxidação do material de sua natureza. A figura 5 mostra a forma estrutural e a imagem da pirita.



**Figura 5.** Estrutura química (tetraédrica) e imagem da pirita. Adaptado de Sand et al., 2001.

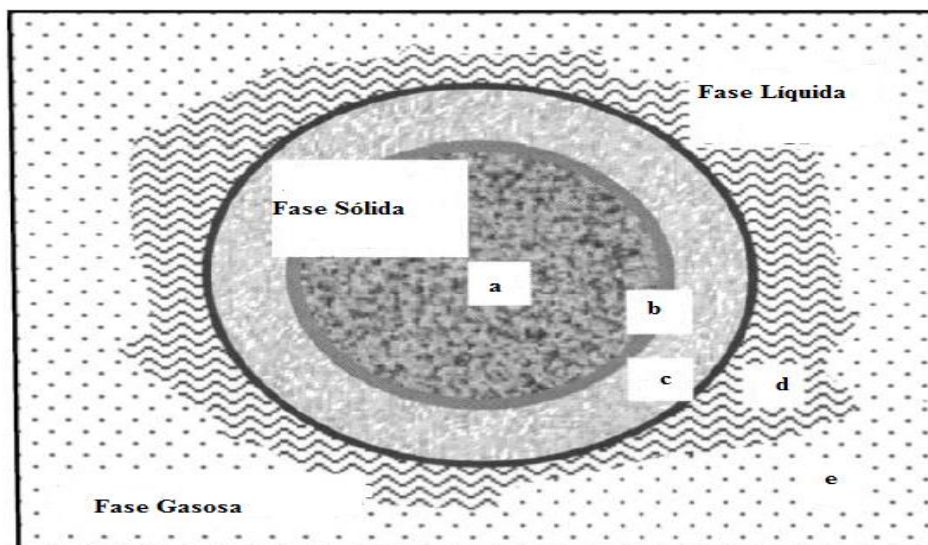
As principais propriedades físicas da pirita encontram-se resumidas na tabela 2.

**Tabela 2.** As principais propriedades físicas da pirita (adaptado de O’Donoghue, 2006)

Mineral pirita	
Cor	Amarelada
Brilho	Metálico
Clivagem	Pobre
Fratura	Conchoidal
Dureza	6 - 6,5 (Escala de Mohs)
Densidade	5,1 g/cm <sup>3</sup>

Dentre as várias formas e tamanhos em que a pirita se apresenta, Caruccio & Geidel (1978) salientam que a forma mais reativa da pirita é a framboidal, com formato parecido com uma “uva” uma aglomeração de aproximadamente 0,25  $\mu\text{m}$  de diâmetro de cristais.

A geração da drenagem ácida de mina (DAM) pode ser entendida por meio do esquema apresentado por Lefebvre et al. (2001), que mostra uma representação do processo de formação de DAM em uma pilha de rejeito (figura 6).



**Figura 6.** Modelo conceitual dos principais processos envolvidos na geração de DAM em depósitos de Rejeitos. O núcleo (parte interna) dos resíduos sólidos (a) contém pirita não oxidada devendo a mesma ser oxidada a partir do interior da camada reativa (b). A borda externa dos resíduos sólidos (c) encontra-se totalmente empobrecida em pirita. O oxigênio fornecido na fase gasosa (e) é transferido para a fase líquida (d) e o oxidante (Ferro férrico  $Fe^{3+}$ ) difunde-se através da borda externa (c) para atingir a camada reativa (b). Fonte: Lefebvre et al. (2001).

A taxa de oxidação da pirita depende de inúmeras variáveis, a seguir são apresentadas algumas mencionadas por Skousen et al. (1998), considerando-se diversos autores:

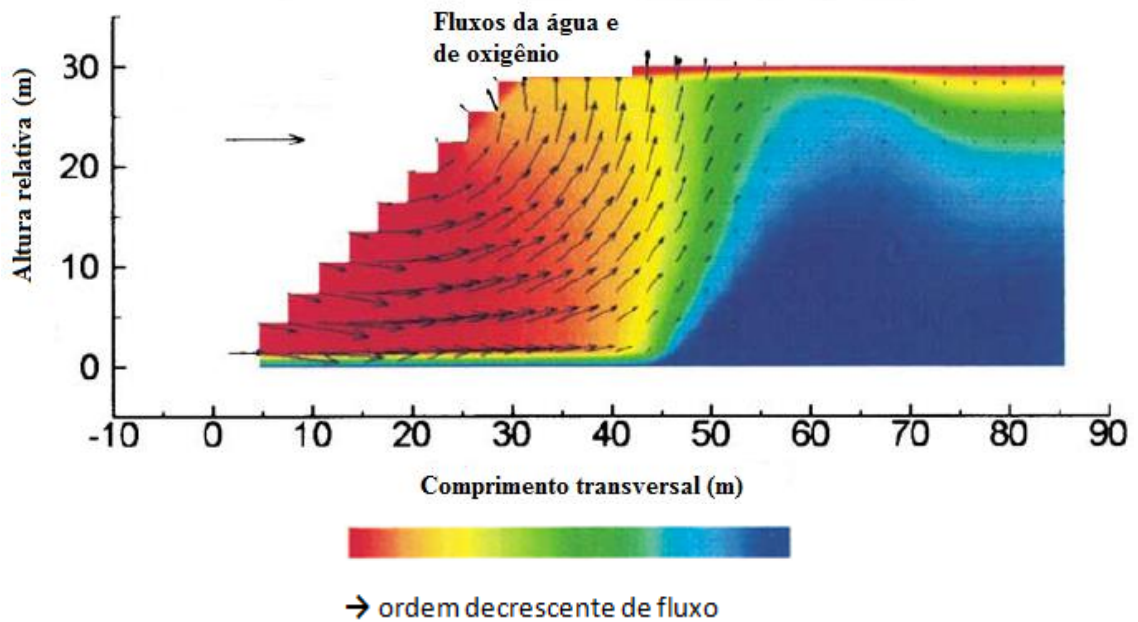
- Área superficial reativa da pirita;
- Forma do enxofre pirítico;
- Presença de oxigênio;
- pH da solução;
- Agentes catalíticos;
- Frequências de fluxo;
- Presença da bactéria *Thiobacillus ferrooxidans*.

A superfície de contato das substâncias é fator de grande importância na velocidade de uma reação. Assim, os rejeitos de carvão de usinas de beneficiamento em particular, são

fragmentos de reduzido diâmetro e, por conseguinte de maior exposição superficial para efeitos de oxidação.

De acordo com Baird & Cann (2011), normalmente,  $\text{FeS}_2$ , chamado de pirita de ferro, ou ouro de tolo, é um componente insolúvel estável de rochas subterrâneas desde que não entre em contato com o ar. No entanto, como resultado da extração de certos minérios, em minas subterrâneas bem como à céu aberto, ocorre a exposição da pirita à elementos essenciais à sua oxidação concretamente água, oxigênio e certas bactérias tornando-o parcialmente solubilizado.

A figura 7 ajuda a perceber o mecanismo de difusão de oxigênio e da água a sobre a pilha de rejeitos de carvão.



**Figura 7:** Representação de fluxo da água e oxigênio numa pilha de rejeitos

As camadas mais externas da pilha de rejeitos, quando afetadas pelo fluxo de condições oxidativas, são as pioneiras na geração da DAM, sendo que, o aumento do fluxo das condições referidas implicará maior geração de águas de mina.

Deve notar-se que a oxidação de ferro ferroso não é somente dependente da presença de oxigênio. Ela depende também da concentração do íon ferroso presente e do pH, como se mostra pela seguinte expressão (válida dentro do intervalo de pH de 4 a 8; Singer & Stumm 1970 apud PIRAMID Consortium, 2003).

$$\frac{d(Fe^{+2})}{dt} = k \frac{(O_2(aq))(Fe^{+2})}{(H^+)^2} \quad (1)$$

Onde  $(Fe^{+2})$ ,  $(O_2(aq))$ , e  $(H^+)$  são atividades,  $k$  é a constante da velocidade, e  $t$  é o tempo. Nesta equação (1), o pH é representado através da concentração dos prótons  $H^+$ . A elevação de  $[H^+]$  à potência 2 indica que a reação é da segunda ordem no concernente à  $H^+$ . Em outras palavras, a velocidade da reação é muito sensível às alterações do pH. Por esta razão, o aumento do pH e geração de alcalinidade é crucialmente importante quando se lida com descargas ácidas.

A natureza dos elementos dos materiais das rochas do embasamento (cátions alcalinos e alcalino-terrosos, comumente presentes como carbonatos e ou cátions trocáveis em argilas) é importante na avaliação do potencial de neutralização futura (Pereira, 2010). Dos muitos tipos de componentes alcalinos presentes nas rochas, somente os carbonatos, como calcita e dolomita, ocorrem em quantidade suficiente a ser considerada como agente dissuasivo para a geração da DAM. Altas alcalinidades também ajudam a controlar bactérias e restringem a solubilidade do íon férrico, que acelera a geração do ácido (Skousen et al., 1998).

Outro parâmetro de grande importância na drenagem de mina é a acidez. O domínio sobre este parâmetro determina o nível de atenção que se deve dar às águas geradas em processos de mineração. Acidez é a medida da capacidade de neutralização de uma base em um volume de água.

De acordo com Watzlaf et al. (2004), existem quatro tipos de acidez: acidez orgânica associada à dissolução de compostos orgânicos, acidez de dióxido de carbono associada à dissolução de dióxido de carbono e ácido carbônico; acidez protônica associada ao pH (medida de íons livres de  $H^+$ ); e acidez mineral associada à dissolução de metais (Hem, 1985).

As águas de mina geralmente possuem pouca quantidade de carbono orgânico dissolvido, daí que, a acidez orgânica seja muito baixa (Hedin et al., 1994). A maioria da acidez em drenagem ácida, é gerada a partir dos prótons livres (presentes em pH baixo) e a acidez mineral é derivada de ferro dissolvido, alumínio e manganês (Watzlaf et al., 2004). Estes metais são considerados acídicos por serem susceptíveis a sofrer reações de hidrólise que produzem íons  $H^+$ .



Nos processos descritos (equações 2,3,4 e 5), verifica-se que em presença de uma fonte alcalina (OH<sup>-</sup>), o metal precipita na forma de hidróxido liberando ions H<sup>+</sup>.

De acordo com Hedin et al. (1994), estas reações podem ser usadas para calcular a acidez total de uma amostra de drenagem acida e separar a DAM em vários componentes. A acidez esperada de uma amostra da DAM é calculada a partir do seu pH e a soma dos miliequivalentes dos metais acidicos. A equação comum no cálculo da acidez da DAM é apresentada a seguir:

$$\text{Acid}_{\text{calc}} = 50[(2\text{Fe}^{+2}/56 + 3\text{Fe}^{+3}/56 + 3\text{Al}^{+3}/27 + 2\text{Mn}/55 + 1000 (10^{-\text{pH}})] \quad (6)$$

Nesta equação, a acidez expressa-se em termos de mg/L de equivalentes de CaCO<sub>3</sub>, 50 é fator inicial de multiplicação porque 50 mg de CaCO<sub>3</sub> podem neutralizar 1mg de H<sup>+</sup>; e Fe<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup>, Mn e Al, são concentrações em solução expressas em mg/L. No caso de existirem outros metais solúveis em ácido com concentração conhecida (Zn, Cu, Ni, etc.), termos similares são adicionados à equação de modo a estimar a sua contribuição para a acidez.

Soares & Trindade (2003), revelam que a matéria orgânica eventualmente presente nos estéreis e rejeitos de mineração tem também potencial para retardar a DAM. Além de competir com os sulfetos pelo consumo de oxigênio, a matéria orgânica, ao se oxidar, produz gás carbônico (CO<sub>2</sub>), que tende a expulsar o oxigênio dos poros do resíduo.

A taxa de oxidação de sulfetos decresce com a temperatura, embora a relação não seja linear. PIRAMID Consortium (2003) sugere que para investigações concernentes à influência da temperatura sobre a reação química (incluindo a oxidação da pirita) seja considerada a equação de arrhenius:

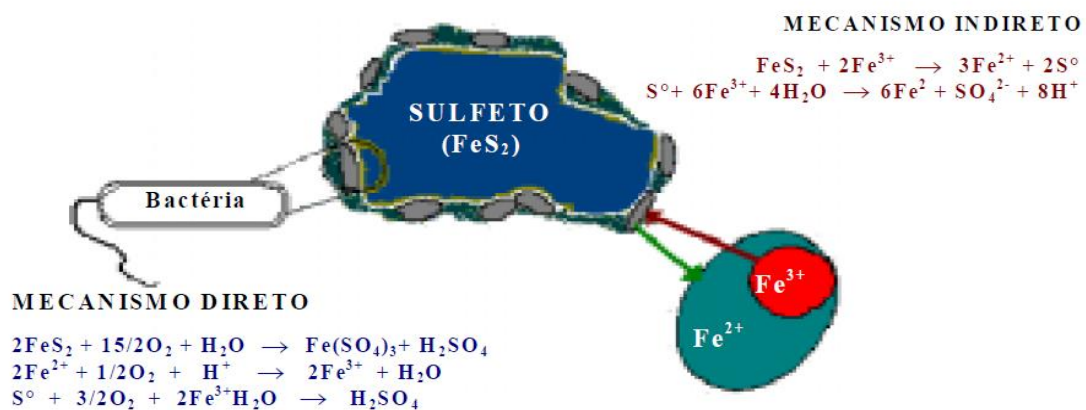
$$\ln(k_1/k_2) = Ea/2.3(T_1-T_2)/ RT_1T_2 \quad (7)$$



Onde  $k_1$  e  $k_2$  são constantes da reação;  $T_1$  e  $T_2$  representam temperaturas para constantes  $k_1$  e  $k_2$  respectivamente;  $E_a$ , energia de ativação da reação;  $R$ , constante dos gases.

Observa-se que o processo de formação da drenagem ácida em países tropicais, como o caso do Brasil, normalmente é mais intenso, pois as elevadas temperaturas e a pluviosidade aceleram as reações de oxidação química, bem como a proliferação das bactérias acidófilas (Pastore & Mito, 2000).

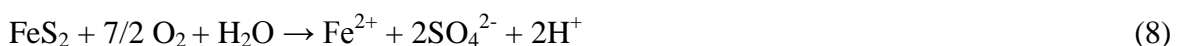
As baterias oxidantes de ferro aceleram a oxidação da pirita através de dois mecanismos: oxidação direta e oxidação de  $Fe^{2+}$  à  $Fe^{3+}$ , que por sua vez oxida os sulfetos de minerais (Silverman, 1967). A oxidação direta é provavelmente a mais importante durante a acidificação inicial, quando a hidrólise completa de  $Fe^{3+}$  e a precipitação resultante de  $Fe(OH)_3$  é demasiado rápido para permitir o ferro férrico atuar como um oxidante importante (Watzlaf et al., 2004).



**Figura 8:** Esquema dos mecanismos diretos e indiretos de oxidação bacteriana (Zeballos, 2001 apud Farfan et al., 2004).

A oxidação dos rejeitos de minas por processos biologicamente catalisados é muito rápida e leva a uma diminuição global do pH. Com a diminuição do pH, a mobilidade dos elementos vestigiais tende a aumentar. A oxidação dos sulfetos de ferro e subsequente conversão para ácido ocorrem por meio de diversas reações, de acordo com Stumm & Morgan (1996).

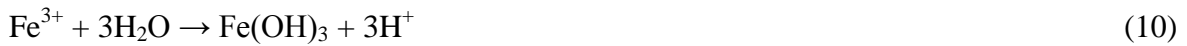
O sulfeto é oxidado, liberando ferro ferroso, sulfato e ácido de acordo com a equação de reação (8):



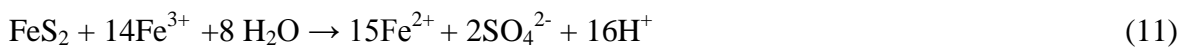
O íon ferroso pode ser oxidado para ferro férrico de acordo com a equação de reação (9):



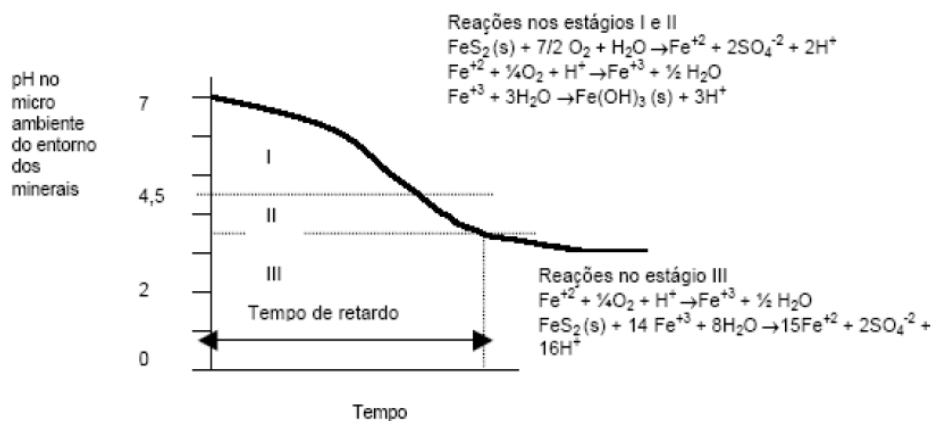
O ferro férrico pode ser hidrolisado e formar hidróxido férrico e acidez de acordo com a equação de reação (10):



E de acordo com a equação de reação (11), o ferro férrico pode atacar a pirita e agir como catalisador, aumentando mais ainda a geração de ferro ferroso, sulfato e acidez.



Estas equações de reação ocorrem em 3 estágios de acordo com o gráfico abaixo

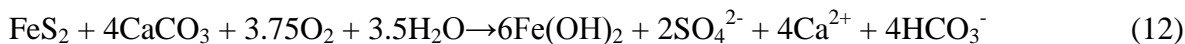


**Figura 9:** Gráfico pH-Tempo para os três estágios da geração da DAM (Stumm & Morgan, 1981 apud Prado et al., 2011)

O ciclo permanece até que toda pirita acessível aos agentes de reação tenha sido consumida através de reações que resultam no caráter ácido do meio, levando conseqüentemente ao aumento da solubilização de metais pesados como o ferro, alumínio, manganês, cobre, níquel e zinco e outros (geralmente associados a minerais sulfetados) (Prado et al., 2011; Ziemkiewicz et al., 1997 ; Nieto et al., 2008).

Se qualquer um dos processos representados pelas equações acima (eq. 8, 9, 10 e 11) for retardado ou então interrompido, a geração da DAM será proporcionalmente retardada ou interrompida (Skousen et al., 2000).

Duas reações globais podem ser escritas para descrever oxidação da pirita (produção de ácido) e dissolução de carbonato (neutralização ácida) num sistema fechado (Equação 13) e aberto (Equação 14) (EPA, 2000):



### 5.1.2. Características da DAM

A DAM é uma solução aquosa ácida de coloração vermelha ou abóbora típica (óxidos de ferro), com conteúdo elevado de ferro e de sulfato, que se forma sob condições naturais quando a rocha contendo pirita é exposta à atmosfera ou à ambientes oxidantes (Pereira, 2010). De acordo com Ziemkiewicz et al. (1997), a DAM é um efluente caracterizado por baixo pH (< 3,5) elevada acidez (>500mg/L de CaCO<sub>3</sub>; os valores de acidez daqui em diante serão tratados em termos de equivalentes de CaCO<sub>3</sub>) e altas concentrações de metais totais dissolvidos (>50mg/L).

Ziemkiewicz et al. (2003) referenciam que a concentração de íons metálicos na DAM depende do tipo e da quantidade sulfureto de minerais presentes bem como da composição da rocha do seu embasamento, sendo que o ferro é íon majoritário. Menezes et al. (2004), destacam a presença de metais como Al, Fe e Mn entre os demais que podem ser encontrados numa solução de DAM. Akicil & Koldas (2006), acrescentam a ocorrência de condutividade específica e uma baixa concentração de metais pesados tóxicos.

DNPM (1987) menciona os seguintes indicadores decorrentes da poluição do carvão e comumente encontrados na DAM.

- Cor- Corantes orgânicos e inorgânicos;
- Turbidez- quantidade de material coloidal;
- pH- para águas ácidas do carvão não guarda relação linear ou inversa devido ao fenômeno de tamponamento;
- Acidez e Alcalinidade- produzida pela hidrólise e pela libertação de hidroxilas;
- Sulfatos- estequiometricamente ligado a acidez gerada pela oxidação da Pirita;  
1 equivalente de sulfato → 2 equivalentes de acidez.
- Condutividade – medida rápida da quantidade de sólidos dissolvidos;
- Sólidos Totais- Evaporação a 105<sup>0</sup>C

Sólidos Totais (ST)= Sólidos Suspensos (SS) + Sólidos Dissolvidos (SD).

Sólidos Sedimentáveis – depositados em 1 hora no cone de Inhoff

➤ Ferro (+2) → águas pobres em oxigênio

(+3)→ reação completa - insolúvel

Ferro total (  $\text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2(\text{OH})_3$  )

➤ Metais pesados- elementos dissolvidos pela elevada acidez e são provenientes do próprio minério ou de fontes externas – ligas metálicas;

➤ Espumas, óleos e graxas – provenientes do processo de lavra e beneficiamento.

De acordo com Skousen & Ziemkiewicz (1996 apud Skousen et al., 1998), a drenagem de mina pode ser categorizada em alguns tipos básicos:

Tipo 1- pouca ou ausência de alcalinidade ( $\text{pH} < 4,5$ ), com altas concentrações de Fe, Al, Mn e outros metais pesados, acidez e oxigênio. Trata-se da água típica da DAM, com pH inferior a 6,0 e potencial de acidez maior que o de alcalinidade.

Tipo 2- possui alta taxa de sólidos totais dissolvidos (STD), alta concentração de íon ferroso e de Mn, baixo teor de oxigênio e pH maior que 6,0. Sob oxidação, o pH dessa água aumenta dramaticamente e torna-se na água tipo 1.

Tipo 3- a quantidade de STD é moderada a alta, o teor de íon ferroso e Mn baixo a moderado, baixo teor de oxigênio, pH maior que 6,0 e maior potencial de alcalinidade que acidez. Sob condições de oxidação, o ácido gerado da hidrólise do metal e reações de precipitação é neutralizado pela alcalinidade ainda presente na água.

Tipo 4- DAM neutralizado com pH maior que 6,0 e alta taxa de particulados em suspensão. A estabilização dos hidróxidos de metais na água ainda não ocorreu. Com tempo de residência em reservatório, os particulados assentarão e formarão água tipo 5.

Tipo 5- DAM neutralizado com pH maior que 6,0 e STD alto. Depois de muitos Hidróxidos de metais terem precipitados, os cátions principais na água são  $\text{Ca}^{+2}$  e  $\text{Mg}^{+2}$ . Ânions solúveis como bicarbonato e sulfato também permanecem na solução. Não acontecerá caso haja escassez de alcalinidade e teor de oxigênio.

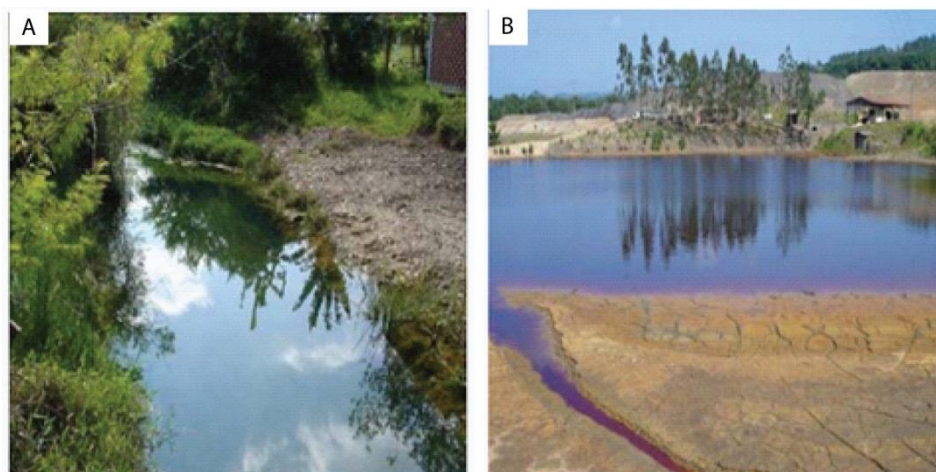
Outro tipo de drenagem de mina ocorre com teores baixos de sulfetos em condições de baixa a moderada concentração de carbonatos. A água tipicamente é próxima a neutra, baixa condutividade elétrica (menor que  $100 \mu\text{S}/\text{mm}$ ), acidez e alcalinidade próxima ao equilíbrio.

