

**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MINAS,
METALÚRGICA E MATERIAIS (PPGEM)**

**CONTROL E DA DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS NA MINERAÇÃO DE
CARVÃO DE SANTA CATARINA: CASO DA MINA UM II - VERDINHO**

**Carlos Henrique Schneider
Mestrado em Engenharia
Área de Concentração: Tecnologia Mineral e Metalurgia Extrativa**

PORTO ALEGRE, RS.

2006

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MINAS,
METALÚRGICA E MATERIAIS (PPGEM)

**CONTROL E DA DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS NA MINERAÇÃO DE
CARVÃO DE SANTA CATARINA: CASO DA MINA UM II - VERDINHO**

CARLOS HENRIQUE SCHNEIDER

Orientador: Prof. Dr. Ivo André Homrich Schneider

Banca Examinadora:

Dr. Carlos Hoffmann Sampaio - DEMET/UFRGS
Prof. Dr. Irineu Antônio Schadach de Brum - DEMET/UFRGS
Prof. Dra. Isabela Holtermann Lagrecca - UERGS

Dissertação de Mestrado como requisito parcial à obtenção do título de mestre em
Engenharia – Área de Concentração Tecnologia Mineral / Metalurgia Extrativa

Porto Alegre, RS

2006

Este trabalho de Conclusão foi analisado e julgado adequado para a obtenção do título de mestre em ENGENHARIA e aprovado em sua forma final pelo orientador e pelo coordenador do Mestrado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Prof. Dr. Ivo André Homrich Schneider
Orientador
Escola de Engenharia
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

BANCA EXAMINADORA:

Dr. Carlos Hoffmann Sampaio
UFRGS – Departamento de Metalurgia

Dr. Irineu Antônio Schadach de Brum
UFRGS – Departamento de Metalurgia

Dra. Isabela Holterman Lagreca
UERGS

Dedico esta obra aos meus pais, que desde cedo souberam indicar o caminho do bem, da verdade, do amor e da justiça. Minha esposa pela paciência e as minhas filhas que são o meu incentivo e razão de vida.

AGRADECIMENTOS

Aos dirigentes da Carbonífera Criciúma S.A. pelo irrestrito apoio e confiança na proposta desta realização, e aos colegas Vivian, Lisiane e André pelas inestimáveis contribuições.

A Universidade Federal do Rio Grande do Sul, instituição pública de ensino e pesquisa que possibilitou ao Programa de Pós Graduação da Engenharia de Minas a realização deste curso de Mestrado, e em especial ao Dr. Ivo Homrich Schneider, pela imprescindível orientação e contribuição para que este trabalho atingisse aos objetivos propostos.

Ao IPAT – Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas da UNESCO, em especial à Maria Glória S. dos Santos e Teresinha Lúcio, pela disponibilidade e presteza na realização das análises e ensaios solicitados.

Ao SIECESC, presidido pelo Engº Rui Hülse, responsável por um magnífico corpo técnico integrado por profissionais das diversas áreas tecnológicas, onde encontramos local fértil para aprender, ensinar e nos relacionarmos com um número crescente de profissionais qualificados e dedicados ao desenvolvimento da Mineração do Carvão.

Ao CARVÃO mineral, este negro insubstituível, responsável primeiro por proporcionar tantas oportunidades e desafios que transformam nossa Sociedade.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	IX
LISTA DE TABELAS	XI
LISTA DE ABREVIATURAS	XIII
RESUMO	XIV
ABSTRACT	XV
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1. Considerações Sobre Mananciais	4
3.2. Drenagem Ácida de Minas	5
3.3. Parâmetros de Avaliação	7
3.4. Aspectos Toxicológicos Associados a DAM	16
3.5. Controle e Tratamento da Drenagem Ácida de Minas	22
3.5.1. Neutralização e Precipitação	23
3.5.2. Adsorção/Troca Iônica	25
3.5.3. Osmose Reversa	26
3.5.4. Eletro-diálise	27
3.5.5. Filtro Aeróbio de Calcário (Rock Filters)	27
3.5.6. Dreno Anóxico de Calcário (DAC)	28
3.5.7. Barreira Permeável Reativa (PRB)	29
3.5.8. Banhados Construídos – “Wetlands