Essas águas são classificadas como inérgicas ou neutras. A mistura de diversos tipos de DAM cria composições de transição (Pereira, 2010).

Por comparação, as águas naturais mais ácidas ocorrem próximas ao vulcão Ebeko na Rússia, com um pH tão baixo quanto -1,7; a acidez se deve aos ácidos clorídrico e sulfúrico nas águas quentes da primavera (Baird & Cann, 2011).

Um estudo levado à cabo por Soares & Trindade (2003), revela que em dez empresas filiadas ao SIECESC na região carbonífera de Santa Catarina cujas atividades são desenvolvidas em unidades mineiras de lavra de carvão subterrânea (11 unidades) e a céu aberto (3 unidades), observou-se, de forma geral, que: os efluentes das minas apresentam baixos valores de pH; nos efluentes dos lavadores que relavam rejeitos, os valores de pH são baixos enquanto que naqueles que beneficiam carvão são mais elevados; os efluentes finais das bacias de decantação apresentam baixos valores de pH.

Na região sul do Brasil ocorre dois tipos de DAM, a primeira, denominada DAM fresca (Figura 10- A), gerada principalmente em zonas de fluxo corrente de água, onde o material piritoso ( $\text{FeS}_2$ ) e a água entram em contato por um curto período de tempo. A segunda, conhecida como DAM carregada (Figura 10- B), é característica de regiões ativas de mineração (bacias de rejeitos e lagoas de contenção) onde a DAM mantém um contato longo com o rejeito (passivo ambiental ácido) (Rubio & Silva, 2009).



**Figura 10:** A-DAM (fresca) gerada a partir da passagem de córregos, água da chuva e afloramentos naturais por minas de carvão desativadas ou pilhas de estocagem; B- DAM gerada em rejeitos de carvão dispostos ou abandonados à céu aberto. (Rubio & Silva, 2009).

Na tabela 3, são apresentadas as concentrações de alguns parâmetros presentes em algumas amostras da DAM.

**Tabela 3.** Diferentes concentrações de alguns parâmetros presentes em algumas amostras da DAM. Adaptado de CETEM/MCT (2001).

Propriedades	Espécies Químicas Típicas associadas	Faixa de Concentração
Acidez	ácido sulfúrico	2,0- 4,0 (pH)
Ferro	íons ferro e férrico Óxido férrico, hidróxidos	100-3000 (mg/L)
Metais pesados	Cu, Mg, Zn, Cd, Hg, Pb, As.	1-200 (mg/L)
Sólidos totais	Ca, Mn, Al, SO <sub>4</sub>	1000-30000 (mg/L)

### 5.1.3. Impactos da DAM Sobre o Meio Ambiente

Na avaliação de riscos ambientais em minas abandonadas ou em depósitos de rejeitos de carvão, deve se ter em conta a eficácia da fonte de contaminação, a característica do contaminante, a duração da fonte do contaminante, bem como os processos de atenuação natural e o percurso hidrológico tomado até aos corpos receptores.

A mineração de carvão e de jazidas de minérios metálicos apresentam problemas graves de contaminação ambiental, associada à remoção do material estéril e, principalmente, à exposição dos rejeitos da mineração e das rochas encaixantes. Esse processo atua como catalizador das reações de oxidação, produzindo ácido sulfúrico, por meio de reações de minerais sulfetados como pirita, pirrotita, calcopirita e arsenopirita, comuns nessas rochas, com o oxigênio da atmosfera, liberando cátions metálicos, sulfato e acidez nas águas superficiais e subterrâneas (Pereira, 2010). Os contaminantes mais comuns em águas de mina são o sulfato, o manganês o ferro e o alumínio.

A maioria dos organismos aquáticos necessita de um meio com condições neutras de pH, para a sua sobrevivência e, muitas vezes, a DAM apresenta um pH extremamente baixo (pH aproximadamente 4,0). O pH baixo origina maior solubilidade dos metais causando toxicidade grave para a vida nas águas que são impactadas. Além disso, o precipitado de ferro (e do alumínio) forma um revestimento amarelo ou laranja em superfícies de curso de água, o

que impede a reprodução da vida macroscópica e quebra da cadeia alimentar para formas de vida superiores, como peixes. (Hallberg et al., 2003).

No homem, os efeitos da DAM podem ser verificados a partir do consumo da água contaminada, vegetais e animais aquáticos.

A água impactada pela drenagem é inadequada para o uso como abastecimento doméstico ou industrial ou pelo menos requerer custos avultados para o seu tratamento e posterior consumo.

A seguir são descritos outros dos efeitos dos contaminantes mais importantes derivados da drenagem ácida de mina.

Ferro - O íon ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ) é mais solúvel do que o férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ). Portanto, os inconvenientes que o ferro traz às águas devem ser atribuídos principalmente ao ferro “ferroso”, que, por ser mais solúvel, é mais frequente. O ferro, apesar de não se constituir em um tóxico, traz diversos problemas para o abastecimento público de água. Confere cor e sabor à água, provocando manchas em roupas e utensílios sanitários. Também traz o problema do desenvolvimento de depósitos em canalizações e de ferro-bactérias, provocando a contaminação biológica da água na própria rede de distribuição (Moruzzi & Reali, 2012).

Manganês - O manganês pode se apresentar nos estados de oxidação  $\text{Mn}^{2+}$  (forma mais solúvel) e  $\text{Mn}^{4+}$  (forma menos solúvel). Howe et al. (2004) revelam que concentrações de Mn de cerca de 1 mg / L em solução podem causar efeitos tóxicos em organismos aquáticos, daí que, vários países adotaram 0,2 mg / L para proteção de 95% das espécies com 50% de confiança. Mn pode ser tóxico para os seres humanos através das rotas de exposição que incluem a ingestão, por via dérmica, e inalação de partículas em forma de ar. Os compostos de Mn são substâncias neurotóxicas bem conhecidas que podem causar manganismo em seres humanos, uma desordem neurológica grave caracterizada por perturbações do movimento, bem como doença Parkinson.

Alumínio – Contrariamente ao ferro e ao manganês, o alumínio apenas apresenta-se em um estado de oxidação ( $\text{Al}^{3+}$ ). De acordo com Vuorinen et al. (1999) Alumínio tem efeitos nocivos sobre os diferentes estágios de desenvolvimento de peixes em água ácida. Durante a exposição a longo prazo em água ácida contendo alumínio, a desova dos peixes pode ser adiada. A problemática do alumínio tem décadas de idade, mas só recentemente se confirmou que as suas propriedades neurotóxicas estão relacionadas com doenças como a

neurodegeneração, encefalopatia, demência dialítica, doença de Alzheimer e alterações neuro-comportamentais (Meyer-Baron et al., 2007).

A erosão também é notável em regiões de ocorrência da DAM, podendo suscitar a instabilidade física das margens dos rios, aumento da carga de sólidos em suspensão nas águas superficiais, cujos indicadores contemplam a presença de sólidos suspensos, fator de segurança (estabilidade física dos taludes) e extensão da parcela do rio assoreado.

As características químicas, físicas e morfológicas dos solos construídos após mineração de carvão dependem da variabilidade herdada dos materiais da coluna geológica, do grau de mistura do estéril com o solo e da presença ou ausência de drenagem ácida de mina (Campos et al., 2010). Solos de minas com concentrações de sais solúveis extraíveis em água maiores que  $0,4\text{Sm}^{-1}$  são considerados tóxicos para as plantas e podem inibir a absorção de água e de nutrientes. Cabe ressaltar que culturas sensíveis às concentrações de sais podem ser afetadas por condutividades elétricas de  $0,1\text{Sm}^{-1}$  ou menores (Daniels, 1996 apud campos et al., 2010). As figuras seguintes (figuras 11 A e B) ilustram parte das consequências danosas da DAM ao meio ambiente.



**Figura 11:** A e B ilustram áreas afetadas pela DAM. (Bauers et al., 2006) e (Fossatti et al., 2011) respectivamente.

Hedin et al. (1994), salientam que a toxicidade da DAM decresce naturalmente como resultado das reações químicas e biológicas e pela diluição com água não contaminada.

A recuperação das áreas impactadas pela mineração do carvão passa primariamente pelo



restabelecimento das funções ecológicas do solo, ou seja, pela mitigação dos problemas químicos e físicos dos solos construídos após a mineração de carvão (Campos et al, 2010). De acordo com Nascimento et al. (2002), a partir do diagnóstico realizado nas empresas carboníferas, os principais impactos ambientais decorrentes das atividades de mineração e que requerem a busca de soluções estão relacionados com:

- A deficiência de estudos hidrológicos, hidrogeológicos e hidroquímicos nas áreas de mineração; programas de monitoramento dos recursos hídricos e tratamento de efluentes;
- A necessidade de otimizar os processos de lavra/beneficiamento nas usinas/lavadores que influenciam na recuperação do carvão e conseqüentemente nas características dos efluentes líquidos e rejeitos;
- A prevenção da geração de drenagem ácida decorrentes da lixiviação dos depósitos de rejeitos através de métodos para disposição adequada dos resíduos sólidos (rejeitos estéreis) cobertura seca, cobertura úmida, tratamento químico e biológico dos efluentes;
- O planejamento prévio para prevenção da oxidação dos rejeitos em todos os estágios das atividades de mineração até o fechamento da mina;
- A construção e manutenção dos taludes das bacias de decantação;
- A infiltração de água decorrente de fatores geológicos e estruturais nas minas subterrâneas;
- O gerenciamento de risco ambiental (ecológico e humano).

## **5.2. Tratamento da Drenagem Ácida de Mina (DAM)**

As concentrações de ferro, manganês, e alumínio são geralmente muito baixas em águas naturais ( $< 1\text{mg/L}$ ), devido a processos químicos e biológicos que causam sua precipitação em ambientes superficiais da água (Watzlaf et al., 2004). Os mesmos processos químicos e biológicos removem o ferro, manganês e alumínio da água de mina contaminada, mas a quantidade de metais em minas abandonadas é tão elevada que os efeitos perniciosos destes elementos continuam por um longo período resultando em poluição em corpos receptores.

O reconhecimento dos riscos ambientais da DAM tem conduzido ao desenvolvimento de várias técnicas para minimizar o impacto destas correntes ácidas nos ecossistemas (Campaner & Luíz-Silva, 2009). Segundo Skousen et al. (2000), tecnologias de controle da DAM são

medidas que podem ser tomadas onde a DAM se encontra formada ou é evitada a sua formação modo que se não constitua em eventual problema para o futuro.

Silveira et al. (2007), revelam que as tecnologias para o tratamento das drenagens ácidas geradas pela mineração de carvão, visam o reciclo-reuso dessas águas tratadas em atividades de agricultura e urbanas. O reuso e/ou reaproveitamento deve reduzir a demanda sobre os mananciais devido à substituição da água potável por uma água de qualidade menos nobre. O controle dessas drenagens ácidas de minas (DAM) pode ser realizado por métodos de prevenção, contenção e remediação, o último, via tratamentos passivos e ativos (Rubio & Silva, 2009).

Algumas das medidas aplicadas no tratamento da DAM são ilustradas na tabela 4.

**Tabela 4.** Síntese de medidas aplicadas no tratamento da DAM (adaptado de Kotompoulos ,1998).

---

a) Medidas Preventivas
• Remoção/Isolamento de sulfetos;
• Exclusão de Oxigênio por cobertura de água;
• Exclusão de oxigênio por cobertura seca;
• Aditivos alcalinos;
• Bactericidas.

---

a) Medidas de Controle
• Prevenção do fluxo de água;
• Predes reativas porosas;
• Disposição em estruturas de contenção.

---

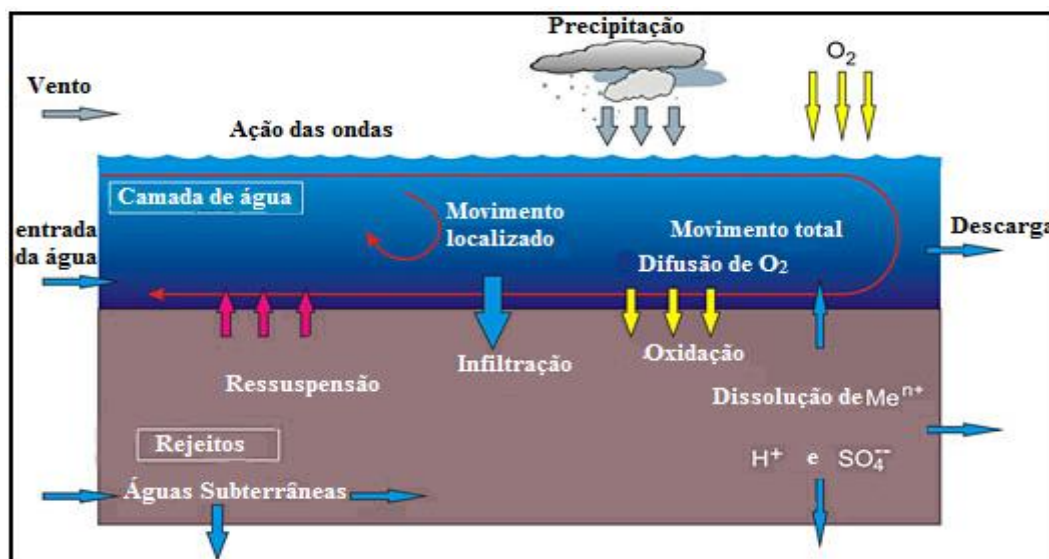
b) Medidas de Remediação
Sistemas ativos
• Neutralização e precipitação (hidróxidos ou sulfetos);
• Adsorção troca iônica;
• Osmose reversa;
• Eletro-diálise;
• Flotação por ar dissolvido (FAD)
Sistemas passivos
• Filtro aeróbico de calcário;
• Dreno anóxico de calcário;
• Barreira permeável reativa;
• <i>Wetlands</i> ;
• Reator de fluxo vertical.

---

Considerando o axioma que “é melhor prevenir do que remediar”, geralmente, é preferível, optar pela aplicação de técnicas que possam ser utilizadas para controlar a fonte de formação da DAM (Johnson & Hallberg, 2005).

Considerando que a água, o oxigênio e os sulfetos são os principais reagentes que devem estar simultaneamente em contato para a geração de drenagens ácidas de mina a partir de resíduos, uma estratégia usual embora nem sempre pragmática, consiste em limitar este contato. Borma & Soares (2002), avançam que os métodos usuais empregados para este fim são:

- Cobertura das áreas de disposição de resíduos com uma lâmina d’água através do alagamento das áreas de disposição. O método é conhecido como cobertura úmida (“wet cover”) ou disposição sub-aquática (figura 12) .

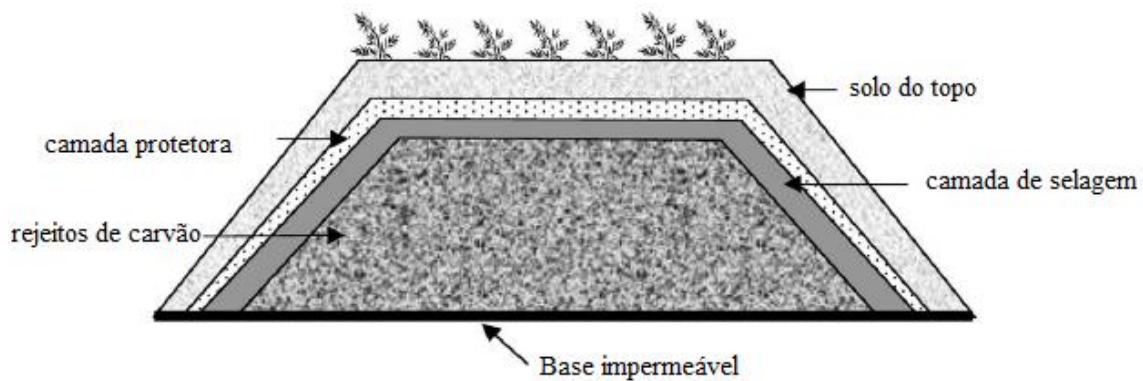


**Figura 12:** Deposição sub-aquática e processos envolvidos (INAP, 2012).

Na água, a concentração máxima de oxigênio dissolvido é aproximadamente 30 vezes menos do que a verificada na atmosfera. Mais importante ainda, o transporte de oxigênio através da água pela advecção e difusão é severamente limitado em relação ao transporte no ar atmosférico (MEND, 2001). Outros mecanismos associados com a cobertura sub-aquática incluem a redução de sulfureto por bactérias, a precipitação de hidróxido de metal, e no desenvolvimento de camadas de sedimentos, que inibem a interação entre rejeitos e águas subjacentes.

- Cobertura dos resíduos reduzindo a penetração do oxigênio e da água em seu interior através do uso de materiais sólidos. O método é conhecido como cobertura seca (“dry cover”), cobertura de solo ou disposição sub-aérea.

A figura 13, retrata uma das técnicas ligadas à medidas preventivas à formação da DAM, com recurso à exclusão de oxigênio por cobertura seca (“dry cover”).



**Figura 13.** Esboço de uma cobertura seca para minimizar a geração da DAM (Johnson & Hallberg, 2005).

Nos casos em que DAM se encontra formada, outras medidas são recorridas para minimizar os seus efeitos sobre o ecossistema.

Sendo a água, um meio de transporte básico para os contaminantes e conseqüentemente, todas as medidas necessárias para o controle da migração da DAM, são concernentes ao controle do fluxo da água (Akcil & Koldas, 2006). O controle de saída da água não é crucial quando a armazenagem do resíduo for de curta duração. A entrada da água no local da formação da DAM pode ser controlada a partir de:

- Desvio das águas superficiais que fluam pelos locais de ocorrência da poluição;
- Prevenção da infiltração de águas subterrâneas em locais de ocorrência da poluição;
- Prevenção da penetração de águas hidrológicas em áreas afetadas; e
- Localização controlada dos resíduos geradores de ácido.

Devido às dificuldades práticas enfrentadas na inibição da formação da DAM na fonte com recurso às medidas de prevenção e de controle, na maioria das vezes, a única alternativa

consiste em minimizar o impacto que estas águas poluidoras têm sobre os corpos hídricos e ao ecossistema no geral. Trata-se de medidas de “mitigação” envolvendo tratamentos ativos e passivos (Johnson & Hallberg, 2005; Skousen et al., 1998).

#### 5.2.1. *Sistemas de Tratamento Ativo da DAM*

Até a década de 1990, as únicas “tecnologias comprovadas” para o abatimento da drenagem ácida de minas são as atualmente designadas “tratamento ativo” (Younger et al., 2002), que envolvem aplicação de reagentes industriais e fontes externas de energia (para agitação, bombeamento, aquecimento etc) por meio de uma unidade convencional de processo comum à larga engenharia química e plantas de engenharia ambiental (PIRAMID Consortium, 2003).

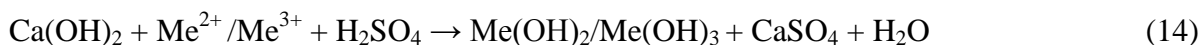
O tratamento da DAM envolve neutralização da acidez e precipitação de íons metálicos de modo a alcançar os limites de lançamento de efluentes em mananciais de água (EPA, 1982).

O método convencional para o tratamento da DAM consiste em adição de uma fonte de alcalinidade para elevar o pH acima do limiar requerido por bactérias oxidantes de ferro, reduzindo radicalmente a taxa de produção de ácido (Akcil & Koldas, 2006). Os seguintes benefícios surgem a partir deste curso de ação:

- Remoção de acidez e adição da alcalinidade;
- Aumento do pH;
- Remoção de metais pesados;
- Ferro ferroso oxidado mais rapidamente ao ferro férrico à pH mais baixo;
- Sulfato pode ser removido uma vez que a solubilidade do sulfato de cálcio é ultrapassada pela adição de cálcio suficiente.

Skousen et al. (2000), revelam que as substâncias químicas usadas na neutralização da DAM são: carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ), hidróxido de cálcio ( $\text{Ca(OH)}_2$ ), monóxido de cálcio ( $\text{CaO}$ ), carbonato de sódio ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ), hidróxido de sódio ( $\text{NaOH}_{(s)}$ ), amónia anídrico ( $\text{NH}_3$ ).

Neste processo, o ácido é neutralizado e metais como  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ , Zn, Cu, Al e Pb são precipitados na forma de hidróxidos metálicos (Rubio & Telesse, 2002). O  $\text{Fe}^{3+}$  inicia sua precipitação em valores de pH entre 2,8 a 3,0 e o  $\text{Fe}^{2+}$  em valores de pH ao redor de 8,0. O  $\text{Al}^{3+}$  precipita na faixa de pH entre 4,5 e 9,0. O  $\text{Mn}^{2+}$  precipita somente em valores de pH acima de 8,5. A principal reação envolvida na neutralização com cal pode ser expressa por:



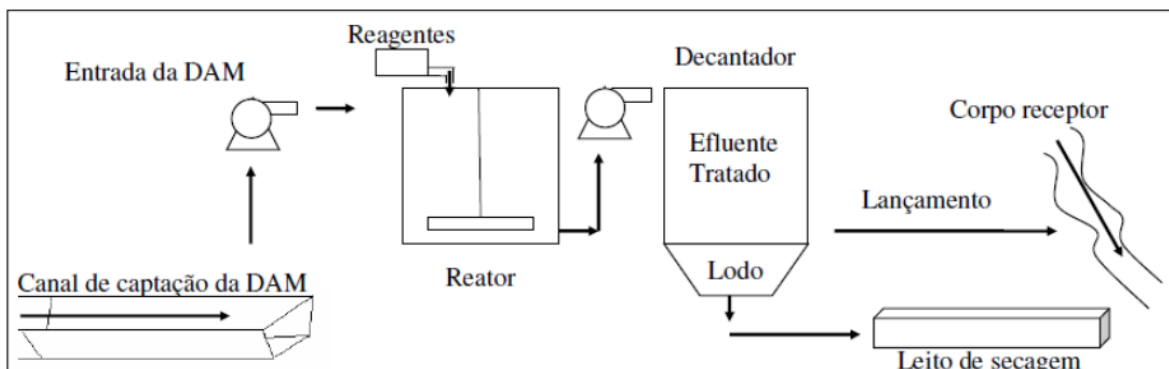
Onde: Me = metal

De acordo com Soares & Trindade (2003), são empregados floculantes e coagulantes para aumentar a eficiência do tratamento químico, ou em casos especiais, para precipitar um determinado metal mais renitente ou quando o tempo de residência no equipamento de sedimentação é insuficiente. Os coagulantes podem ser o sulfato de alumínio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$ ), o sulfato férrico ( $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9 \text{H}_2\text{O}$ ), cloreto férrico ( $\text{FeCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$ ) e sulfato ferroso ( $\text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \cdot 9 \text{H}_2\text{O}$ ). Nos anos mais recentes tem sido também utilizado o policloreto de alumínio (PAC).

O ar atmosférico é usualmente empregado para oxidar o ferro ferroso à férrico durante a precipitação porque o lodo contendo  $\text{Fe}^{3+}$  é mais estável (Rubio & Telesse, 2002).

Cada reagente possui características intrínsecas que o qualificam como mais ou menos eficiente para uma condição específica de tratamento do efluente. Soares & Trindade (2003) revelam que a melhor escolha entre eles depende de fatores técnicos como acidez do efluente; vazão do efluente; espécies e concentrações dos metais presentes e qualidade desejada do efluente final e fatores econômicos que contemplam preço dos reagentes; custo operacional; investimento inicial em máquinas e equipamentos; número de anos necessários para o tratamento; taxa de retorno e fatores de risco.

Para o processo de neutralização/precipitação geralmente usa-se uma tubulação, calha ou valo pelo qual o efluente é captado. A água ácida é conduzida a um tanque de reação (reator) onde ocorre o tratamento químico através das dosagens de reagentes. A separação sólido-líquido é promovida em decantadores, flotores ou bacias de sedimentação. Após a separação das fases sólida e líquida, o lodo é colocado em leitos de secagem e o efluente tratado e descartado no corpo receptor (figura 14).



**Figura 14.** Diagrama esquemático do sistema de tratamento DAM. (Rubio & Silva, 2009)

Apesar de sua eficiência, os sistemas ativos de tratamento da DAM quando aplicados por um longo período são bastante onerosos a avaliar pelos custos de equipamentos, químicos e potencial humano (Skousen et al., 1998).

Para Gusek (2005), o custo de tratamento por quilograma de metal retirado do efluente, a preços de 1995, pode variar de US\$ 0,33 a US\$ 0,38 no caso de tratamento passivo, estimando ainda que o valor de tratamento ativo tenha um custo de US\$ 0,77, representando o dobro do primeiro.

Um estudo de caso sobre a Região Carbonífera de Santa Catarina levado a cabo por Bandeira & Mendes (2009), apresenta uma grande diferença entre custos de tratamento ativo e passivo aplicado em 9 minas (tabela 5).

**Tabela 5.** Parcelas mensais dos custos de tratamento (Bandeira & Mendes, 2009).

Minas	Tratamento passivo Simples( $CTrat_1$ (i))	Tratamento passivo com lagoas anaeróbicas ( $CTrat_2$ (i))	Tratamento ativo ( $CTrat_3$ (i))
Mina 1	R\$ 11.500,00	R\$13.200,00	R\$26.700,00
Mina 2	R\$ 7.700,00	R\$ 8.800,00	R\$ 17.800,00
Mina 3	R\$ 11.500,00	R\$13.200,00	R\$ 26.700,00
Mina 4	R\$ 4.700,00	R\$ 5.400,00	R\$ 11.000,00
Mina 5	R\$ 11.500,00	R\$ 13.200,00	R\$ 26.700,00
Mina 6	R\$ 5.700,00	R\$ 6.600,00	R\$ 13.200,00
Mina 7	R\$ 11.500,00	R\$ 13.200,00	R\$ 26.700,00
Mina 8	R\$ 3.800,00	R\$ 4.400,00	R\$ 8.800,00
Mina 9	R\$ 11.500,00	R\$ 13.200,00	R\$ 26.700,00

Os valores apresentados na tabela 5 revelam que os custos de tratamento a partir de tecnologias ativas são mais onerosos quando comparados aos verificados em tecnologias passivas.

O presente trabalho dá ênfase ao uso de sistema de tratamento passivo, cujos detalhes são a seguir apresentados.

### 5.2.2. *Sistemas Passivos de Tratamento da DAM*

Consideram-se sistemas passivos de tratamento aqueles em que se utilizam fontes de energia naturalmente disponíveis, tais como a inclinação topográfica, a energia metabólica microbiana, a energia da fotossíntese e a energia química e que exigem uma manutenção irregular para operarem com sucesso ao longo de sua vida útil (PIRAMID Consortium, 2003).

Tratamento passivo da água geralmente envolve ações e reações naturais físicas, bioquímicas e geoquímicas como dissolução de carbonato de cálcio, redução de sulfato/ferro, geração de alcalinidade de bicarbonato, oxidação, hidrólise e precipitação de metais (EPA, 2000).

De acordo com Trindade & Soares (2004), no sistema passivo os contaminantes presentes nos efluentes líquidos são imobilizados em dispositivos estacionários pela ação de agentes neutralizantes (sistemas passivos abióticos) ou biomassa (sistemas passivos bióticos). A seguir é feita a descrição de alguns sistemas passivos.

Banhados Construídos ou “Constructed wetlands” - A possibilidade de construir áreas alagadas para o tratamento de drenagens ácidas surgiu da observação de áreas alagadas naturais. Em razão deste tratamento natural (sobretudo no que diz respeito à neutralização e remoção dos metais dissolvidos), várias áreas alagadas têm sido construídas com objetivo de tratar drenagem ácida de minas (Trindade & Soares, 2004).

Os banhados podem ser aeróbicos ou anaeróbicos. De acordo com Watzlaf et al. (2004), os banhados aeróbicos são efetivos no tratamento de drenagem de mina de teor alcalino. Banhados aeróbicos tipicamente consistem de uma estrutura de aeração (brejos, pântanos), uma profunda lagoa vegetada (1,2 a 2,4 m de profundidade) e uma zona úmida rasa (~0,15 m de profundidade) que geralmente contém taboa (da espécie *Typha latifolia*). Os banhados anaeróbicos são caracterizados por grande superfícies com substrato orgânico recoberto com uma lâmina d'água de espessura superior à áreas aeróbias. O substrato redutor favorece os processos químicos e microbiológicos que geram alcalinidade e elevam o pH, ao mesmo



tempo em que se consomem o oxigênio e reduzem a quantidade de sulfato. A presença da vegetação auxilia a estabilização do substrato e fornece matéria orgânica adicional, favorecendo as reações de neutralização (Borma & Soares, 2002).

Drenos anóxicos de calcário- A baixa dissolução à pressão atmosférica e a passivação com  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  dificultam o uso de calcário no tratamento drenagens ácidas de mina contendo alto teor de ferro, de acordo com Trindade & Soares (2004), a utilização do dreno anóxico de calcário (DAC) permite a produção de alcalinidade sem que a passivação ocorra. Para alcançar o resultado esperado é necessário: que todo ferro dissolvido encontre-se na forma reduzida e a concentração de oxigênio seja pequena ( $<0,5$  mg/L) assim como a concentração de alumínio, já este último, como íon férrico, também tende a precipitar-se como hidróxido passivando a superfície dos fragmentos de calcário. O Hidróxido de alumínio, porém é menos aderente à superfície de calcário que o hidróxido férrico e sua presença em solução menos prejudica a operação do DAC.

As concentrações de metais como ferro e alumínio devem ser menores que 25ppm para obtenção de maior eficiência decorrente do uso de DAC (Fripp et al., 2000). Banhados aeróbicos são usados depois destes sistemas para a precipitação e coleta de metais precipitados (Watzlaf et al, 2004).

Sistemas Sucessivos de Produção de Alcalinidade (SSPA) – um SSPA é uma combinação de DAC com um banhado aeróbico ou Lagoa de calcário (Fripp et al., 2000). Neste sistema, a DAM antes de ser descartada em corpos receptores, flui ao longo de uma poça de água, contendo um substrato orgânico e um leito de calcário. O substrato orgânico e a profundidade da água, são fatores responsáveis pela criação de condições anaeróbicas favoráveis ao sistema. De acordo com Trindade & Soares (2004), nos SSPA a DAM não precisa necessariamente ter reduzidas concentrações de  $\text{O}_2$  ou  $\text{Fe}^{+3}$ . O substrato orgânico retira o oxigênio e cria um ambiente capaz de reduzir a  $\text{Fe}^{+2}$  todo ferro presente ou impedir a oxidação deste a  $\text{Fe}^{+3}$ .

Em SSPA os mecanismos de neutralização incluem várias reações químicas e bioquímicas que removem o ferro e outros metais e aumentam a alcalinidade da solução. Este sistema é apropriado para o tratamento da DAM com alta concentração de teor de oxigênio e metais. No caso de presença de quantidades de sulfato superiores a 2000 ppm, a precipitação da gipsita se constituirá em problema (Fripp et al., 2000).

Lagoas de calcário- construídas sobre ressurgências da drenagem de mina, a água flui para cima através do calcário. Funcionam de forma semelhante ao DCAs. Geralmente são usados quando a água tem baixa concentração de OD e contém níveis baixos de alumínio e de ferro férrico (Watzlaf et al., 2004).

Canais Aberto de Calcário - São canais superficiais ou valas preenchidas com calcário (Skousen & Ziemkiewicz, 1996). A precipitação do ferro como hidróxido sobre o calcário reduz a solubilidade deste e sua eficiência como agente redutor de acidez, embora mesmo completamente coberto, o calcário continua gerando alguma alcalinidade (EPA, 1999). Canais Abertos de Calcário serão discutidos com mais ênfase ao longo de presente capítulo.

#### *5.2.2.1. Geração de Alcalinidade em Sistemas Passivos de Tratamento*

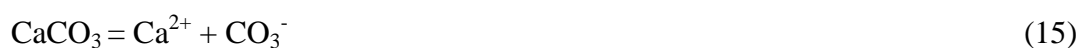
De acordo com Trindade & Soares (2004), uma das principais propriedades físico-químicas da água, e de grande interesse no tratamento de drenagens ácidas de mina, é a alcalinidade. Segundo Hedin et al. (1994), quando a DAM apresenta pH >4,5, possui uma capacidade de neutralização de ácido e diz-se que a mesma possui alcalinidade.

A alcalinidade pode resultar do íon hidroxila (OH<sup>-</sup>), carbonatos, silicatos, borato, ligandos orgânicos, fosfato e amônia (Hem,1985).

É amplamente reconhecido que as minas com uma abundância de rocha calcária de ocorrência natural ou estratos alcalinos produzem água alcalina, mesmo na presença de alto teor de material piritoso. No entanto, a maioria dos locais contém pouco ou nenhum material alcalino e, como consequência pode gerar drenagem ácida mesmo quando o conteúdo de material piritoso for relativamente baixo (EPA, 2000).

Uma das formas de suprir o déficit de teor alcalino nas águas de mina, é recorrendo-se à introdução de material alcalino, sendo a calcita (CaCO<sub>3</sub>) e a dolomita (CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>) matérias largamente aplicadas por oferecerem capacidade de tamponamento. A taxa de depleção de carbonato é controlada em parte por restrições de massa-ação e por limitações cinéticas (Bernier et al., 2001).

As equações de dissolução de calcita e dolomita são a seguir apresentadas por Hubbard (2002).





Estes carbonatos possuem um material de muito baixo custo e oferecem segurança e facilidade de manuseio quando aplicados na neutralização da DAM (Skousen et al, 2000).

A solubilidade de calcário depende do pH, da temperatura e do CO<sub>2</sub> (Gazea et al., 1996) (figura 15).

De forma específica, quando as águas ácidas, com pH < 6,4, entram em contato com o calcário, o calcário reage de acordo com a equação (17) apresentada por Naim et al., (1992).



CO<sub>2</sub> dissolvido, convencionalmente conhecido como H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub><sup>\*</sup>, é um ácido fraco e continua reagindo com calcário, produzindo cálcio e alcalinidade de bicarbonato que fica disponível para a reação de neutralização do ácido:



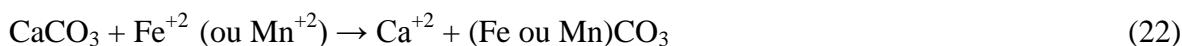
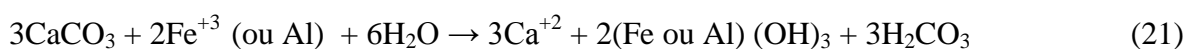
Além das equações (17 e 18) de dissolução da calcita acima apresentadas, Cravotta & Trahan (1999) apresentam a seguinte:



Uma vez subido o pH da água ácida os metais podem precipitar facilmente formando hidróxidos e oxihidroxidos, em alguns casos apenas o pH pode mudar o íon metálico para uma forma insolúvel, sendo isto possível no caso de alumínio (Costello, 2003).

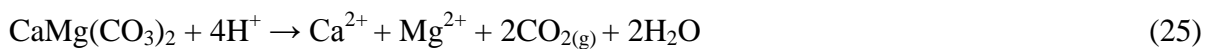
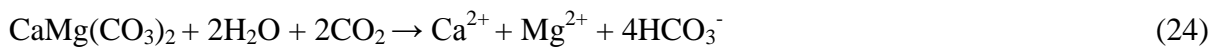
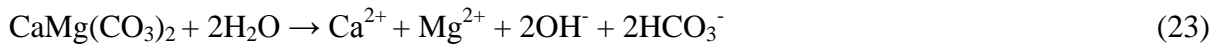
As reações de dissolução de carbonatos também podem limitar a acidez da solução através da neutralização de prótons (H<sup>+</sup>) e precipitação dos hidróxidos Fe, Mn e Al (reações 20,21 e 22) (Hedin & Watzlaf, 1994).

Reações de limitação de acidez

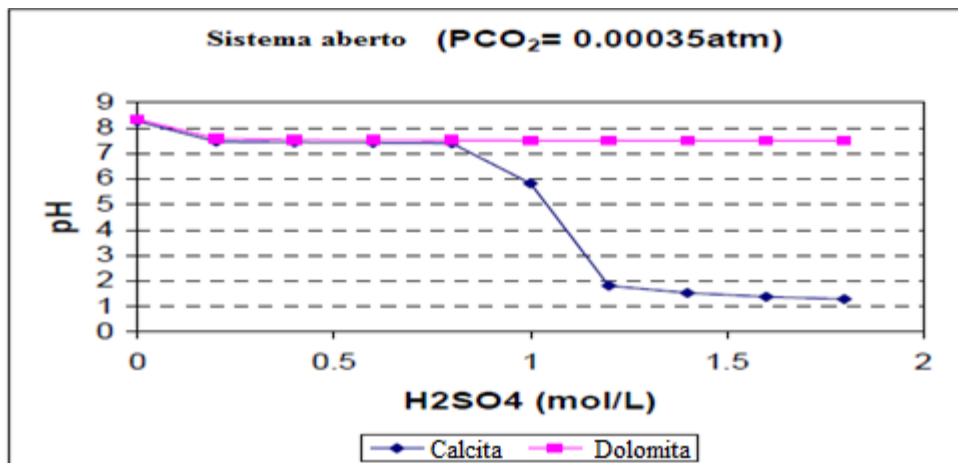


Ferro férrico e alumínio precipitam formando hidróxidos enquanto que o ferro ferroso e manganês podem formar carbonatos secundários. A concentração de cálcio na solução aumenta na medida em que é liberado pelas reações (17) à (22) o qual também aumenta o potencial de geração de gipsita (Bernier et al., 2001)

Reações da dolomita



Um ensaio apresentado por Bernier et al. (2001) acerca da dissolução da calcita e da dolomita em sistemas abertos, confere vantagens na aplicação da dolomita em detrimento da calcita mantendo as mesmas condições de temperatura e pressão na reação com ácido sulfúrico. Isto se deve ao fato uma mole calcita pesar 100.1g em comparação com 184.4g por 1 mole de dolomita, por conseguinte a calcita fica esgotada antes da dolomita após a adição de 0,8 mol / L de ácido sulfúrico (figura15).



**Figura 15:** Comparação da capacidade de tamponamento de calcita e dolomita em sistemas abertos em equilíbrio termodinâmico. Uma mole de sólidos finos por litro é titulada com uma solução de ácido sulfúrico (0,2 ml / L) (Bernier et al., 2001)

Tanto a calcita quanto dolomita, de acordo com o acima exposto, possuem capacidade de tamponamento quando aplicadas no tratamento da drenagem ácida de mina. A escolha de um destes materiais em detrimento do outro pode estar relacionada à questões de disponibilidade, uma vez que são mobilizadas grandes quantidades para se alcançarem resultados esperados no

tratamento da DAM. A dolomita encontra-se presente em quantidades consideráveis na área em que será instalado o empreendimento para o tratamento da DAM. Parte significativa deste material é minerado no estado de Santa Catarina e introduzido no estado do Rio Grande Do Sul. Algumas das propriedades da dolomita são a seguir descritas:

De acordo com Boggs (1998), a partir da análise de óxidos, a composição da dolomita ( $\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$ ) ideal comporta 30,4% de CaO, 21,9% de MgO e 47,7% de  $\text{CO}_2$  por peso. Sua origem pode ter sido secundária, por meio da substituição do calcário por magnésio. Sistema cristalino hexagonal, comumente em cristais romboédricos com faces curvadas. Dureza: 3,5 a 4,0 (escala de Mohs). Densidade:  $2,87\text{g/cm}^3$ . Comumente ocorre nas cores branca e rósea (Sampaio & Almeida, 2008). A figura 16, ilustra o calcário dolomítico branco.



**Figura 16:** Calcário Dolomítico (Amaral, 2007)

De acordo com Leinz & Amaral (1995), a dolomita é distinguível da calcita pela pequena ou nenhuma efervescência com HCl a frio. Efervesce com HCl quente.

#### *5.2.2.2. Oxidação e Hidrólise de Metais em Sistemas Passivos*

As reações de oxidação e hidrólise geralmente causam a diminuição das concentrações de  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ , Mn, e Al quando a água contendo estes parâmetros flui através de ambientes aeróbio. De acordo com Watzlaf et al. (2004), estas reações dependem da disponibilidade de oxigênio para as reações de oxidação, do pH da água, da atividade microbiana e / ou outros catalisadores e inibidores, e ainda, do tempo de retenção da água no sistema de tratamento. O pH é um parâmetro particularmente importante porque influencia tanto a solubilidade do hidróxido de metal precipitado bem como a cinética dos processos de oxidação e hidrólise

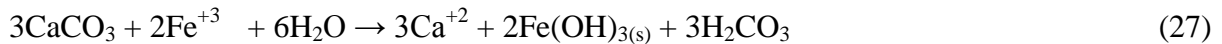
(Hedin et al., 1994). A relação entre pH e os processos de remoção de metal em sistemas de tratamento de passivos é complexo, pois difere entre os metais e também entre os processos bióticos e abióticos .

### 5.2.2.3. Oxidação e Hidrólise de Ferro

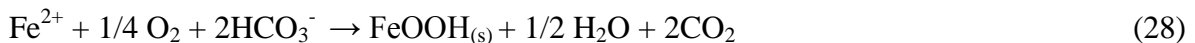
Em solução aquosa o ferro está presente sob as formas  $\text{Fe}^{2+}$  e  $\text{Fe}^{3+}$ , dependendo do pH e da concentração do oxigênio dissolvido. O contaminante mais comum em drenagens ácida de mina é o íon ferroso (Watzlaf et al., 2004) . Em ambientes oxidantes comuns à maioria das águas superficiais, o ferro ferroso é oxidado a ferro férrico (Mohan & Chander, 2006). Oxidação do ferro ferroso ocorre tanto abiótica e, como resultado da atividade bacteriana. A reação de oxidação é mesma para ambos os processos (Hedin, et al., 1994).

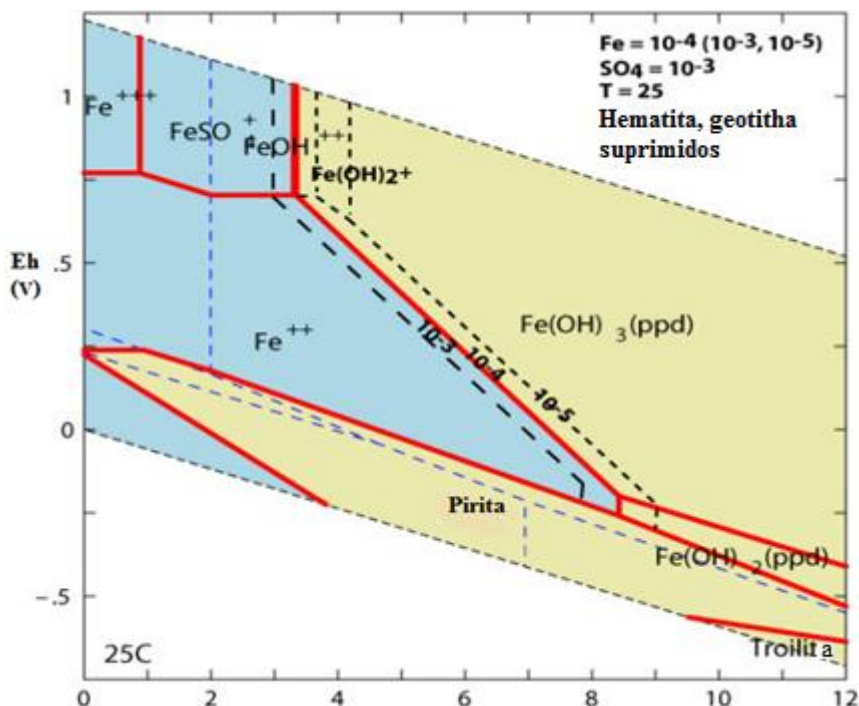


O diagrama Eh-pH da figura 17 mostra a estabilidade de fases de ferro e as espécies dissolvidas nas águas ricas em íon sulfato. O diagrama mostra que o ferro férrico ( $\text{Fe}^{\text{III}}$ ) é solúvel em pH inferior a cerca de 3 e condições oxidantes (Eh alto), sob a forma de  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{FeSO}_4^+$  e  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ . A pH mais elevado, precipita-se como uma forma de hidróxido férrico ou de um composto relacionado (equação 27).



Ferro ferroso ( $\text{Fe}^{\text{II}}$ ) é solúvel como  $\text{Fe}^{2+}$  em mais condições de redução e até pH cerca de 8 (Rose, 2010) e a reação de hidrólise e neutralização sob as condições mencionadas é apresentada por Hedin et al. (1994) (equação 28).





**Figura 17.** Diagrama Eh-pH para o ferro, mostrando áreas de solubilidade de espécies dissolvidas (azul) e espécies sólidas (Bronzeado). Limite superior é ao ar livre, limite inferior de redução. Condições:  $10^{-4}$  Fe ~6 mg / L,  $10^{-3}$  SO<sub>4</sub> ~ 96 mg / L. (Rose, 2010).

#### 5.2.2.4. Oxidação e Hidrólise de Manganês

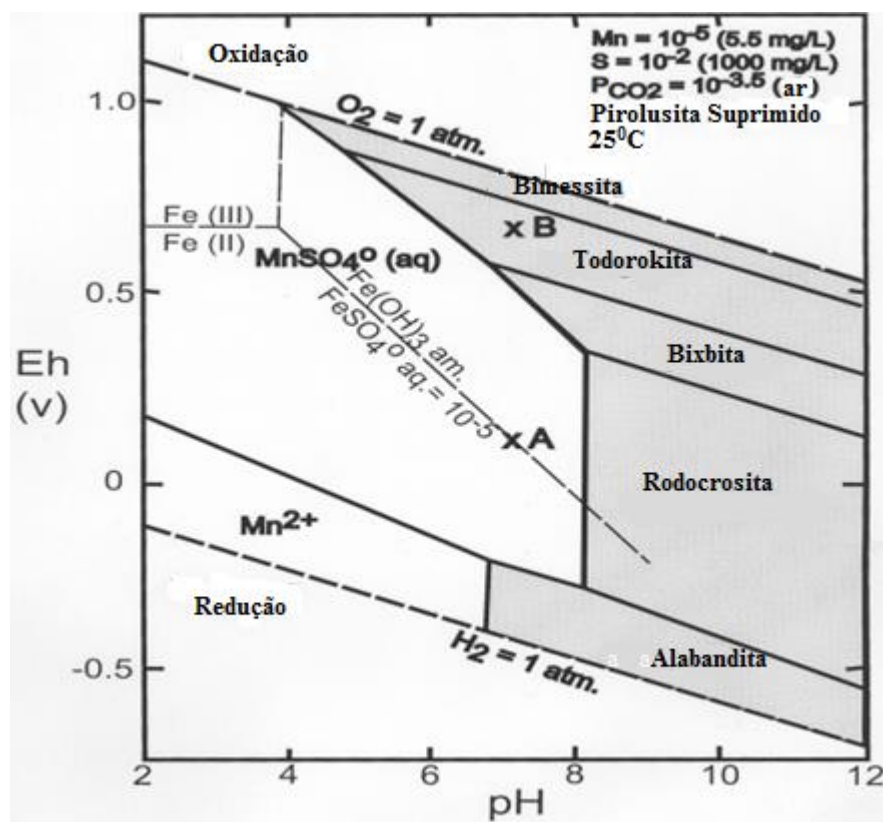
A reação de Mn<sup>II</sup> solúvel em drenagem ácida de mina constitui problema porque a sua oxidação para Mn<sup>IV</sup> requer condições extremamente oxidantes que não podem ser alcançados naturalmente usando oxigênio molecular contido no ar. Manipulações químicas ou biológicas são necessárias para remover Mn das descargas de água (Brant et al, 1999).

No estado reduzido Mn<sup>2+</sup>, Mn é relativamente solúvel como MnSO<sub>4</sub> (aq), pelo menos até pH 8 (Rose et al, 2003). Em ambientes alcalinos Mn<sup>2+</sup> precipitado como carbonato pode por sua vez ser oxidado pelo oxigênio à MnO<sub>2</sub> de acordo com a equação (Diehl & Stumm, 1984 apud Hedin et al., 1994).



Este comportamento é ilustrado no diagrama Eh-pH (figura 18) para Mn, em comparação com Fe. O diagrama demonstra que a remoção de manganês da DAM requer um pH elevado ou forte oxidação combinado com pH quase neutro.

Independentemente do mecanismo pelo qual  $Mn^{2+}$  é oxidado à  $Mn^{4+}$ , a remoção de uma mole de  $Mn^{2+}$  da solução resulta na libertação de duas moles de  $H^+$  ou um decréscimo equivalente em alcalinidade ( $HCO_3^-$ ) (Hedin et al., 1994).



**Figura 18.** Diagrama Eh-pH para Mn. Área sombreada mostra fases insolúveis nas condições indicadas.

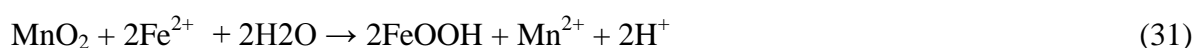
Área clara mostra Mn solúvel. Birnessita =  $MnO_2$ ; todorokita aproximada como  $MnIIIMnIV_3O_7$ ; bixbyite =  $Mn_2O_3$ ; rhodochrosite =  $MnCO_3$ ; alabandite =  $MnS$ . Diagrama mostra também limite de solubilidade de  $Fe(OH)_3$ .  $Fe(OH)_3$  precipita em A. óxido de Mn pode precipitar em B. (Rose et al, 2003).

De acordo com o diagrama acima (figura 18) desenhado para concentrações de  $SO_4$  e espécies de carbonato típicas de maioria das drenagens ácidas, nota-se que sob condições relativamente reduzidas onde Fe está em solução sob a forma  $Fe^{2+}$  (ponto A), Mn é muito solúvel como íon



par  $\text{MnSO}_4^0$ . No entanto, perto do limite superior do diagrama em que o oxigênio é abundante (ponto B), Mn é insolúvel como birnessita ( $\text{MnO}_2$ ) e todorokita, um óxido de complexo de composição variável contendo  $\text{Mn}^{3+}$  e  $\text{Mn}^{4+}$  e usualmente Ca, Na ou outros cátions. Em pH abaixo de 7, estas fases sólidas podem precipitar somente em soluções altamente oxigenadas, mas a pH mais elevado, o alto teor de oxigênio é menos crucial. O diagrama mostra claramente que se  $\text{Fe}^{2+}$  encontrar-se em concentração apreciável em solução, Mn não poderá precipitar a um pH próximo do neutro. Para que a precipitação de Mn ocorra, a água deverá estar bem oxigenada na medida em que essencialmente todo Fe se encontre insolúvel, e o pH deverá estar perto do neutro ou superior.

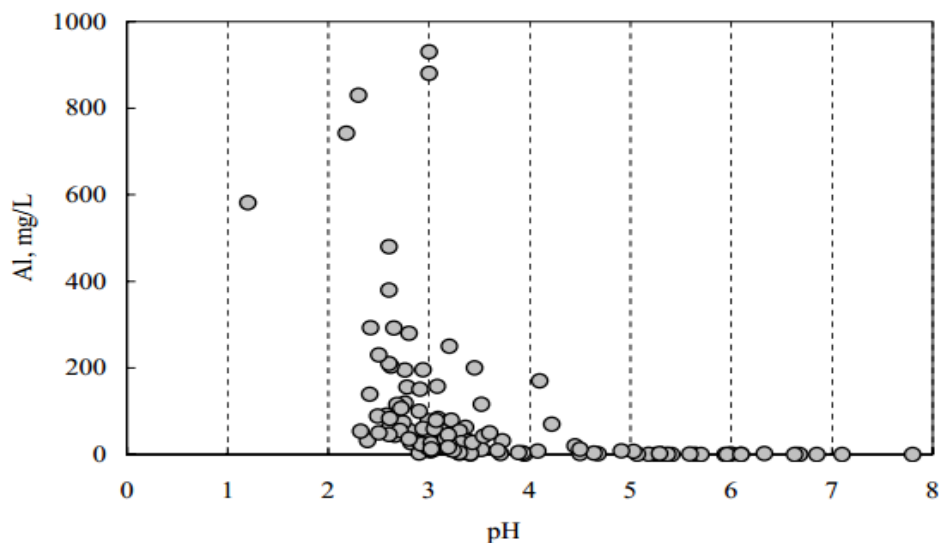
De acordo com Watzlaf et al. (2004), a ausência de precipitação simultânea de ferro dissolvido e manganês das águas alcalinas aeróbias resulta provavelmente a partir da redução de formas oxidadas de manganês por ferro ferroso, como se mostra na reação (31), ou reação (32).



#### 5.2.2.5. Oxidação e Hidrólise de Alumínio

O alumínio tem apenas um estado de oxidação em sistemas aquáticos, que é +3. Os processos de oxidação e redução que complicam a química de ferro e manganês, não afetam diretamente as concentrações de alumínio dissolvido. Em vez disso, as concentrações de alumínio nas águas de mina são primariamente influenciadas pela solubilidade do  $\text{Al}(\text{OH})_3$  (Hem, 1985).

A níveis de pH entre 5 e 8, o  $\text{Al}(\text{OH})_3$  é insolúvel e as concentrações de alumínio dissolvido são geralmente inferior a 1 mg / L. A valores de pH inferior a 4,  $\text{Al}(\text{OH})_3$  é altamente solúvel e concentrações muito maiores que 2 mg / L são possíveis (figura19) (Watzlaf et al., 2004).



**Figura 19:** Concentração de alumínio dissolvido versus pH em descargas de águas de mina (PIRAMID Consortium, 2003).

O gráfico (figura 19) ilustra que não há quantidades significativas de alumínio dissolvido acima de um pH de 4,5 o que corresponde ao comportamento esperado em sua solubilidade.

O desenho de sistemas de tratamento de alumínio baseia-se na remoção de ferro para águas-alcalinas (em que o alumínio raramente é um problema), e acidez para águas-ácidas (uma vez que o objetivo principal é aumentar o pH através da geração de alcalinidade) (PIRAMID Consortium, 2003).

De acordo com Hedin et al., (1994), a reação mais comum proposta para a remoção de alumínio em sistemas de tratamento passivo é a seguinte:



Como o acima exposto, o alumínio apresenta-se em solução apenas na sua forma trivalente ( $\text{Al}^{3+}$ ), e, por conseguinte, ao contrário da hidrólise de hidróxido férrico, nenhum outro passo de oxidação será necessário para facilitar a sua remoção. A remoção de um precipitado de hidróxido de alumínio pode ocorrer em condições aeróbicas, bem como anaeróbia (PIRAMID Consortium, 2003).

O precipitado de hidróxido de alumínio formado em sistemas de tratamento passivo é inicialmente um material amorfo de baixa densidade, que é facilmente re-suspenso com pela turbulência da água podendo ainda conduzir à formação de espumas desagradáveis. Ao longo

do tempo, o hidróxido irá cristalizar-se para formar um dos vários minerais de  $\text{Al}(\text{OH})_3$ , tais como gipsita, que são relativamente estáveis e não-tóxicos (Younger et al., 2002).

Cada mina tem característica própria em termos de potencial de DAM; logo, a natureza e o tamanho do risco associado, e a viabilidade das opções de mitigação, poderão variar de um local para o outro (Akcil & Koldas, 2006).

De acordo com Pereira (2010), a escolha das tecnologias de remediação (mitigação) depende das características da região minerada, como geologia, relevo, histórico das atividades, composição do minério, processo de beneficiamento e instalações. Outras variáveis importantes são: a) a investigação dos impactos que cada processo de mineração provoca ou provocou; b) o mapeamento dos riscos à saúde pública, à fauna, à flora e aos recursos naturais; c) questões operacionais e financeiras. Por último, a legislação provavelmente, é o fator dominante na determinação do sistema de tratamento a ser tomado (Johnson & Hallberg, 2005).

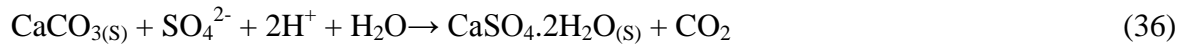
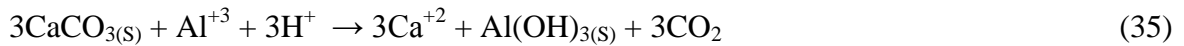
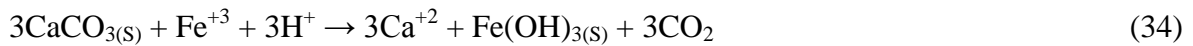
Antes de selecionar as tecnologias passivas de tratamento apropriadas é necessário primeiro ter-se a percepção das tecnologias disponíveis e respectivo funcionamento na remediação de águas de mina (PIRAMID Consortium, 2003).

Como o acima descrito um dos sistemas passivos que consiste em adição de alcalinidade em efluente a ser tratado e que será discutido com ênfase no presente trabalho é o Canal Aberto de Calcário.

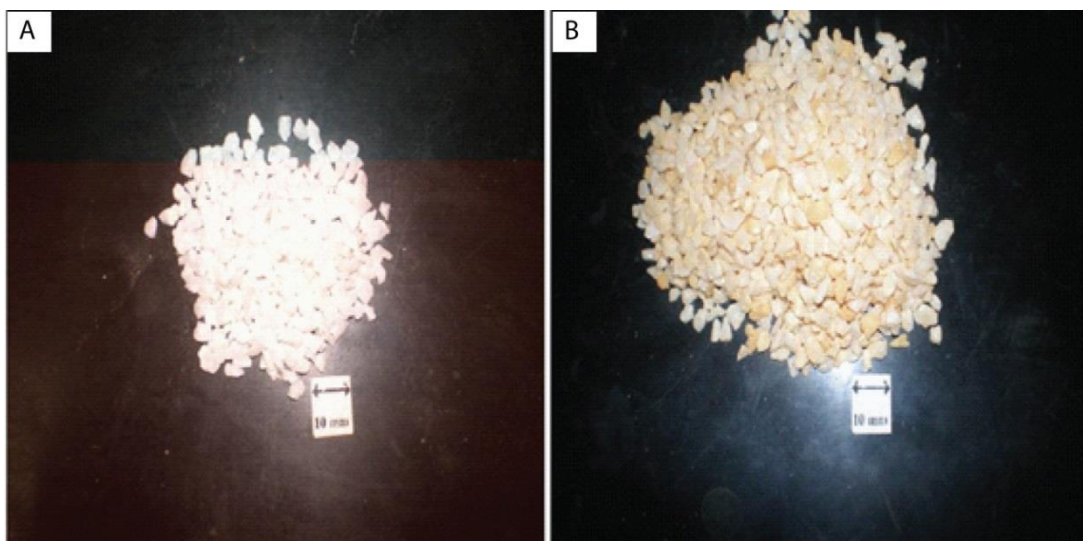
De acordo com Ziemkiewicz et al. (1994), uma série de estudos realizados no início dos anos 1979 por pesquisadores da Penn State (Pearson & McDonnell, 1974, 1975a, 1975b, 1977, 1978) avaliaram o potencial de calcário triturado em um tratamento passivo. A taxa de dissolução do calcário sob cargas da DAM foi determinada e o efeito da passivação do mesmo por hidróxido de ferro foi identificado.

A precipitação de metais como hidróxido, particularmente ferro ( $\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)}$ , eq.34), alumínio como  $\text{Al}(\text{OH})_3$  eq.35) e formação de gipsita ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}_{(s)}$  eq.36) sobre o calcário reduz a solubilidade e conseqüentemente, a eficiência de calcário como agente de redução da acidez (Ziemkiewicz et al., 1997; Hammarstrom et al., 2003). Mesmo completamente cobertos, entretanto, fragmentos de calcário continuam gerando alguma alcalinidade (EPA, 1999).

As equações de passivação de calcário são apresentadas a seguir:



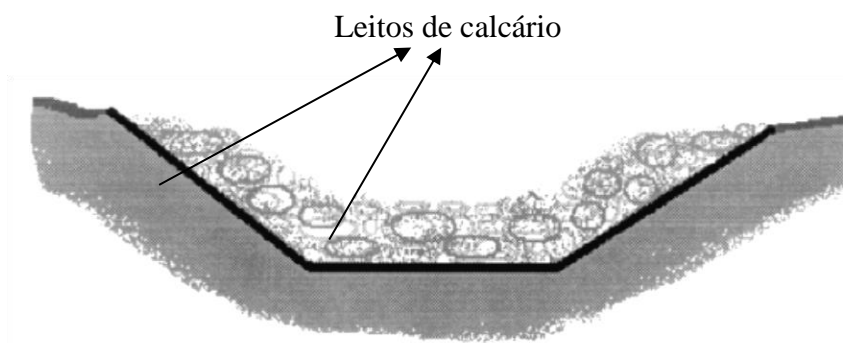
Na figura 20 é ilustrada a aparência do calcário dolomítico antes e após ser efetuada a neutralização da drenagem ácida de minas em CAC.



**Figura 20:** (A) Calcário antes e (B) após tratamento em Canal Aberto de calcário (Amaral, 2007).

Os CAC podem tomar variadas formas, as principais de que se tem registro apresentam corte transversal triangular, retangular e parabólica podendo igualmente serem considerados outros formatos dependendo das condições envolvidas no processo construtivo.

A figura 21 ilustra um corte transversal trapezoidal de um canal aberto de calcário.



**Figura 21.** Corte transversal de um canal aberto de calcário (Helfrich, 1999).

A figura 22 ilustra um canal aberto de calcário de seção triangular em funcionamento, podendo se ver certa declividade ao longo do trecho do canal, parte da pedra calcária passivada.



**Figura 22.** Retrato de um canal de calcário aberto construído (Ziemkiewicz et al., 1994)

Os resultados baseados em dois anos de observação de campo, concluem que a pedra calcária totalmente passivada, é 1/5 solúvel quando comparada com a não passivada. Este fator, combinado com a taxa de dissolução identificada em ambientes com DAM, permite estimar o comprimento do dreno e as toneladas de calcário necessárias para tratar uma carga de ácido específico (Ziemkiewicz et al., 1994).

De acordo com Trindade & Soares (2004), recomenda-se que canais de calcário aberto sejam dimensionados para neutralizar pelo menos 90% de acidez em 1 hora de contato ou 100% para 3 horas de contato.

Amaral (2007) levou a cabo um trabalho de pesquisa cujo tema era “Neutralização de Drenagem ácida de Minas Com Escórias de Aciaria Elétrica do Forno-Panela”. No desenvolvimento desta pesquisa foi testada a eficiência da escória do forno-panela, o calcário dolomítico em equipamentos como canal aberto de calcário e reator de leito empacotado tendo sido usadas amostras de efluente captado em Setembro de 2007 no córrego contaminado pela DAM gerada no depósito de rejeitos de Capão da Roça. Testes preliminares considerando uma vazão de 20mL/min à entrada no dispositivo e faixas granulométricas entre 0,5 à 2,0mm, entre 1 a 6,3mm e entre 1 a 6,3mm e 5,6 a 12,7 mm. As granulometrias entre 1 a 6,35 mm apresentaram a melhor relação levando em conta as características de percolação e reatividade, tendo sido escolhida para os experimentos práticos definidos. A tabela 6 apresenta dados de análise realizada antes e após a neutralização em CAC.

**Tabela 6:** Dados de análise realizados antes e após a neutralização em CAC. Amaral (2007).

Parâmetro	DAM Bruta	DAM Tratada em CCA	Valores máximos admissíveis CONSEMA (128/06)
Fe (mg/L)	302,68	48,62	10
Al (mg/L)	5,66	0,06	10
Zn (mg/L)	0,50	0,41	2
Mn (mg/L)	4,99	4,50	1
Sulfato (mg/L)	2082,8	1978,2	-
Condutividade (µs/cm)	2975,4	2920,8	-

Os resultados típicos de tratamento em canal aberto de calcário são apresentados na tabela 7.

**Tabela 7.** Resultados esperados no tratamento da DAM em canais abertos de calcário. Adaptado de Trindade & Soares (2004).

Parâmetro	Valor de entrada	Valor de saída
Fe total	≤ 100mg/L	≤ 15mg/L
Zn	≤ 10 mg/L	< 5 mg/L (CONAMA)
Mn	≤ 10 mg/L	< 1,0 mg/L
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	≤ 1500 mg/L	< 250 mg/L
O <sub>2</sub>	Em equilíbrio com atmosfera	Em equilíbrio com atmosfera
Ph	~4,5	6,5 – 9,0
Tempo de residência	1 à 3 horas	
Declividade	10%	
Alcalinidade	~100 mg/L CaCO <sub>3</sub>	

### 5.3. Gestão do lodo gerado no tratamento da DAM

Um dos produtos derivados do tratamento da drenagem ácida quer em sistemas ativos bem como em sistemas passivos é o lodo. Trata-se de um material rico em metais como Alumínio, ferro e Manganês. A figura 23 ilustra as características físicas do lodo resultante do processo de tratamento da DAM em sistema ativo.



**Figura 23:** Lodo férrico resultante da Neutralização da DAM (Silva, R.D., 2009)

Inspirados em leis ambientais cada vez mais aperfeiçoadas, vários estudos vem sendo desenvolvidos no que concerne à gestão do lodo gerado no tratamento da drenagem ácida de mina. A Lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos - Lei nº 12.305, de 2010 se tornou o marco regulatório da gestão de resíduos no Brasil e vem trazendo uma profunda mudança de paradigma quanto ao tema. A partir desta lei, entende-se que os resíduos não são apenas resultantes dos processos produtivos industriais, mas sim, de qualquer atividade que possa impactar o ambiente.

Uma pesquisa desenvolvida por Galatto et al. (2009), verificou a possibilidade da incorporação de resíduo do tratamento de Drenagem Ácida de Mina (DAM) na formulação de massa de cerâmica vermelha, com substituição parcial das argilas. Da pesquisa concluiu-se que para além de inertizar o material precipitado, contribuía-se para o melhoramento da qualidade final dos blocos.

Ross (1973), num estudo encomendado pela agência norte americana de proteção ambiental (EPA) já avançava a possibilidade de recuperar os metais de valor econômico, minimizando os danos ambientais. Seguiram-se vários estudos visando dar a melhor destinação do lodo gerado em sistemas de tratamento de modo que o mesmo não se constitua em problema ao meio ambiente.

#### **5.4. Vantagens e Desvantagens Decorrentes da Aplicação de Sistemas Passivos**

Trindade & Soares (2004) apontam as seguintes vantagens e desvantagens decorrentes do uso dos sistemas passivos de tratamento da DAM:

##### *5.4.1. Vantagens*

- Baixo custo de manutenção (inferior aos chamados tratamentos químico “ativo”);
- simplicidade operacional (não há partes móveis; o sistema funciona praticamente sem supervisão, ainda que uma manutenção periódica seja necessária)
- adaptável quanto à variações de vazão;
- representam solução de longo prazo;
- procuram imitar os processos físico-químicos naturais (tendem a ser menos agressivos ao meio ambiente);
- podem harmonizar-se com a paisagem local (Sobretudo as áreas alagadas - “wetlands”);
- os resíduos gerados não são tóxicos e podem se tornar uma fonte de recursos no futuro.

##### *5.4.2. Desvantagens*

- geralmente precisam de muito espaço para efetivo tratamento, sobretudo se a vazão for alta;
- a topografia do local deve ser capaz de proporcionar gradiente suficiente para a vazão da água por gravidade;
- necessitam recomposição periódica reativo e/ou limpeza do precipitado, o que em alguns casos pode significar quase a completa reconstrução do sistema de tratamento;



- alguns parâmetros físico-químicos da água, como elevada concentração de íons férrico, de alumínio e /ou de manganês, falta ou excesso de oxigênio ou valor muito baixo de pH, podem inviabilizar o processo;
- a remoção dos metais e a produção da alcalinidade são fortemente dependentes do tempo de residência e, portanto, das taxas das reações químicas envolvidas;
- os tratamentos passivos não são comumente empregados como solução inicial ou única para a descontaminação da DAM. Os tratamentos passivos constituem-se em uma etapa final, cujo objetivo é enquadrar o efluente nos padrões exigidos pela legislação.

### **5.5. Parâmetros de Controle**

Tanto os sistemas de tratamento ativos bem como os passivos, objetivam a produção de um líquido com uma composição que obedece aos regulamentos existentes para a descarga de efluentes.

Os parâmetros monitorados no controle da DAM podem ser, acidez, alcalinidade, alumínio total, condutividade, DQO, ferro ( $\text{Fe}^{+2}$ ,  $\text{Fe}^{+3}$  e ferro total) manganês total, oxigênio dissolvido, pH, sólidos suspensos, sólidos totais, sulfato total, zinco total.

Outros parâmetros podem ser solicitados pelas autoridades reguladoras de acordo com a especificidade da DAM gerada, a classificação dos mananciais e outros elementos existentes no entorno do local do depósito do material minerado. Um estudo levado a cabo por Silveira et al. (2007), para além dos anteriormente mencionados, toma outros parâmetros de controle da DAM tais como turbidez, cor e condutividade elétrica.

A resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA 430/2011) que “Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências” e a resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA 128/2006) que “Dispõe sobre a fixação de padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em água superficiais no Estado do Rio Grande do Sul” estabelecem os parâmetros para lançamento de efluentes para o corpo receptor. Os parâmetros acima mencionados (de interesse para DAM) são mostrados na tabela 8.

**Tabela 8.** Parâmetros para emissão de efluentes em corpos receptores segundo as resoluções CONAMA 430/2011 e CONSEMA 128/2006.

Parâmetros	CONAMA 430/2011	CONSEMA 128/2006	Unidade
Alumínio Total	-	10	mg/L
Arsênio total	0,5	0,1	mg/L
Cádmio total	0,2	0,1	mg/L
Chumbo total	0,5	0,2	mg/L
Cobre total	1,0	0,5	mg/L
Cromo total	1,1	0,5	mg/L
Ferro total	15,0	10,0	mg/L
Manganês total	1,0	1,0	mg/L
Mercúrio total	0,01	0,01	mg/L
Níquel total	2,0	1,0	mg/L
Zinco total	5,0	2,0	mg/L
pH	5-9	6-9	mg/L

## **6. METODOLOGIA**

O presente item será composto por seguintes elementos:

- Caracterização do efluente usado na escolha e dimensionamento do sistema de tratamento.
- Critérios usados para a proposta de Canal de Aberto de Calcário como sistema de tratamento da DAM;
- Dimensionamento do Canal Aberto de Calcário.

### **6.1. Caracterização do efluente usado na escolha e dimensionamento do sistema de tratamento**

Um dos passos importantes na concepção de um sistema de tratamento consiste na caracterização das águas a serem tratadas (Zipper et al., 2011). Isto pode ser feito medindo a descarga ou fluxo e concentração dos constituintes da água por um período longo (o ideal é que o monitoramento seja feito no mínimo, por um período de 1 ano) de modo a determinar as variações das quantidades em várias estações do ano.

Os dados de monitoramento do efluente bruto fornecidos pela COPELMI Mineração Ltda poderão ser usados para justificar a escolha e efetuar o dimensionamento do sistema de tratamento. Serão igualmente considerados dados da DAM bruta coletada junto ao depósito de rejeitos de Capão da Roça e analisados em Laboratório de estudos Ambientais para a Metalurgia (LEAmet) da UFRGS e apresentados por Amaral (2007) em sua tese de dissertação de mestrado pelo programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalurgia e Materiais-PPGE3M (tabela 9).

**Tabela 9:** Características da DAM coletada na área do Capão da Roça (Amaral 2007).

Parâmetro	DAM Bruta	Valores máximos admissíveis CONSEMA (128/06)
pH	2,3	<i>Entre 6 – 9</i>
Acidez (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	1015	–
Fe (mg/L)	302,7	10
Al (mg/L)	5,7	10
Cr (mg/L)	0,012	0,5
Zn (mg/L)	0,5	2
Mn (mg/L)	4,99	1
Sulfato (mg/L)	2082,8	–
Ca (mg/L)	423,0	–
Mg (mg/L)	37,0	–
Dureza (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	956	–
Condutividade (µS/cm)	2975,4	–

A concentração do oxigênio dissolvido, a especificação das concentrações de ferro dissolvido (ferro ferroso e ferro férrico), concentração do alumínio dissolvido, a acidez e alcalinidade, e o pH são alguns dos parâmetros a considerar (EPA, 2001) para a escolha de dimensionamento do Canal Aberto de Calcário.

## **6.2. Critérios usados para a proposta de Canal de Aberto de Calcário como sistema de tratamento da DAM**

Gazea et al. (1996), Zipper et al. (2011) entre outros autores, apresentaram um fluxograma que pode ser aplicado para escolher o sistema de tratamento passivo de acordo com as características do efluente proposto. O mesmo fluxograma será usado para justificar a escolha do canal aberto de calcário como sistema de tratamento que poderá ser instalado em Capão da Roça.

Hedin et al. (1994), Gazea et al. (1996), PIRAMID Consortium (2003), Watzlaf et al. (2004) e outros, revelam que a concepção de um desenho de tratamento depende largamente da possibilidade da água de mina ser ácida ou alcalina.

No processo de tomada de decisão a partir do fluxograma, a etapa inicial corresponde a uma análise físico-química do efluente e determinação de sua vazão. Esta análise deve incluir a determinação do oxigênio dissolvido (OD) e a razão  $Fe^{2+} / Fe^{3+}$ .

Para níveis de OD inferiores a 2 mg/L,  $\text{Fe}^{3+} < 10\%$  da concentração de ferro total e  $\text{Al}^{3+} < 25$  mg/L, o efluente pode ser conduzido a um DAC para em seguida ser descartado (caso neutro e dentro das especificações legais) ou ser submetido a um tratamento complementar.

Para níveis de OD superiores a 5 mg/L e concentração de  $\text{Fe}^{3+}$  acima de 25% da concentração de ferro total deverá ser investigada a vazão do efluente antes da tomada de decisão quanto a rota de tratamento.

Tratamento com canais de calcário aberto é recomendável para vazões de efluentes superiores a 12 m<sup>3</sup>/h. Para vazões inferiores a 12 m<sup>3</sup>/h e valor de pH da ordem de 4,5 o efluente poderá ser submetido a um tratamento biótico empregando por exemplo bactérias redutoras de sulfato. Para valores de pH acima de 4,5, o efluente poderá ser aerado para oxidação principalmente dos íons  $\text{Fe}^{2+}$ .

Uma bacia de decantação pode ser instalada após qualquer um dos tratamentos citados de forma a reter material precipitado.

De acordo com Fripp et al. (2000), canais abertos de calcário são sistemas adequados para o tratamento da DAM com grandes concentrações de oxigênio e metais dissolvidos.

### **6.3. Dimensionamento do Canal Aberto de Calcário**

Na maioria dos casos, os canais abertos de calcário podem ser construídos a partir de uma simples réplica (Ziemkiewicz et al., 1994). Existem vários casos de sucesso cujos dados foram tabelados com o intuito de serem tomados como referência em casos de construção de canais abertos de calcário. EPA (2000) apresenta na tabela 10 resultados de estudos desenvolvidos sobre canais de calcário variando a vazão, o comprimento do canal, a massa de calcário com dissoluções especificadas e o respectivo tempo de residência do líquido no leito de calcário.

**Tabela 10:** Exemplos de dimensionamento de Canal Aberto de Calcário (EPA, 2000).

	Comprimento do canal (m)		Massa de calcário necessária (ton)			
			Dissolução de 100%		Dissolução de 20%	
Vazão (L/min)	Tempo de contato 1h	Tempo de contato 3h	1hora, 90% do tratamento	3horas, 100% de tratamento	1hora, 90% do tratamento	3horas, 100% do tratamento
440	21	62	169	508	847	2542
880	41	122	339	1017	1695	5085
4400	204	611	1695	5085	8475	25424

De acordo com os dados tabelados, para uma descarga de 440L/min, com acidez de 1000 ppm, será preciso um canal com 21m de comprimento e 169 toneladas de calcário para tamponar 90% da acidez com tempo de detenção de 1hora e supondo dissolução á 100% e para a mesma vazão, comprimento e tempo de detenção, supondo uma dissolução à 20%, seriam necessárias 847 toneladas de calcário para tamponar 90% da acidez.

Ainda para efeitos de dimensionamento do Canal de calcário, Zienkiewicz et al., (1994) desenvolveram a seguinte equação de primeira ordem:

$$\ln \frac{C_f}{C_0} = - Kt \quad (37)$$

onde :

$C_f$  = acidez final (mg/L)

$C_0$  = acidez original (mg/L)

K= constante (1/h) (K= -2,303/h de acordo com Pearson & McDonnell,1975)

t = tempo de reação (tempo de residência) (t)

O valor da acidez final ( $C_f$ ) não é definido nas resoluções CONAMA 430/2011 e CONSEMA 128/06, mas atendo aos valores como 595mg/L de  $\text{CaCO}_3$  obtido de cálculos usando dados de tabelas 9 e 10 (COPELMI Mineração LTDA, 2013) e ainda 1015 mg/L de  $\text{CaCO}_3$  apresentados por Amaral (2007) será tomado um valor de

100mg/L de CaCO<sub>3</sub> para efeitos de cálculo e o de acidez inicial (C<sub>0</sub>) pode ser obtido a partir de valores resultantes da medição direta ou através de cálculos.

Para o cálculo de tempo de vida de um canal de calcário Sun (2000) desenvolveu um modelo empírico que será usado no presente trabalho. Segundo o mesmo, a área otimizada da superfície (A<sub>MS°</sub>) da pedra calcária é:

$$A_{MS^{\circ}} = \left( \frac{t_{(\min)}}{(-75,08 pH_f + 338,27)pH_i + 0,8053 pH_f^{3,5346}} \right)^{\frac{1}{(-0,1305pH_f + 0,6185)pH_i + 0,7365pH_f - 4,5918}} \quad (38)$$

Onde: pH<sub>f</sub>, pH<sub>i</sub> representam produtos Hidrogenoiônico final e inicial respectivamente

t<sub>(min)</sub> é o tempo de detenção em minutos.

A área superficial total (S<sub>0</sub>) é dada pela equação (39):

$$S_0 = A_{MS^{\circ}} (\text{cm}^2/\text{g}) * W_0 (\text{g}) \quad (39)$$

Onde W<sub>0</sub> é massa de calcário em 10anos.

As partículas de calcário utilizadas no experimento desenvolvido por Amaral (2007) tinham diâmetros entre 0,5 à 2,0mm, entre 1 a 6,3mm e entre 1 a 6,3mm e 5,6 a 12,7 mm e diferentes resultados foram obtidos no concernente à neutralização da DAM; o diâmetro recomendado para grãos de calcário em canais abertos na escala real é de 3-10 cm de acordo com Robbins et al.(1999) e 4 polegadas ou aproximadamente 10cm de acordo com Ziemkiewicz et al.(1994). Para efeitos de cálculos será considerado da pedra calcária com 10cm de diâmetro.

De acordo com Sun (2000) um décimo da massa de calcário é perdido durante o primeiro ano, o que resulta numa redução de volume de 1/10 sendo que, o diâmetro médio e a área da superfície total no final do primeiro ano (d<sub>1</sub> e S<sub>2</sub> respectivamente) são calculados da seguinte forma:

$$d_1 = \left(1 - \frac{1}{10}\right)^{\frac{1}{3}} d_0 \quad (40)$$

$$S_1 = \left(1 - \frac{1}{10}\right)^{\frac{2}{3}} S_0 \quad (41)$$

E para qualquer ano n, a massa, o diâmetro e a área superficial obtêm-se da seguinte forma:

$$W_n \approx (1 - n * 10\%)W_0 \quad (42)$$

$$d_n = (1 - 10\% * n)^{\frac{1}{3}} d_0 \quad (43)$$

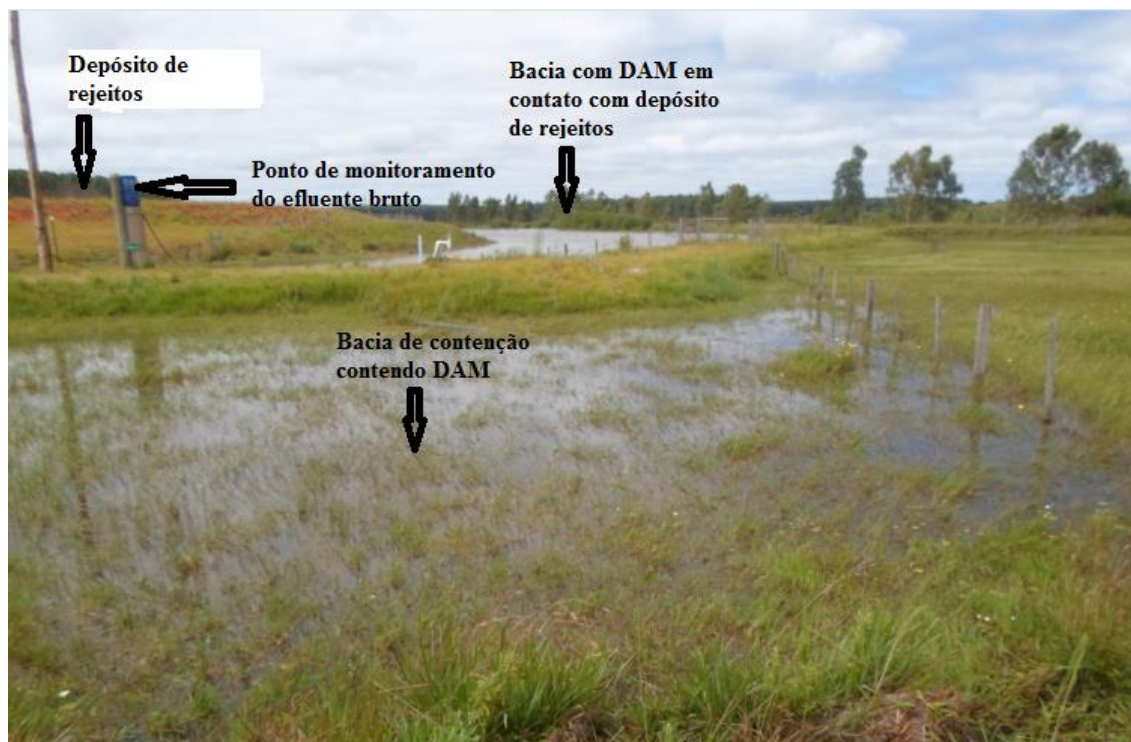
$$S_n = (1 - 10\% * n)^{\frac{2}{3}} S_0 \quad (44)$$

A área superficial de um reagente como a pedra calcária na reação de neutralização da DAM é tida como fator determinante para um tratamento bem sucedido. Embora vários investigadores tenham medido o efeito de tamanho de partícula sobre a taxa de neutralização no laboratório, como se pode constatar na pesquisa desenvolvida por Amaral (2007) ou em suposições sobre o papel da área de superfície em sistemas reais (Evangelou et al., 1998), os efeitos da área superficial são raramente considerados no desenho de neutralização do ácido no sistema (Sun, 2000).



## 7. RESULTADOS

A figura 24 ilustra o local onde se encontra instalado o ponto de monitoramento do efluente bruto. O local encontra-se saturado de DAM que é gerada no depósito de rejeito localizado à cerca de 5m do ponto do monitoramento. As duas bacias cercado o ponto de monitoramento contêm DAM gerada a partir da mesma fonte.



**Figura 24:** Localização de Ponto de coleta da amostra.

Dados de médias anuais referentes à caracterização do efluente coletado neste ponto estão patentes na tabela 11. As frequências de amostragem podem ser vistas na tabela em anexo (anexo I).

Na figura 24, as duas bacias encontram-se separadas por uma porção de terra de cerca de 2m de largura. A DAM apresenta as mesmas características nas duas bacias.

O monitoramento do efluente bruto é feito a partir do ponto PEI CR 12 enquanto que o da água tratada é feito a partir dos pontos PEE CR7 e PEI CR13. As posições destes pontos podem ser vistas em anexo II.

A empresa possui atualmente, uma ETE operando com uma vazão de 36 m<sup>3</sup>/h e ocupa uma área aproximada de 80 m<sup>2</sup> de sedimentação, dividida em quatro bacias (figura 25).

As bacias são operadas individualmente com uma taxa de aplicação superficial ao processo de  $1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ .



**Figura 25.** Estação de tratamento de efluentes e respectivas bacia de sedimentação de flocos de DAM tratada em método de neutralização e Floculação (sistema ativo) e – Capão da Roça, COPELMI/RS (2014).

Para o presente trabalho, na tabela 11, são apenas apresentados dados do ponto PEI CR12, referentes ao monitoramento do efluente bruto de Capão da Roça no período compreendido entre 2008 à 2013, dada a sua pertinência para a escolha e dimensionamento do sistema de tratamento passivo.

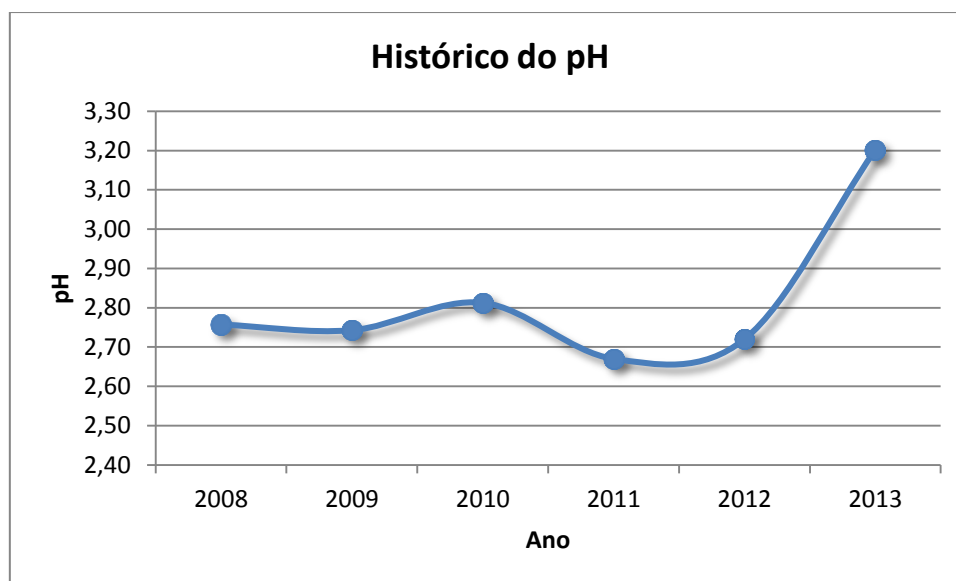
**Tabela 11:** Parâmetros de monitoramento da DAM, (COPELMI Mineração Ltda, 2013)

Parâmetro	Ano 2008	Ano 2009	Ano 2010	Ano 2011	Ano 2012	Ano 2013
Acidez mg/L	–	–	-	–	–	220,87
Alcalinidade total mg/L	–	1,00	1,00	0,00	0,00	2,79
Alumínio total mg/L	19,97	23,47	5,95	7,25	8,92	6,67
Condutividade	4114,43	5069,86	2854,00	2774,50	2755,25	-
DQO mg/L	24,18	25,84	10,18	8,85	9,75	-
Ferro bivalente mg/L	12,23	69,50	8,55	0,43	2,75	-
Ferro total mg/L	117,67	159,63	33,68	21,89	29,02	28,93
Manganês total mg/L	3,23	4,22	2,53	2,20	2,01	1,54
Oxigênio Dissolvido mg/L	3,92	2,47	6,45	5,95	4,95	5,39
pH	2,76	2,74	2,81	2,67	2,72	3,2
Sólidos suspensos mg/L	11,50	16,14	1,00	8,50	8,75	14,86
Sólidos totais mg/L	2486,43	3040,57	1907,50	2139,50	2129,75	-
Sulfato total mg/L	2365,00	2091,29	1213,88	1422,45	1338,45	942,12
Zinco total mg/L	0,18	0,18	0,09	0,08	0,11	-

**DQO**- Demanda Química de Oxigênio; **pH**- Potencial Hidrogeniônico;

Os dados da tabela 11 com os parâmetros considerados no ponto de monitoramento da DAM bruta encontram-se acima dos limites de descarga permitidos quando confrontados com as resoluções CONAMA 430/2011 e CONSEMA 128/2006.

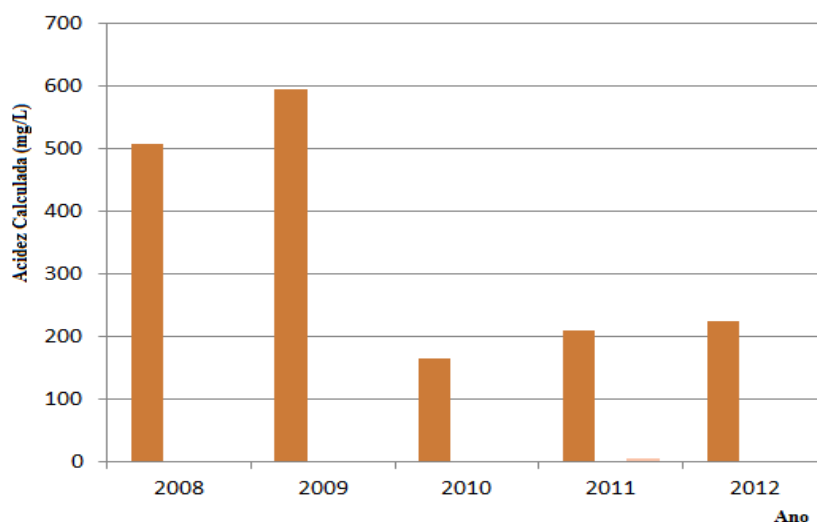
A figura 26 ilustra o gráfico relativo ao histórico do pH do efluente bruto ao longo dos anos 2008 à 2013.



**Figura 26:** Gráfico de histórico de pH ao longo dos anos 2008 à 2013.

O gráfico acima (figura 26) ilustra que o pH manteve-se sem grandes alterações entre os anos 2008 à 2012, tendo-se registrado uma alteração significativa no ano 2013 onde se registra um pH de próximo de 3,2.

Na figura 27 é apresentado o gráfico retratando o histórico da acidez calculada com recurso à equação 6 ( $\text{Acid}_{\text{calc}} = 50[(2\text{Fe}^{+2}/56 + 3\text{Fe}^{+3}/56 + 3\text{Al}^{+3}/27 + 2\text{Mn}/55 + 1000(10^{-\text{pH}}))]$ ) considerando os parâmetros Ferro, Alumínio, Manganês e o pH.

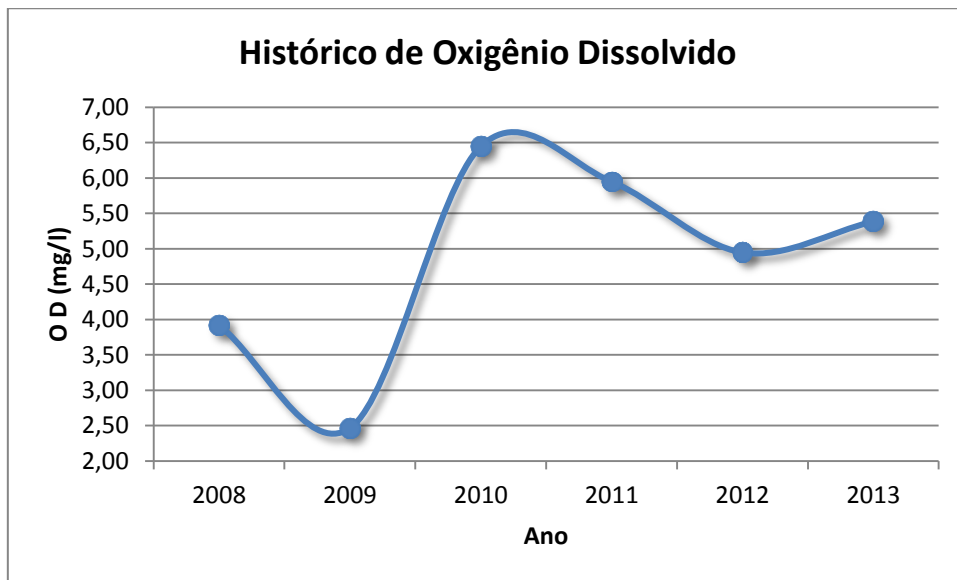


**Figura 27:** Gráfico do histórico de acidez ao longo dos anos de 2008 à 2012.

A maior acidez foi registrada no ano 2009 com o valor de 594,575mg/L tendo a menor sido registrada em 2010 mg/L com o valor de 164, 625 mg/L. O valor máximo de alcalinidade patente na tabela 11 é de 1,5mg/L registrado no ano 2013, no entanto, na mesma tabela apenas aparece um registro de acidez feito em 2013 que é de 293,49mg/L. Notando-se portanto, que em todos os anos a acidez é muito superior em relação a alcalinidade, podendo-se a partir deste fato, concluir que a água de mina do depósito de rejeitos de Capão da Roça apresenta um teor ácido acentuado. Os dados de análise de efluentes de Capão da Roça apresentados por Amaral (2007) tem acidez de 1015mg/L de CaCO<sub>3</sub>. Esta diferença pode ser atribuída ao fato da amostra ter sido coletada em ambiente aberto sem a contribuição de fatores concorrentes para a redução da acidez.

De acordo com os dados do efluente bruto, a quantidade de oxigênio é superior a 2mg/L e em alguns casos até superior a 5mg/L, em ambiente aberto, a aeração atmosférica poderia a partir do equilíbrio atmosférico, conferir um aumento de oxigênio dissolvido ao efluente.

Na figura 28 é apresentado o gráfico retratando o histórico do oxigênio dissolvido durante os anos 2008 à 2013.



**Figura 28:** Gráfico do histórico de acidez ao longo dos anos de 2008 à 2012.

Nos anos 2008 e 2009, nota-se que o oxigênio dissolvido apresenta valores abaixo de 5mg/l. Nos anos subsequentes, isto é, de 2010 à 2013, nota-se que o oxigênio dissolvido apresenta valores que se situam no intervalo que varia de 5 à 7mg/l.

Dados referentes à concentração de  $Fe^{+3}$  não constam da tabelas 11, mas os cálculos para a determinação da sua percentagem são aqui demonstrados:

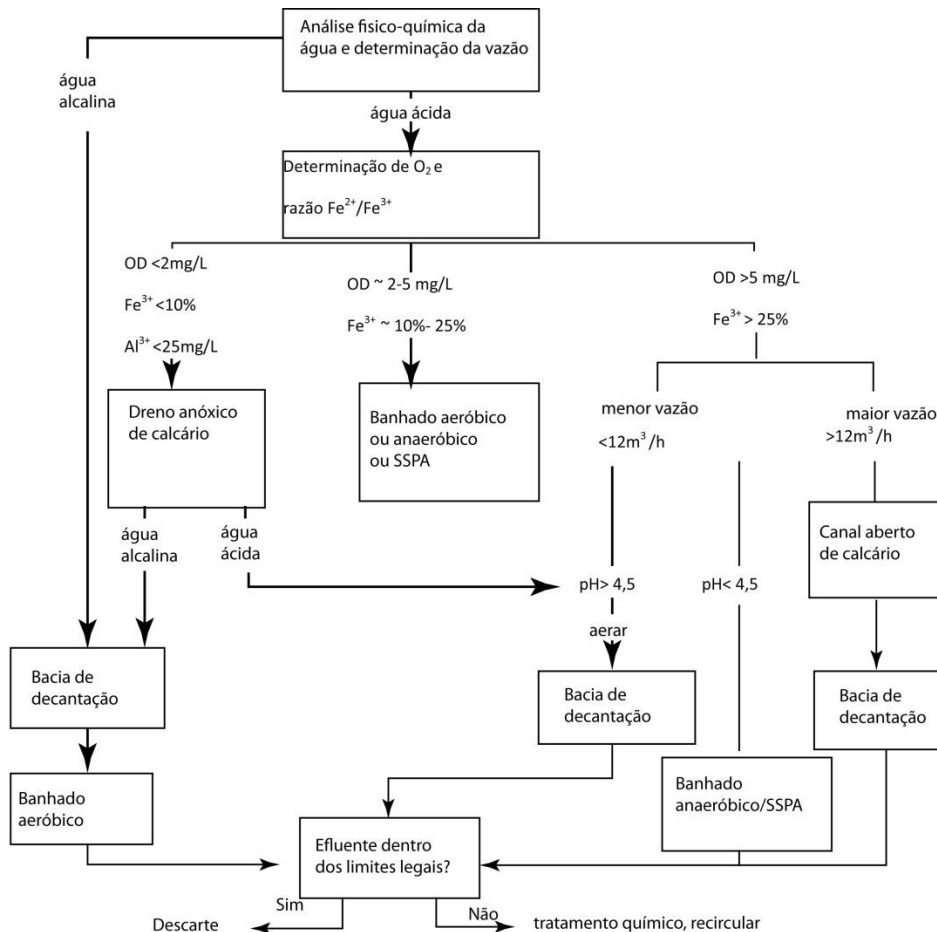
$$Fe_{total} = Fe^0 + Fe^{+2} + Fe^{+3}; Fe^0 = 0 \text{ em solução, logo } Fe_{total} = Fe^{+2} + Fe^{+3}$$

$$Fe^{+3} = Fe_{total} - Fe^{+2}; Fe^{+3} = 64,960 \text{ mg/L} - 18,692 \text{ mg/L} = 46,268 \text{ mg/L}$$

$$Fe^{+2} \approx 28,775\%; Fe^{+3} \approx 71,225\%.$$

Segundo cálculos acima apresentados a percentagem de  $Fe^{3+}$  é maior que a de  $Fe^{2+}$ .

O fluxograma a seguir indicado, foi aplicado para a escolha do método a ser empregado para o tratamento da DAM de Capão da Roça.



**Figura 29:** Fluxograma auxiliar para escolha do sistema de tratamento passivo

A adoção do canal aberto de calcário como método de tratamento no presente trabalho obedeceu aos seguintes requisitos:

- Acidez > alcalinidade, o que indica que as águas de mina de Capão da Roça apresentam um teor ácido;
- $OD > 5 \text{ mg/L}$  apesar de em alguns casos o oxigênio dissolvido ser menor que  $5 \text{ mg/L}$ , o fluxo do efluente num sistema aberto conferiria aeração atmosférica que resultará em subida de OD;
- $Fe^{+3} > 25\%$ , de acordo com o cálculo apresentado;
- $Q > 12 \text{ m}^3/\text{h}$ , a atual estação de tratamento de efluentes opera com uma vazão de  $36 \text{ m}^3/\text{h}$  e atendendo às condições topográficas do local e a quantidade de efluente disponível, conclui-se que existem condições para que se opere com uma vazão superior a  $12 \text{ m}^3/\text{h}$  em canal de calcário aberto.

Deste modo, considerando a maior acidez registrada de 2008 à 2012 e como concentração a ser alcançada em CAC fixada em  $100 \text{ mg/L}$  de  $\text{CaCO}_3$  têm-se:

Cálculo de tempo de detenção de efluente em canal aberto de calcário

$$C_f = 594,575 \text{ mg/L}$$

$$\ln \frac{C_f}{C_0} = -kt$$

$$C_0 = 100 \text{ mg/L de CaCO}_3$$

$$t = (\ln \frac{C_f}{C_0}) / (-k)$$

$$K = -2,303/h$$

Substituindo têm-se  $t \approx 1h$

Valor próximo deste também é obtido usando dados obtidos por Amaral (2007) expostos na tabela 9.

$$C_f = 1015 \text{ mg/L}$$

$$\ln \frac{C_f}{C_0} = -kt$$

$$C_0 = 100 \text{ mg/L de CaCO}_3$$

$$t = (\ln \frac{C_f}{C_0}) / (-k)$$

$$K = -2,303/h$$

Substituindo têm-se  $t \approx 1h$

Assim, pode-se afirmar que o tempo de detenção do efluente é de 1 hora.

A atual ETE opera com a vazão de  $36 \text{ m}^3/h$  ininterruptamente durante o ano, fato comprova a existência de quantidade suficiente de efluente para se adotar uma vazão de  $1000 \text{ L/min}$  para operação num canal aberto de calcário. Deste modo, o comprimento do canal de calcário foi obtido a partir da interpolação linear de valores expostos na tabela 10.

880L/min.....41m

1000L/min .....X

Para se alcançar uma declividade igual ou próxima de 10% deverão ser feitas modificações no atual canal de escoamento de água tratada de modo que o mesmo venha a ser usado para a implantação do canal de calcário.

A seguir é apresentado cálculo referente à obtenção da massa de calcário necessária para um canal de 47 m de comprimento.

Cálculos referentes à obtenção da massa de Calcário (tab. 10):

41m.....339 ton

47m.....Y

Y=388, 6 ton.

Considerando dissolução de 100%, tempo de detenção de 1 hora e 90% de tratamento, para uma vazão de 1000L/min e 47m de comprimento de canal aberto, seriam necessárias 388,6 ton. E considerando a dissolução de 20% seriam necessárias 1943 toneladas de calcário de acordo com os cálculos abaixo apresentados.

41m.....1695 ton

47m.....X

X= 1943 ton.

O modelo empírico desenvolvido por Sun (2000) foi aqui aplicado para efeitos de obtenção do tempo de vida esperado em canais abertos de calcário. Tendo em conta a área de superfície de calcário e a concentração de Fe dissolvido, mas assumindo a espessura e a taxa de desenvolvimento dos revestimentos Fe.

A área otimizada da superfície da pedra calcária é obtida a partir da equação 38:

$$A_{MS^{\circ}} = \left( \frac{t_{(\min)}}{(-75,08 pH_f + 338,27)pH_i + 0,8053 pH_f^{3,5346}} \right)^{\frac{1}{(-0,1305pH_f + 0,6185)pH_i + 0,7365pH_f - 4,5918}}$$

Tomando em consideração  $pH_f = 7$  e  $pH_i = 3$  e  $t = 60\text{min}$

A área superficial é de aproximadamente  $56,9 \text{ cm}^2/\text{g}$

A área superficial total ( $S_0$ ) é dada pela equação (39):

$$S_0 = A_{MS^{\circ}} (\text{cm}^2/\text{g}) * W_0 (\text{g})$$

$$S_0 = 56,9\text{cm}^2/\text{g} * 388,6*10^6\text{g} = 2,21*10^{10} \text{ cm}^2$$

O diâmetro médio e a área da superfície total no final do primeiro ano cujos valores são apresentados na tabela 14 são obtidos aplicando seguintes fórmulas:

$$d_1 = \left(1 - \frac{1}{10}\right)^{\frac{1}{3}} d_0 \tag{40}$$

$$S_1 = \left(1 - \frac{1}{10}\right)^{\frac{2}{3}} S_0 \tag{41}$$

As variações de massa, o diâmetro e a área superficial para um período de 10anos foram estimadas aplicando as seguintes fórmulas:



$$W_n \approx (1 - n * 10\%)W_0 \quad (42)$$

$$d_n = (1 - 10\% * n)^{\frac{1}{3}}d_0 \quad (43)$$

$$S_n = (1 - 10\% * n)^{\frac{2}{3}}S_0 \quad (44)$$

**Tabela 12:** Decrescimento da área superficial da pedra calcária com o decrescimento da massa durante o tempo de vida de um canal aberto

Tempo	Diâmetro médio	Massa remanescente	Área superficial total	Variação da área superficial S/S <sub>0</sub>
Ano	<i>cm</i>	<i>kg</i>	x10 <sup>10</sup> cm <sup>2</sup>	%
0	10	388600	2,21	100
1	9,65	349704	2,06	93
2	9,28	310880	1,90	86
3	8,88	272020	1,74	79
4	8,43	233160	1,57	71
5	7,94	194300	1,38	62
6	7,37	155440	1,19	54
7	6,69	116580	0,99	45
8	5,85	77720	0,76	34
9	4,64	38860	0,48	22
10	0	0	0	0

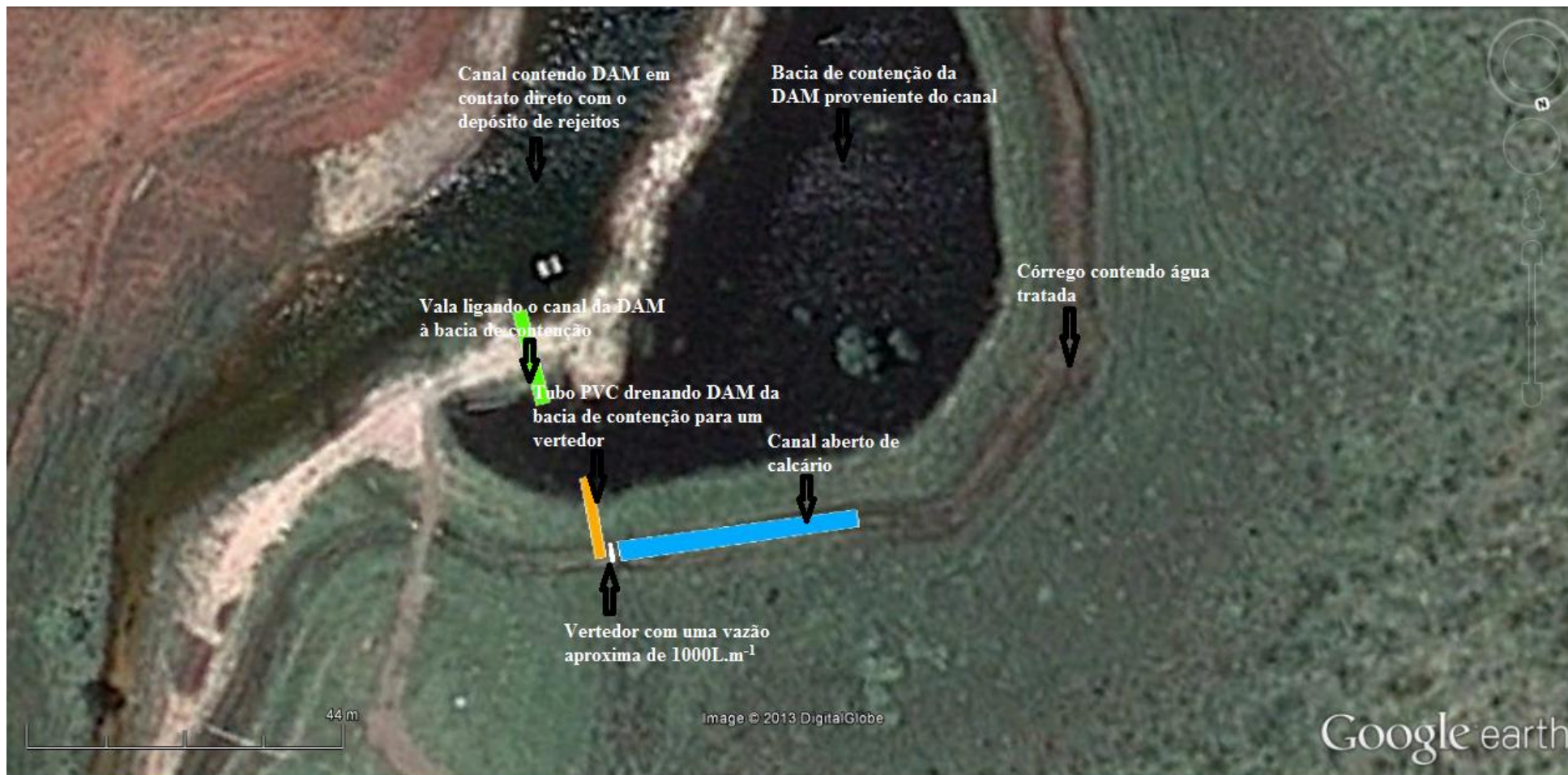
Os valores de diâmetro, massa e área superficial apresentados na tabela 12 mostram uma variação no decurso do tempo devido à dissolução da pedra calcária de acordo com as previsões feitas por Ziemkiewicz et al. (1994) ao longo da literatura.

Durante o período chuvoso a quantidade da DAM formada sobe de nível, na secção mais profunda do canal, onde se encontra instalada uma régua, quando o registro supera a marca de 4,10m, a DAM é drenada por gravidade através de condutos (PVC) para uma bacia de contenção que se encontra a cerca de 2m do canal. A bacia de contenção por se localizar a escassos metros do canal da DAM também recebe água pelo processo de infiltração natural. A figura 30 ilustra à esquerda, o canal contendo DAM formada na interação entre água, oxigênio e rejeitos de carvão, e à direita, uma bacia de contenção.



**Figura 30:** À esquerda, o canal contendo DAM formada na interação entre água, oxigênio e rejeitos de carvão, e à direita, uma bacia de contenção de água do primeiro canal.

A seguir é apresentado o croqui (figura 31) que poderá ser usado na instalação do canal aberto de calcário.



**Figura 31:** Mapa do Capão da Roça extraído do Google Earth e usado para ilustrar locais de implantação do projeto.

A figura 31 ilustra os componentes do projeto que poderão culminar com a instalação do canal de aberto de calcário. A vala ligando o canal da DAM à bacia de contenção será instalada na seção mais profunda do canal, próximo do local onde se encontra a bomba de captação de efluente para a estação de tratamento. Quando o nível da água ultrapassa 4 m marcados pela régua graduada que se encontra instalada na seção mais profunda do canal da DAM, a água é drenada através de condutos de pequeno diâmetro para uma bacia de contenção que se encontra separada da primeira por uma camada de terra com cerca de 2 m de largura. A bacia de contenção será escavada ao nível de 2 m de profundidade. Um conduto PVC com um regulador de vazão ( $Q= 1000 \text{ L.m}^{-1}$ ) será instalado ao nível mais baixo da bacia de contenção para drenar água para o vertedor. O vertedor de seção circular poderá prover água ao canal aberto de calcário com uma vazão de  $1000 \text{ L.m}^{-1}$ .

## 8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- ✚ Os parâmetros do efluente coletado a partir do ponto de monitoramento encontram-se fora dos limites estabelecidos para o descarte em corpos receptores de acordo com as resoluções CONAMA 430/2011 e CONSEMA (128/06).
- ✚ A média anual do valor de alcalinidade registrado de 2008 à 2013 foi de 1,5mg/L de  $\text{CaCO}_3$  e a média mínima acidez calculada foi de cerca de 165 mg/L. Pelo fato da água da mina do depósito de rejeito de Capão da Roça apresentar um teor de acidez bastante elevado em relação ao teor de alcalinidade conclui-se que a mesma seja ácida. As amostra coletadas cujos dados estão expostos na tabela 11, revelam que o oxigênio dissolvido é maior que 5 mg/L na maioria dos anos. Os dados de  $\text{Fe}^{3+}$  obtidos a partir de cálculos quando confrontados com os de  $\text{Fe}^{2+}$  apresentados na tabela 11, mostram-se superiores em mais de 25%. O volume da água e as condições topográficas existentes no Capão da Roça permitem que se opere num sistema de tratamento com uma vazão superior à 12  $\text{m}^3/\text{h}$ . Aplicados os fatores aqui mencionados no fluxograma (figura 29) adoptou-se o canal aberto de calcário para tratar a DAM do local em questão.
- ✚ Considerando o tempo de detenção de 1hora para dissolução de calcário em 100% estima-se que 47 metros de comprimento de canal com 10% de declividade, 1m de profundidade e 2,5 metros de largura seja ideal para tamponar uma solução de DAM com vazão de  $1000 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ .
- ✚ Dolomita é o material gerador de alcalinidade escolhido para o uso no canal por ocorrer em grandes quantidades na região sul do Brasil diferentemente da calcita que atualmente é trazida de outras regiões representando custos elevados com o transporte até ao local do uso.
- ✚ A rugosidade do material alcalino oferece resistência ao escoamento do efluente, aumentando o seu tempo de residência no leito de calcário, sendo este, um dos fatores importantes para o tratamento eficaz.

- ✚ O material alcalino usado neste tipo de sistema, no decurso do tratamento, obedece a uma redução de diâmetro e conseqüentemente área de superfície devido a dissolução do mesmo. Este fato contribuirá para ineficiência do sistema de tratamento caso substituições do material não seja efetuada.
- ✚ O lodo gerado neste tipo de sistema de tratamento, contém metais pesados que podem causar danos ao meio ambiente, caso não seja manuseado corretamente.

## 9. RECOMENDAÇÕES

- Pelo fato de alguns parâmetros como Fe e Mn não observarem uma redução significativa após tratamento em canal aberto de calcário a ponto de se adequarem à legislação estabelecida para o descarte de efluentes em corpos receptores, recomenda-se que seja instalado um sistema complementar de tratamento, sendo o banhado aeróbico construído mais adequado uma vez que neste tipo de sistema ocorrem processos biológicos também capazes de precipitar os metais.
- As dimensões da pedra calcária são fundamentais no processo de tratamento passivo, uma vez que, o fluxo da água pode carear o material alcalino no caso de o mesmo apresentar um diâmetro muito reduzido. A pedra calcária com um diâmetro médio de 10cm apresenta poder de dissolução e resiste ao fluxo da água evitando o seu deslocamento ao longo do canal daí que a mesma seja recomendada para canais abertos de calcário
- Com a perda de potencial de neutralização da pedra calcária, recomenda-se que a mesma seja substituída de modo a assegurar um tratamento eficaz no sistema.
- O potencial de neutralização da dolomita pode variar em função do local onde o mesmo é minerado, assim recomenda-se que o mesmo seja testado em laboratório antes do seu uso.
- Os resultados esperados em tratamento com canal de calcário aberto deverão ser monitorados a partir da análise de amostras do efluente coletadas no seu ponto de saída.
- Espera-se que o lodo gerado neste tipo de sistema possa passivar a pedra calcária de modo a diminuir o seu potencial de neutralização. De modo a manter o poder de neutralização, recomenda-se que a pedra calcária seja revirada de modo a se expor a superfície não passivada à reação.
- Recomenda-se que o lodo gerado neste sistema de tratamento seja incorporado no material cerâmico como forma de torna-lo inerte.

- Recomenda-se que a canal seja operado com a vazão de 1000 L/min, de modo que sejam monitoradas as restantes componentes deste sistema de tratamento.
- Pelo fato de o sistema funcionar à céu aberto e encontrar-se em local de menor declividade na região onde o mesmo será instalado, recomenda-se que depois de chuvas de grande intensidade o mesmo seja visitado para eventuais intervenções motivadas pelo fluxo anormal da água e deposição de materiais grosseiros capazes de comprometer o seu normal funcionamento.



## 10. LISTA BIBLIOGRÁFICA

- Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL).2008. Disponível em: <[http://www.aneel.gov.br/arquivos/pdf/atlas\\_part3\\_cap9.pdf](http://www.aneel.gov.br/arquivos/pdf/atlas_part3_cap9.pdf)>. Acesso em: 12 Jun 2013.
- Amaral, F.A.D. Neutralização de drenagem ácida de minas com escórias de aciaria elétrica do forno-panels. 2007. Dissertação (mestrado). PPG3M-UFRGS. Porto Alegre-RS. 2007.
- Akcil, A., Koldas, S. **Acid mine drainage (AMD): causes, treatment and case studies**. Journal of Cleaner Production, v. 14, p. 1139 – 1145, 2006.
- Atlas geográfico de Charqueadas.1999. disponível em: <[http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo/arquivos/downloads/Atlas\\_Charqueadas.pdf](http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo/arquivos/downloads/Atlas_Charqueadas.pdf)>. Acesso em: 8 set 2013.
- Baird, Colin; Cann, Michael. **Química Ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011. 844 p.
- Bandeira, A. P.; Mendes, C. A. B. **A Utilização de Instrumentos Econômicos em Bacias Hidrográficas Sujeitas à Mineração: O Caso da Região Carbonífera de Santa Catarina**. IN: RBRH — Revista Brasileira de Recursos Hídricos Volume 14 n.3 Jul/Set 2009, 95-105.
- Bauers, C., Gosnell, M., Ooten, R., Bowman, J., Flowers, B.,Vosefski, D., and Borch, M.A. **Acid Mine Drainage Abatement and Treatment (AMDAT) Plan for the Leading Creek Watershed**. May 2006.Disponível em: [http://www.epa.state.oh.us/dsw/tmdl/Leading%20Creek%20AMDAT\\_final\\_5-12-06.pdf](http://www.epa.state.oh.us/dsw/tmdl/Leading%20Creek%20AMDAT_final_5-12-06.pdf) acesso em: 21 Agosto 2013
- Bernier, L., Aubertin, M., Dagenais, A.M., Bussiere, B., Bienvenu, L., Cyr, J. **Limestone drain design criteria in AMD passive treatment: theory, practice and hydrogeochemistry monitoring at Lorraine Mine Site, Temiscamingue**. In: IM Minespace annual meeting proceedings technical paper 48. CIM, Quebec, p. 9, 2001.
- Boggs Jr., S. Dolomites. In: Boggs Jr., S. (ed). **Petrology of Sedimentary Rocks**. New York, Macmillan Publishing company, p. 484-513, 1998.
- Borma, L. S.; Soares, P. S. M. **Drenagem Ácida e Gestão de Resíduos Sólidos de Mineração**. In: Emery Trindade, R. B.; Barbosa Filho, O. (Ed.). Extração de Ouro: Princípios, Tecnologia e Meio Ambiente. Rio de Janeiro: CETEM/MCT. 2002. cap. 10, p.253-27.

- Braile, P.M.;Cavalcanti, J.E.W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo, CETESB, 1979.764 p.
- Brant, D.L., Ziemkiewicz, P.F., Robbins, E.I. **Passive removal of manganese from acid mine drainage at the Shade mining site**, Somerset County, Penna. (USA), Sudbury 99, Mining and the Environment II, 3:1241-1249, 1999.
- Campaner, V.P.; Luiz-Silva, W. **Processos Físico-Químicos em Drenagem Ácida de Mina em Mineração de Carvão no Sul de Brasil**. Quim. Nova,Vol. 2009.32, No. 1, 146-152.
- Campos, M.L.; Almeida, J.A.; Silveira, C.B.; GatiboniA, L.C.; Albuquerque, J.A.; Mafra, A.L; Filho, O.K. & Santos, J.C.P. **Impactos no solo provocados pela mineração e depósito de rejeitos de carvão mineral**. Revista de Ciências Agroveterinárias, v.9, n2, p. 198-205, 2010.
- Caruccio, F. T., Geidel, G. **Geochemical Factors Affecting Coal Mine Drainage Quality, in Reclamation of Drastically Disturbed Lands**, Schaller, F.W. and Sutton, P. (Eds), American Society of Agronomy, Madison,.WI, p. 129, 1978.
- CENECO-CENTRO DE ECOLOGIA/UFRGS. **Carvão e meio ambiente**. Centro de Ecologia/UFRGS. Porto Alegre: Editora da Universidade/ UFRGS. 2000.p1006.
- CETEM/MCT. **Projeto Conceitual para a Recuperação Ambiental da Bacia Carbonífera Sul Catarinense**, RT 33/200, RT 45/ 200, RT 46/ 200- Relatório Técnico elaborado para SIECES. 2001.volume 1, 2 e 3.
- CONSEMA (CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE). **Resolução 128 de 24 de novembro de 2006 que Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul**. Secretaria do Meio Ambiente. 2006.
- Charas, E. **Moçambique entre 10 maiores produtores mundiais de carvão**. @verdade,Maputo, 29 julho 2013. Caderno economia, pág 1.
- Costello, C. **Acid Mine Drainage: Innovative Treatment Technologies**. U.S. Environmental Protection Agency,Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office Washington, DC, 2003.Disponível em : <[www.clu-in.org](http://www.clu-in.org) >. Acesso em: 20 Abril 2013.
- Cravotta, C.A., III, and Trahan, M.K. **Limestone drains to increase pH and remove dissolved metals from acidic mine drainage**: Applied Geochemistry, v. 14, p 581-606, 1999.

- Departamento Nacional da Produção Mineral (DNPM). **Perfi analítico do carvão**.2.ed. Porto Alegre, 1987. 140p. Boletim Técnico 6.
- Environmental Literacy Council. **Acid mine drainage**. 2002. Disponível em: <<http://www.enviroliteracy.org>>. Acesso em: 26 mai.2013.
- EPA-Environment Protection Agency. **Coal Remining BMP Guidance Manual**,1999. Disponível em: <<http://www.epa.gov>>. Acesso em: 15 Jun 2013.
- EPA- United States Environmental Protection Agency. **Coal Remining -Best Management Practices Guidance Manual**, 2000. Disponível em: <<http://www.epa.gov>>. Acesso em: 24 Jun 2013
- EPA. United States Environmental Protection Agency. **Handbook for Sampling and Sample Preservation of Water and Wastewater**. 1982.n.600482029.
- EPA. United States Environmental Protection Agency. **Storm Water Management Model User´s Manual. Version 5.0**. 2008.EPA/600/R-05/040.
- Erkman, S. **Industrial ecology: an historical view, J. Cleaner Production**. v.5. 1997, n. 1/2, p. 1-10.
- Evangelou VP. **Pyrite Oxidation and its Control**. New York: CRC Press, 1995.275 pp.
- Fossatti, J.; Bizani,D.; Kautzmann, R.M.; Sampaio, C. **Caracterização física e química e comparativa de drenagem ácida de mina (DAM) gerada em laboratório e naturalmente formada em área de mineração de carvão**. In: III Congresso Brasileiro de Carvão Mineral, Gramado: Rede Carvão, 2011. Disponível em: <[http://www.ufrgs.br/rede\\_carvao/Da%20Vinci/DIA24/MANHA/11h30%20Jeferson%20Fossatti.pdf](http://www.ufrgs.br/rede_carvao/Da%20Vinci/DIA24/MANHA/11h30%20Jeferson%20Fossatti.pdf)>. Acesso 12 jul 2013.
- Farfan, J. R. J. Z.; Barbosa Filho, O.; Souza, V. P. de. **Avaliação do potencial de drenagem ácida de rejeitos da indústria mineral**, Rio de Janeiro: CETEM: MCT, 2004. 58 (Série tecnologia ambiental; 29) Biblioteca(s): Embrapa Acre; Embrapa Solos.
- Fripp, J., Ziemkiewicz, P.F., Charkavorki, H. **Acid Mine Drainage Treatment**. EMRRP Technical Notes Collection: ERDC TN-EMRRPSR-14, Vicksburg, May 2000.
- Galatto, S.L., Peterson, M., Alexandre, N.Z., da Costa, J.A.D., Izidoro, G., Sorato, L., Levati, M. **Incorporação de resíduo do tratamento de drenagem ácida em massa de cerâmica vermelha**. Instituto de Pesquisas Ambientais e

Tecnológicas - IPAT, Universidade do Extremo Sul Catarinense-UNESC, Sangão, SC 88806-000 Cerâmica 55,53-60, 2009.

- Gazea, B., Adam, K., Kontopoulos, A. **A review of passive systems for the treatment of acid mine drainage.** Mineral. Engineerings, Oxiford, v. 9.n.1, p.23–44, 1996.
- Gonçalves, T. M.; Mendonça, F. A. **Impactos, Riscos e Vulnerabilidade Socioambientais da Produção do Carvão em Criciúma/SC (BRASIL).** IN: R. RA E GA, Curitiba, n. 14, 2007, p. 55-65. Editora UFPR
- Gusek, J. **Passive Treatment System Design, Construction and Operating Costs: How Much it Really costs Comparative to the Alternatives?** In: I Work-shop da Companhia Vale do Rio Doce sobre Drenagem Ácida de Mina, 2005.
- Hallberg, K.B., Rolf, S. Johnson D. B. **The microbiology of passive remediation technologies for mine drainage treatment.** School of Biological Sciences University of Wales, Bangor, LL57 2UW, U. K, 2003. disponível em: <[http://www.imwa.info/docs/imwa\\_2004/IMWA2004\\_30\\_Hallberg.pdf](http://www.imwa.info/docs/imwa_2004/IMWA2004_30_Hallberg.pdf)> .Acesso 9 Jul 2003.
- Hammarstrom, J.M., Seal II, R.R., Meier, A.L., Jackson, J.C. **Weathering of sulfidic shale and copper mine waste: secondary minerals and metal cycling in Great Smoky Mountains National Park, Tennessee, and North Carolina, USA.** Environ. Geol. 45, 35 – 57, 2003.
- Hedin, R.S., Narin, R.W., Kleinmann, R. L.P. Bureau Of Mines. **Passive Treatment of Coal Mine Drainage:** Information Circular (IC 9389). Pittsburgh: USDI Bureau of Mines, 1994.
- Hedin, R.S.,G.R. Watzlaf. **The effects of anoxic limestone drains on mine water chemistry.** Spec. Publ. SP 06A. U.S. Bureau of Mines, Washington, DC,1994.
- Helfrich, D. **The science of acid mine drainage and passive treatment.** Harrisburg,PA: Pennsylvania Department of Environmental Protection,1999.
- Hem, J. D. **Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water**, 3rd Edition. U.S. Geological Survey Water Supply Paper 2254. 263 pp, 1985.
- Howe, P.D., Malcolm, H.M., Dobson, S. **Manganese and its compounds: environmental aspects.** Concise international chemical assessment doc 63. World Health Org, Geneva, 2004.
- Hubbard, T. **Encyclopedia of surface and colloid Science**, 1<sup>st</sup> ed. New Work, 2002.
- INAP -The International Network for Acid Prevention .2012. acesso, 12 set, 2012 disponível em: [http://www.gardguide.com/index.php/Chapter\\_7](http://www.gardguide.com/index.php/Chapter_7)
- Johnson, D.B.; Hallberg, K.B. **Acid Mine Drainage Remediation Options: A Review.** Science of the Total Environment, Uk, 338,3–14, 2005.. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/scitotenv](http://www.elsevier.com/locate/scitotenv)> . Acesso 9 Apr. 2013.

- 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.
- Lefebvre, R.; Hockley, D.; Smolensky, J.; Lamontagne, A. **Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage; 2, Applications of numerical simulation**. Journal of Contaminant Hydrology 52(1-4): 165-186, 2001.
- Leinz, V.; Amaral, S. E. **Geologia Geral**. 12 ed. São Paulo: Editora Nacional. 1995.360 p.
- Mayer-Baron, M.; Schaper, M.; Knapp, G.; Van Thriel, C. **Occupational aluminum exposure: evidence in support of its neurobehavioral impact**. Neuro Toxicology. V.28, p.1068-1078, 2007.
- MEND-Mine Environment Neutral Drainage Program. **Prevention and Control**. Volume 4. Manual 5.4.2d. G.A. Tremblay and C.M. Hogan (Eds.), CANMET, 2001.
- MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA-BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 430. Brasília: 2011
- Mohan, D.; Chander, S., 2006: **Removal and recovery of metal ions from acid mine drainage using lignite - a low cost sorbent**. Journal of Hazardous Materials 137(3): 1545-1553
- Moruzzi, R.B., Reali, M.A.P. **Oxidação e Remoção de Ferro e Manganês em Águas para Fins de Abastecimento Público ou Industrial – Uma Abordagem Geral**. Escola de Engenharia de São Carlos – USP, Revista de Engenharia e Tecnologia ISSN 2176-7270, 2012. disponível em: < <http://www.revistaret.com.br/ojs-2.2.3/index.php/ret/article/viewFile/97/136> >. Acesso em: 20 Ago 2013
- Nascimento, F.M.F., Mendonça, R.M.G., Macêdo, M.I.F., Soares, P.S.M. **Impactos ambientais nos recursos hídricos da exploração de carvão em Aberto, II** ; Congresso Brasileiro de Mina Subterrânea. Belo Santa Catarina. In: II Congresso Brasileiro de Mina a Céu. Resumo, Belo Horizonte, 2002.
- Nairn, R.W., Hedin, R.S. & Watzlaf, G.R. **Generation of alkalinity in an anoxic limestone drain**. In: Proc. of the 9th Annual National Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation, Duluth, Minnesota, June 14-18, 1992.
- Nieto J.M., Sarmiento A.M., Olías M., Cánovas C.R., Riba I., Kalman J. & Delvalls T.A. **Acid mine drainage pollution in the Tinto and Odiel rivers (Iberian Pyrite Belt, SW Spain) and bioavailability of the transported metals to the Huelva estuary**. Environment International, 33, 445-455, 2008. disponível em: < [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com) >. Acesso 2 Jun 2013.
- O'Donoghue, M. (Sixth Ed.). **Gems: their sources, descriptions and identification**, 2006. Butterworth-Heinemann. Disponível em: <<http://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=ZwCM5H-wHNoC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Michael+O%20%80%99Donoghue,+Gems,+Sixth+Edition&ots=MmHxaVVzDR&sig=aKjaef5PpkAoQ0Ld->

[T4abtAyBfc#v=onepage&q=Michael%20O%27%80%99Donoghue%2C%20Gems%2C%20Sixth%20Edition&f=false](http://www.t4abtAyBfc#v=onepage&q=Michael%20O%27%80%99Donoghue%2C%20Gems%2C%20Sixth%20Edition&f=false)>. Acesso em 12 Jun 2013.

- Pastore, E.L., Miotto, J.A. **Impactos Ambientais em Mineração com Ênfase à Drenagem Ácida e Transporte de Contaminantes**, in: Solos e Rochas, v.23, no1, pp. 33-53, 2000.
- Pearson, F.H.; McDonnell, A.J. **Limestone Barriers to Neutralize acidic Streams**. Journal of the environmental Engineering Division, ASCE, vol. 101, no. EE1, pp.139-158, 1975.
- Pereira, S. Y. **Impacto da Drenagem ácida na Água Subterrânea**. In: Alba, J.M.F.: Recuperação de áreas mineradas. 2a Ed. Brasília DF. Embrapa informação tecnológica. 2010. 326pág.
- Peterson, M. **Produção de Sulfato Ferroso a Partir da Pirita: Desenvolvimento Sustentável**. 2008. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina/Florianópolis.2008.
- PIRAMID Consortium. **Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous minedrainage and similar wastewaters**.European Commission 5<sup>th</sup> Framework RTD Project no.EVK1-CT-1999-000021 "Passive in-sit remediation of acidic mine / industrial drainage" (PIRAMID). University of Newcastle Upon Tyne, Newcastle Upon Tyne UK. 166pág, 2003.
- Prado, P. F., Soares, A.B., Souza, V.P., Possa, M.V.,Soares, P.S.M., **.Determinação da taxa de oxidação intrínseca da pirita em rejeitos de carvão**. Revista: III Congresso Brasileiro de Carvão mineral, 2011.
- Rimstidt, J.D.; Vaughan, D.J..Pirite Oxidation. **A state of the art assessment of the reaction mechanisms**. p873- 880, 2003.
- Robbins, E.I., Cravotta, C.A., Savelle, C.E., Nord Jr., G.L. **Hydrobiogeochemical Interactions in ‘anoxic’ limestone drains for neutralization of acidic mine drainage**. Fuel 78, 259–270, 1999.
- Rose, A.W. **Advances in Passive Treatment of Coal Mine Drainage 1998-2009**. Penn State University, University Park, PA 16802, 2010.
- Rose A.W., Means, B., Shah, P.J . **Methods for Passive Removal of Manganese from acid Mine Drainage**. 2003.Disponível em: <[www.wvu.edu/~agexten/landrec/2003TFS/Rose03.pdf](http://www.wvu.edu/~agexten/landrec/2003TFS/Rose03.pdf)>. Acesso 12 Jun 2013.
- Ross, L.W. Removal of heavy Metals from Mine Drainage by Precipitation, EPA Report, 1973.
- Rubio, J., Silva, R.D.R. **Tratamento ativo de drenagem ácida de minas de carvão: situação atual e tendências tecnológicas**. In: XXIII Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa. Gramado/RS, 2009.
- Rubio, J.; Tessele, F. **Processos para o Tratamento de Efluentes na Mineração**. Em Capítulo 16 do livro “Tratamento de Minérios”. Luz, A. B.; Sampaio, J. A.; Monte, M. B.; Almeida, S. L. (Editores), CETEM-CNPq-MCT, p.637-697, 3a Ed. 2002.



- Sampaio, A.J., de Almeida, S.L.M. **Calcário e Dolomito**. Rochas e Minerais Industriais – CETEM/2008, 2ª Edição.
- Sand, W., Gehrke, T., Jozsa, P.G., Schippers, A. **(Bio) Chemistry of Bacterial Leaching Direct vs. Indirect Bioleaching**. Hydrometallurgy, v. 59, p. 159-175, 2001.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE CHARQUEADAS. Plano Ambiental Municipal. **Atmosfera e Clima, Geologia, Geomorfologia, Recursos Hídricos, Flora e Fauna**. Disponível em:  
[http://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=4&ved=0CDEQFjAD&url=http%3A%2F%2Fcomuma.org%2Fppplano%2FVolume%25202.pdf&ei=UXuVJT7O8qrUeqagoAN&usq=AFQjCNGbmxu\\_OiJnVG9XSQ1cQTWCEmXAxw&bvm=bv.86956481,d.d24](http://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=4&ved=0CDEQFjAD&url=http%3A%2F%2Fcomuma.org%2Fppplano%2FVolume%25202.pdf&ei=UXuVJT7O8qrUeqagoAN&usq=AFQjCNGbmxu_OiJnVG9XSQ1cQTWCEmXAxw&bvm=bv.86956481,d.d24) . acesso em: 15 fev. 2015
- Silva, R.A. **Recuperação Hidrometalúrgica de Metais da Drenagem Ácida de Minas por Precipitação Seletiva**. 2010. Tese de Doutorado. PPG3M-UFRGS. Porto Alegre-RS, 2010.
- Silva, R.D. **Tratamento de Drenagem Ácida de Minas de Carvão pelo Processo- Neutralização, Floculação e Sedimentação Lamelar**. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia- Programa de Pós Graduação de Engenharia de Minas, Metalurgia e Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil 2009.
- Silvas, F. P. C., Buzzi, D.C., Bernardes, A. M., Espinoa, D. C. R., Jorge Alberto Tenório, J. A.S.: **Caracterização e neutralização de drenagens ácidas de minas provenientes da mineração de carvão em Santa Catarina**. Revista Brasileira de Ciências Ambientais – Nr. 20 – Junho de 2011.
- Silveira, A. N.; Silva, R. D. R.; Rubio, J. **Técnicas para tratamento e aproveitamento de águas ácidas residuais da mineração de carvão**. III Workshop Gestão e Reuso de Água na Indústria 22 a 24 de novembro de 2007 - Jurerê Beach Village Florianópolis, Santa Catarina, Brasil.
- Silverman, M. P. **Mechanisms of Bacterial Pyrite Oxidation**. *J. Bacteriology*. 94:1,046-1,051, 1967.
- Soares, P.S.M.; Trindade, R.B.E. **Sistemas Passivos Abióticos para o Tratamento de Drenagens Ácidas de Mina (DAM)**. CETEM/ Centro de Tecnologia Mineral, Ministério da Ciência e Tecnologia. Contribuição técnica elaborada para o Seminário Brasil-Canadá de Recuperação Ambiental de Áreas Mineradas, Vol.1, 273-90, Florianópolis, SC, Brasil, Dezembro 01- 03, 2003. Disponível em: < <http://www.cetem.gov.br/publicacao/CTs/CT2003-072-00.pdf>> . Acesso em: 26 jun. 2013.
- Skousen J, Rose A, Geidel G, Foreman J, Evans R, Hellier W. **A handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage**. Acid drainage technology initiative. West Virginia University, Morgantown, p 131, 1998.
- Skousen, J. G.: Sexstone, A.: Ziemkiewicz, P.F. **Acid Mine Drainage Control and Treatment**. Reclamation of Drastically Disturbed Lands American Society

- of Agronomy and American Society for Surface Mining and Reclamation. Agronomy No. 41, 2000.
- Stumm, W. and J. Morgan. **Aquatic Chemistry**. New York: Wiley & Sons. 1996. 1,022 pp.
  - Sun, Q. **Iron and acid removal from acid mine drainage in open limestone systems**. 2000. WV, Ph.D. Thesis. Morgantown.
  - Trindade R.B.E & Soares, P.S.M. **Tecnologias de Sistemas Passivos para o Tratamento de Drenagem Ácida de Minas**. CETEM/MCT, Série Tecnológica Mineral, n.30. 2004.52p, Rio de Janeiro-RJ.
  - VOGEL A.I. **Química Analítica Qualitativa**. 5. ed. Mestre Jou: São Paulo, 1981.
  - Vuorinen, P. J., Keinänen, M., Peuranen, S. & Tigerstedt, C. **Effects of iron, aluminium, dissolved humic material and acidity on grayling (*Thymallus thymallus*) in laboratory exposures, and a comparison of sensitivity with brown trout (*Salmo trutta*)**. Boreal Envir. Res. 3: 405-419, 1998.
  - U.S. Environmental Protection Agency. **Development document for effluent limitation guidelines and standard for the coal mining point source category**. USEPA 440/1-82/057, Cincinnati, OH, 1982.
  - USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Coal Remining Best Management Practices Guidance Manual**. 2000. Disponível em: [http://water.epa.gov/scitech/wastetech/guide/coal/upload/2009\\_03\\_26\\_guide\\_coal\\_manual\\_bmpmanual1.pdf](http://water.epa.gov/scitech/wastetech/guide/coal/upload/2009_03_26_guide_coal_manual_bmpmanual1.pdf) . Acesso em: 16 Jun 2013
  - Watzlaf, G., K. Schroeder, R. Kleinmann, C. Kairies, R. Nairn. **The Passive Treatment of Coal Mine Drainage**. DOE/NETL-2004/1202. Washington, D.C.: U.S. Department of Energy, 2004.
  - Younger, P.L., Banwart, S.A. and Hedin, R.S. **Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation**. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands. 442 pp, 2002.
  - Ziemkiewicz, P.F., Skousen, J.G., Brant, D.L., Sterner, P.L. and Lovett, R.J. **Acid mine drainage treatment with armored limestone in open channels**. Journal of Environmental Quality, 26, 1017-1024, 1997.
  - Ziemkiewicz, P.F., J.G. Skousen, and R. Lovett. **Open limestone channels for treating acid mine drainage: a new look at an old idea**. Green Lands 24(4):36-41, 1994.
  - Ziemkiewicz, P.; Skousen, J. **Overview of acid mine drainage at source: control strategies**. In: Skousen, J.G.; Ziemkiewicz, P.F. Compilers. Acid mine drainage: control and treatment. Morgantown, WV: West Virginia University and the National Mine Land Reclamation Center: 69-78, 1996.
  - Ziemkiewicz, P., J. Skousen, and J. Simmons. **Long-term performance of passive acid mine drainage treatment systems**. *Mine Water and the Environment* 22: 118-129, 2003.



- Zipper, C., J. Skousen, and C. R. Jage. **Reclamation guidelines for surfaced mined lands: Passive treatment of acid-mine drainage:** Virginia Cooperative Extension Publication 460-133, 2011.

## **ANEXOS**

**ANEXOS I: Parâmetros de monitoramento da DAM, Capão da Roça (2008-2013)  
(COPELMI Mineração Ltda, 2013).**

Site	Data	Ponto	Parâmetro	Unidade	Valor
Capão da Roça	19/02/08	PEI CR 12	pH	un	3.2
Capão da Roça	27/01/12	PEI CR 12	Temperatura	°C	26
Capão da Roça	27/01/12	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	8.2
Capão da Roça	27/01/12	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	0.092
Capão da Roça	27/01/12	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	3.9
Capão da Roça	27/01/12	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	0.073
Capão da Roça	27/01/12	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1340
Capão da Roça	27/01/12	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	1.3
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	pH	un	3
Capão da Roça	07/02/12	PEI CR 12	Temperatura	°C	29
Capão da Roça	07/02/12	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	21.9
Capão da Roça	07/02/12	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	16.9
Capão da Roça	07/02/12	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	8.4
Capão da Roça	07/02/12	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	8.3
Capão da Roça	07/02/12	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	2431
Capão da Roça	07/02/12	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.1
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Temperatura	°C	31
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	3542
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	6
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	pH	un	2.5
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	DQO	mL/L	12
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	4.4
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	2480
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	10.6
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.01
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.001
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	0.01
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	32
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.9
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.00006
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.031
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.008
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.115
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.3
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	2
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	2910
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	0
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	pH	un	2.8
Capão da Roça	20/04/12	PEI CR 12	Temperatura	°C	24

Capão da Roça	20/04/12	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	24.8
Capão da Roça	20/04/12	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	9.3
Capão da Roça	20/04/12	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	10.8
Capão da Roça	20/04/12	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	9.6
Capão da Roça	20/04/12	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	126
Capão da Roça	20/04/12	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	pH	un	2.6
Capão da Roça	04/05/12	PEI CR 12	Temperatura	°C	21
Capão da Roça	04/05/12	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	33.7
Capão da Roça	04/05/12	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	18.7
Capão da Roça	04/05/12	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	11.3
Capão da Roça	04/05/12	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	11.3
Capão da Roça	04/05/12	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	969
Capão da Roça	04/05/12	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.3
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Temperatura	°C	20
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	2781
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	12
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	pH	un	2.7
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	DQO	mL/L	17
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	5
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1698
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	13.7
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.005
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.001
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	6.14
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	57.3
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.9
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Mercúrio total	mg/L	0.00006
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.04
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.008
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.176
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.3
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	23
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	2288
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	0
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	pH	un	2.5
Capão da Roça	12/07/12	PEI CR 12	Temperatura	°C	14
Capão da Roça	12/07/12	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	45
Capão da Roça	12/07/12	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	44.3
Capão da Roça	12/07/12	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	9.6
Capão da Roça	12/07/12	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	9.1
Capão da Roça	12/07/12	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1549
Capão da Roça	12/07/12	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	1.5

Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Temperatura	°C	24
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	2299
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	5
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	pH	un	2.8
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	DQO	mL/L	5
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	5.4
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	799
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	9
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.01
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.001
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	1.41
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	27
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	1.8
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.00006
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.03
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.008
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.117
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.3
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	5
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	1379
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	0
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	pH	un	2.5
Capão da Roça	19/10/12	PEI CR 12	Temperatura	°C	24
Capão da Roça	19/10/12	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	14.4
Capão da Roça	19/10/12	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	14.2
Capão da Roça	19/10/12	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	6
Capão da Roça	19/10/12	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	5.6
Capão da Roça	19/10/12	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	599
Capão da Roça	19/10/12	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	1.3
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	pH	un	2.6
Capão da Roça	16/11/12	PEI CR 12	Temperatura	°C	26
Capão da Roça	16/11/12	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	22.5
Capão da Roça	16/11/12	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	20.2
Capão da Roça	16/11/12	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	8
Capão da Roça	16/11/12	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	7.6
Capão da Roça	16/11/12	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1220
Capão da Roça	16/11/12	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Temperatura	°C	25
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	2399
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	5
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	pH	un	2.8
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	DQO	mL/L	5
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	5

Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1512
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	6.8
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.01
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.001
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	3.45
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	32.4
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.00007
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.023
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.008
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.051
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.3
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	5
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	1942
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	0
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	pH	un	3
Capão da Roça	23/01/13	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	1.5
Capão da Roça	23/01/13	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	639.7
Capão da Roça	23/01/13	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	2.06
Capão da Roça	23/01/13	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	6.805
Capão da Roça	23/01/13	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	5.964
Capão da Roça	23/01/13	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	10.2
Capão da Roça	23/01/13	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	10.66
Capão da Roça	23/01/13	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	1.323
Capão da Roça	23/01/13	PEI CR 12	Acidez	mg/L CaCO3	293.9
Capão da Roça	23/01/13	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	23/01/13	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	1
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	pH	un	2.9
Capão da Roça	05/02/13	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	1.5
Capão da Roça	05/02/13	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1139.64
Capão da Roça	05/02/13	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	5.8
Capão da Roça	05/02/13	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	8.7
Capão da Roça	05/02/13	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	8.159
Capão da Roça	05/02/13	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	36.41
Capão da Roça	05/02/13	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	38.91
Capão da Roça	05/02/13	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.193
Capão da Roça	05/02/13	PEI CR 12	Acidez	mg/L CaCO3	414.5
Capão da Roça	05/02/13	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	05/02/13	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	24
Capão da Roça	11/03/13	PEI CR 12	Acidez	mg/L CaCO3	214.75
Capão da Roça	11/03/13	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	1.5
Capão da Roça	11/03/13	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	3.6
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	pH	un	2.6

Capão da Roça	11/03/13	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	1.1
Capão da Roça	11/03/13	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	32
Capão da Roça	11/03/13	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1150.935
Capão da Roça	11/03/13	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	9.91
Capão da Roça	11/03/13	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	9.816
Capão da Roça	11/03/13	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	30.98
Capão da Roça	11/03/13	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	25.43
Capão da Roça	11/03/13	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	1.803
Capão da Roça	04/04/13	PEI CR 12	Acidez	mg/L CaCO3	250.82
Capão da Roça	04/04/13	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	1.5
Capão da Roça	04/04/13	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	4.4
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	pH	un	2.7
Capão da Roça	04/04/13	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.3
Capão da Roça	04/04/13	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	2
Capão da Roça	04/04/13	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1277.103
Capão da Roça	04/04/13	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	7.559
Capão da Roça	04/04/13	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	7.494
Capão da Roça	04/04/13	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	30.92
Capão da Roça	04/04/13	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	30.56
Capão da Roça	04/04/13	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.32
Capão da Roça	13/03/13	PEI CR 12	Acidez	mg/L CaCO3	251.1
Capão da Roça	13/03/13	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	1.5
Capão da Roça	13/03/13	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	7.56
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	pH	un	2.7
Capão da Roça	13/03/13	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	13/03/13	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	12
Capão da Roça	13/03/13	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1555
Capão da Roça	13/03/13	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	10.32
Capão da Roça	13/03/13	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	6.58
Capão da Roça	13/03/13	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	48.13
Capão da Roça	13/03/13	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	45.74
Capão da Roça	13/03/13	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.12
Capão da Roça	03/04/13	PEI CR 12	Acidez	mg/L CaCO3	183.5
Capão da Roça	03/04/13	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	1.5
Capão da Roça	03/04/13	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	6.82
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	pH	un	3
Capão da Roça	03/04/13	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	1.7
Capão da Roça	03/04/13	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	46
Capão da Roça	03/04/13	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1126.8
Capão da Roça	03/04/13	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	8.412
Capão da Roça	03/04/13	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	5.386
Capão da Roça	03/04/13	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	48.93
Capão da Roça	03/04/13	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	47.86
Capão da Roça	03/04/13	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	1.924
Capão da Roça	23/05/13	PEI CR 12	Acidez	mg/L CaCO3	210.2
Capão da Roça	23/05/13	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	1.5

Capão da Roça	23/05/13	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	6.36
Capão da Roça	30/08/10	PEI CR 12	pH	un	2.5
Capão da Roça	23/05/13	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	23/05/13	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	28
Capão da Roça	23/05/13	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1103.69
Capão da Roça	23/05/13	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	8.443
Capão da Roça	23/05/13	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	8.128
Capão da Roça	23/05/13	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	41.85
Capão da Roça	23/05/13	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	32.22
Capão da Roça	23/05/13	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	1.721
Capão da Roça	18/06/13	PEI CR 12	Acidez	mg/L CaCO3	233.45
Capão da Roça	18/06/13	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	1.5
Capão da Roça	18/06/13	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	6.61
Capão da Roça	22/09/10	PEI CR 12	pH	un	3
Capão da Roça	18/06/13	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	18/06/13	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	4
Capão da Roça	18/06/13	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1117.52
Capão da Roça	18/06/13	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	1.12
Capão da Roça	18/06/13	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	1.07
Capão da Roça	18/06/13	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	51.27
Capão da Roça	18/06/13	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	48.52
Capão da Roça	18/06/13	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	1.614
Capão da Roça	09/07/13	PEI CR 12	Acidez	mg/L CaCO3	177.4
Capão da Roça	09/07/13	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	1.5
Capão da Roça	09/07/13	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	6.61
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	pH	un	2.8
Capão da Roça	09/07/13	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.4
Capão da Roça	09/07/13	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	12
Capão da Roça	09/07/13	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	462.42
Capão da Roça	09/07/13	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	7.24
Capão da Roça	09/07/13	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	5.53
Capão da Roça	09/07/13	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	23.87
Capão da Roça	09/07/13	PEI CR 12	Ferro dissolvido	mg/L	20.6
Capão da Roça	09/07/13	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	0.898
Capão da Roça	06/08/13	PEI CR 12	Acidez	mg/L CaCO3	247.8
Capão da Roça	06/08/13	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	1.5
Capão da Roça	06/08/13	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	6.85
Capão da Roça	17/11/10	PEI CR 12	pH	un	3
Capão da Roça	06/08/13	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	06/08/13	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	8
Capão da Roça	06/08/13	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	800.86
Capão da Roça	06/08/13	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	8.864
Capão da Roça	06/08/13	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	8.789
Capão da Roça	06/08/13	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	25.14
Capão da Roça	06/08/13	PEI CR 12	Ferro dissolvido	mg/L	24.85
Capão da Roça	06/08/13	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	1.263



Capão da Roça	27/12/10	PEI CR 12	pH	un	2.8
Capão da Roça	12/09/13	PEI CR 12	Acidez	mg/L CaCO3	134.8
Capão da Roça	12/09/13	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	6
Capão da Roça	12/09/13	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	9
Capão da Roça	12/09/13	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	12/09/13	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	4.304
Capão da Roça	12/09/13	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	9.525
Capão da Roça	12/09/13	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	1.051
Capão da Roça	12/09/13	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	6.168
Capão da Roça	12/09/13	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	13.33
Capão da Roça	12/09/13	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	3.72
Capão da Roça	12/09/13	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	534.86
Capão da Roça	04/10/13	PEI CR 12	Acidez	mg/L CaCO3	136.4
Capão da Roça	04/10/13	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	6
Capão da Roça	04/10/13	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	6.71
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	pH	un	2.1
Capão da Roça	04/10/13	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	04/10/13	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	9
Capão da Roça	04/10/13	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	819.86
Capão da Roça	04/10/13	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	4.61
Capão da Roça	04/10/13	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	4.45
Capão da Roça	04/10/13	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	18.9
Capão da Roça	04/10/13	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	18.7
Capão da Roça	04/10/13	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	1.29
Capão da Roça	05/11/13	PEI CR 12	Acidez	mg/L CaCO3	122.7
Capão da Roça	05/11/13	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	6
Capão da Roça	05/11/13	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	4.63
Capão da Roça	28/02/11	PEI CR 12	pH	un	2.87
Capão da Roça	05/11/13	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	05/11/13	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	12
Capão da Roça	05/11/13	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	809.86
Capão da Roça	05/11/13	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	3.292
Capão da Roça	05/11/13	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	3.216
Capão da Roça	05/11/13	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	6.784
Capão da Roça	05/11/13	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	6.031
Capão da Roça	05/11/13	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	1.075
Capão da Roça	16/12/13	PEI CR 12	Acidez	mg/L CaCO3	106.3
Capão da Roça	16/12/13	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	6
Capão da Roça	16/12/13	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	3.71
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	pH	un	2.19
Capão da Roça	16/12/13	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	16/12/13	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	9
Capão da Roça	16/12/13	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	651.43
Capão da Roça	16/12/13	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	4.112
Capão da Roça	16/12/13	PEI CR 12	Alumínio dissolvido	mg/L	3.802
Capão da Roça	16/12/13	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	15.3

Capão da Roça	16/12/13	PEI CR 12	Ferro Dissolvido	mg/L	13.2
Capão da Roça	16/12/13	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	1.02
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Temperatura	°C	27
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	2900
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	Ausentes
Capão da Roça	20/04/11	PEI CR 12	pH	un	2.83
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	DQO	mL/L	8.4
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	9
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1670
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	8.345
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.013
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.001
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	0.65
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	17.049
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.5
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.00006
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.026
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.008
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.068
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.3
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	3
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	2425
Capão da Roça	28/01/11	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	0
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Temperatura	°C	25
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	3068
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	Ausentes
Capão da Roça	03/05/11	PEI CR 12	pH	un	2.43
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	DQO	mL/L	8
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	3.9
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1467
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	10.429
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.011
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.001
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	0.2
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	16.793
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.6
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.00006
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.033
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.008
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.085

Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.3
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	27
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	2289
Capão da Roça	31/03/11	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	0
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Temperatura	°C	18
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	2233
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	Ausente
Capão da Roça	07/07/11	PEI CR 12	pH	un	2.53
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	DQO	mL/L	7
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	6.1
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1520
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	7
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.005
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.001
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	0.79
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	39
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.2
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.00006
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.021
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.008
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.107
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.3
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	2
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	1665
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	0
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Temperatura	°C	28
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	2897
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	Ausentes
Capão da Roça	04/08/11	PEI CR 12	pH	un	2.9
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	DQO	mL/L	12
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	4.8
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1705
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	4.7
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.008
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.001
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	0.09
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	12.8
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.00006
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.023

Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.008
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.054
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.3
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	2
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	2179
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	0
Capão da Roça	28/02/11	PEI CR 12	Temperatura	°C	29
Capão da Roça	14/09/11	PEI CR 12	pH	un	3.07
Capão da Roça	28/02/11	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1498
Capão da Roça	28/02/11	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	7.5
Capão da Roça	28/02/11	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	28/02/11	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	17.4
Capão da Roça	28/02/11	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2
Capão da Roça	28/02/11	PEI CR 12	Mercúrio total	mg/L	0.00006
Capão da Roça	20/04/11	PEI CR 12	Temperatura	°C	22
Capão da Roça	20/10/11	PEI CR 12	pH	un	3
Capão da Roça	20/04/11	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1155
Capão da Roça	20/04/11	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	13.6
Capão da Roça	20/04/11	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	20/04/11	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	16.2
Capão da Roça	20/04/11	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	1.9
Capão da Roça	20/04/11	PEI CR 12	Mercúrio total	mg/L	0.00006
Capão da Roça	03/05/11	PEI CR 12	Temperatura	°C	20
Capão da Roça	11/11/11	PEI CR 12	pH	un	2.7
Capão da Roça	03/05/11	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	2142
Capão da Roça	03/05/11	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	2.7
Capão da Roça	03/05/11	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	03/05/11	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	3.9
Capão da Roça	03/05/11	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	1.8
Capão da Roça	03/05/11	PEI CR 12	Mercúrio total	mg/L	0.00006
Capão da Roça	07/07/11	PEI CR 12	Temperatura	°C	11
Capão da Roça	08/12/11	PEI CR 12	pH	un	2.75
Capão da Roça	07/07/11	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1352
Capão da Roça	07/07/11	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	9.6
Capão da Roça	07/07/11	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	07/07/11	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	43.9
Capão da Roça	07/07/11	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.7
Capão da Roça	07/07/11	PEI CR 12	Mercúrio total	mg/L	0.00006
Capão da Roça	04/08/11	PEI CR 12	Temperatura	°C	12
Capão da Roça	27/01/12	PEI CR 12	pH	un	2.76
Capão da Roça	04/08/11	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1043
Capão da Roça	04/08/11	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	7.4
Capão da Roça	04/08/11	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	04/08/11	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	36.4
Capão da Roça	04/08/11	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.1
Capão da Roça	04/08/11	PEI CR 12	Mercúrio total	mg/L	0.00006

Capão da Roça	20/10/11	PEI CR 12	Temperatura	°C	23
Capão da Roça	07/02/12	PEI CR 12	pH	un	3.42
Capão da Roça	20/10/11	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1010
Capão da Roça	20/10/11	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	4.5
Capão da Roça	20/10/11	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	20/10/11	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	28.4
Capão da Roça	20/10/11	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.4
Capão da Roça	20/10/11	PEI CR 12	Mercúrio total	mg/L	0.00006
Capão da Roça	11/11/11	PEI CR 12	Temperatura	°C	26
Capão da Roça	09/03/12	PEI CR 12	pH	un	2.59
Capão da Roça	11/11/11	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1085
Capão da Roça	11/11/11	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	4
Capão da Roça	11/11/11	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.01
Capão da Roça	11/11/11	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	9
Capão da Roça	11/11/11	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2
Capão da Roça	11/11/11	PEI CR 12	Mercúrio total	mg/L	0.00006
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Temperatura	°C	32.1
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	6010
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	60
Capão da Roça	20/04/12	PEI CR 12	pH	un	2.47
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	DQO	mL/L	32.8
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	0.52
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	2247
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	43
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.031
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.028
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.001
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.0055
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.0083
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	120
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	247
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	5.15
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Mercúrio total	mg/L	0.0005
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.107
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.298
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	12
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	3560
Capão da Roça	27/01/09	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	1
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Temperatura	°C	29.2
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	5928
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	100
Capão da Roça	04/05/12	PEI CR 12	pH	un	2.59
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	DQO	mL/L	18.1
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	1.86

Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	2396
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	24.5
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.037
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.022
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.001
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.013
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.011
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	115
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	153
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	7.07
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.0005
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.12
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.056
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.244
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	16
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	3583
Capão da Roça	19/02/09	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	1
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Temperatura	°C	28.8
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	4975
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	40
Capão da Roça	15/06/12	PEI CR 12	pH	un	2.5
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	DQO	mL/L	17.7
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	4.27
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1891
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	25.7
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.075
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.038
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.002
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.0038
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	110
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	151
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	3.72
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.0005
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.087
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.183
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	8
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	3023
Capão da Roça	30/03/09	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	1
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Temperatura	°C	20.3
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	7100
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	20
Capão da Roça	12/07/12	PEI CR 12	pH	un	2.76

Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	DQO	mL/L	31
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	0.2
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	2304
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	26.8
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.019
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.001
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.0034
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.001
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	60.7
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	232
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	4.3
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.0005
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.093
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.192
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	37
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	3694
Capão da Roça	08/05/09	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	1
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Temperatura	°C	15.6
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	3810
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	1000
Capão da Roça	14/09/12	PEI CR 12	pH	un	2.8
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	DQO	mL/L	61.1
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	0.79
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1425
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	22
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.002
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.017
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.002
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.001
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	30.5
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	150
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.96
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.0005
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.051
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.007
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	25
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	2163
Capão da Roça	25/06/09	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	1
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Temperatura	°C	18.9
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	2990

Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	20
Capão da Roça	19/10/12	PEI CR 12	pH	un	2.78
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	DQO	mL/L	4
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	7.52
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	795
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	1.87
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.011
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.001
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.0061
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.0048
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	22.7
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	55.4
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	1.87
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.0005
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.039
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.094
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	1
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	1734
Capão da Roça	29/09/09	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	1
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Temperatura	°C	25.4
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	3800
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	5
Capão da Roça	16/11/12	PEI CR 12	pH	un	2.69
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	DQO	mL/L	20.2
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	3.2
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	963
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	3.3
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.002
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.011
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.006
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.001
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	10.9
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	37.2
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.38
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.0005
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.04
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.095
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	1
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	1598
Capão da Roça	22/01/10	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	1



Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Temperatura	°C	23
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	4320
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	30
Capão da Roça	14/12/12	PEI CR 12	pH	un	2.56
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	DQO	mL/L	8
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	5.8
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1331
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	9.02
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.002
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.001
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.013
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.001
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	6.9
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	37.2
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	3.25
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.0005
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.05
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.134
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	1
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	2652
Capão da Roça	08/04/10	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	1
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Temperatura	°C	17.8
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	2810
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	30
Capão da Roça	23/01/13	PEI CR 12	pH	un	3.35
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	DQO	mL/L	8.5
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	9.8
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1047
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	6.76
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.002
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.01
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.002
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.001
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	9.45
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	51.2
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.1
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.0002
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.03
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.08
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	1

Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	1702
Capão da Roça	19/07/10	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	1
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Temperatura	°C	21
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	486
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	7.5
Capão da Roça	05/02/13	PEI CR 12	pH	un	2.59
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	DQO	mL/L	4
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	7
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1186
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	3.95
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.002
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.001
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.002
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.001
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	6.94
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	26.1
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.26
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.0005
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.01
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.04
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	1
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	1678
Capão da Roça	21/10/10	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO3	1
Capão da Roça	30/08/10	PEI CR 12	Temperatura	°C	19
Capão da Roça	11/03/13	PEI CR 12	pH	un	2.86
Capão da Roça	30/08/10	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1037
Capão da Roça	30/08/10	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	5.61
Capão da Roça	30/08/10	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.002
Capão da Roça	30/08/10	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	47.5
Capão da Roça	30/08/10	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.32
Capão da Roça	30/08/10	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.0005
Capão da Roça	22/09/10	PEI CR 12	Temperatura	°C	19.1
Capão da Roça	13/03/13	PEI CR 12	pH	un	2.71
Capão da Roça	22/09/10	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1062
Capão da Roça	22/09/10	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	4.85
Capão da Roça	22/09/10	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.002
Capão da Roça	22/09/10	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	31.3
Capão da Roça	22/09/10	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.1
Capão da Roça	22/09/10	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.0005
Capão da Roça	17/11/10	PEI CR 12	Temperatura	°C	23
Capão da Roça	03/04/13	PEI CR 12	pH	un	3.02
Capão da Roça	17/11/10	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1444
Capão da Roça	17/11/10	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	4.86

Capão da Roça	17/11/10	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.002
Capão da Roça	17/11/10	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	22.6
Capão da Roça	17/11/10	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.8
Capão da Roça	17/11/10	PEI CR 12	Mercúrio total	mg/L	0.0005
Capão da Roça	27/12/10	PEI CR 12	Temperatura	°C	28.1
Capão da Roça	04/04/13	PEI CR 12	pH	un	6.98
Capão da Roça	27/12/10	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	1641
Capão da Roça	27/12/10	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	9.22
Capão da Roça	27/12/10	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.002
Capão da Roça	27/12/10	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	16.3
Capão da Roça	27/12/10	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	3.06
Capão da Roça	27/12/10	PEI CR 12	Mercúrio total	mg/L	0.0005
Capão da Roça	19/02/08	PEI CR 12	Temperatura	°C	26.5
Capão da Roça	19/02/08	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	673
Capão da Roça	19/02/08	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	64
Capão da Roça	23/05/13	PEI CR 12	pH	un	2.87
Capão da Roça	19/02/08	PEI CR 12	DQO	mL/L	86.6
Capão da Roça	19/02/08	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	2.55
Capão da Roça	19/02/08	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	3087
Capão da Roça	19/02/08	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	5.56
Capão da Roça	19/02/08	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.033
Capão da Roça	19/02/08	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.037
Capão da Roça	19/02/08	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	8.76
Capão da Roça	19/02/08	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	208
Capão da Roça	19/02/08	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	7.03
Capão da Roça	19/02/08	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.151
Capão da Roça	19/02/08	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.313
Capão da Roça	19/02/08	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	3870
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Temperatura	°C	20.6
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	1750
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	320
Capão da Roça	18/06/13	PEI CR 12	pH	un	2.84
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	DQO	mL/L	4
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	4.8
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	962
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	11.1
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.021
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.019
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.016
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	20.7
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	27.5
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.17
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Mercúrio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.068

Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.18
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	N.D
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	4
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	1505
Capão da Roça	19/05/08	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	N.D
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Temperatura	°C	20.2
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	5088
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	N.D
Capão da Roça	09/07/13	PEI CR 12	pH	un	3.06
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	DQO	mL/L	9
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	3.6
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	2461
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	23.9
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.024
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	N.D
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.0026
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	2.75
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	138
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	3.06
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Mercúrio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.085
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.175
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	N.D
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	26
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	2573
Capão da Roça	18/07/08	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	N.D
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Temperatura	°C	21.4
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	4870
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	70
Capão da Roça	06/08/13	PEI CR 12	pH	un	2.7
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	DQO	mL/L	N.D
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	5.9
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	2120
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	23.4
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.0057
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	N.D
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	N.D
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	20.4
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	107.2
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	1.11

Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Mercúrio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.029
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.067
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	N.D
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	7
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	2036
Capão da Roça	28/08/08	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	N.D
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Temperatura	°C	18.7
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	4730
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	40
Capão da Roça	12/09/13	PEI CR 12	pH	un	2.89
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	DQO	mL/L	17
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	5.2
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	2256
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	25.6
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.011
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	N.D
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	N.D
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Cádmiu total	mg/L	N.D
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	20.4
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	104
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	2.45
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Mercúrio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.063
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.146
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	N.D
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	11
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	2054
Capão da Roça	15/09/08	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	N.D
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Temperatura	°C	19.5
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	5640
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	45
Capão da Roça	04/10/13	PEI CR 12	pH	un	3.08
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	DQO	mL/L	4.3
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	3.4
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	2487
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	25.8
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.017
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	N.D
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	N.D
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Cádmiu total	mg/L	0.0054
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	9.13

Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	123
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	3.1
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Mercúrio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.078
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.183
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	N.D
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	8
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	2417
Capão da Roça	17/10/08	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	N.D
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Temperatura	°C	30.2
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	6050
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	30
Capão da Roça	05/11/13	PEI CR 12	pH	un	2.88
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	DQO	mL/L	N.D
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	2
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	3182
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	24.4
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.03
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	N.D
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	N.D
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	3.47
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	116
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	3.68
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Mercúrio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.077
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	N.D
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.196
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	N.D
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	13
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	2950
Capão da Roça	27/11/08	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	N.D
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Temperatura	°C	27
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Condutividade	mS/cm	4676
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Cor aparente	mg/L Pt-Co	30
Capão da Roça	16/12/13	PEI CR 12	pH	un	3
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	DQO	mL/L	16.2
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Oxigênio dissolvido	mg/L	2.1
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Sulfato total	mg/L	3581
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Alumínio total	mg/L	20.4
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Arsênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Chumbo total	mg/L	0.002
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Cobalto total	mg/L	0.001
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Cromo total	mg/L	0.002

Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Cádmio total	mg/L	0.001
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Ferro bivalente	mg/L	27.6
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Ferro total	mg/L	129
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Manganês total	mg/L	4.45
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Mercurio total	mg/L	0.0005
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Níquel total	mg/L	0.116
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Selênio total	mg/L	0.01
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Zinco total	mg/L	0.211
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Sólidos sedimentáveis	mL/L	0.1
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Sólidos suspensos	mg/L	14
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Sólidos totais	mg/L	3527
Capão da Roça	15/12/09	PEI CR 12	Alcalinidade total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	1

**ANEXO II: Pontos de Monitoramento de efluente e água subterrânea em Capão da Roça/Charqueadas (COPELMI Mineração Ltda, 2013).**

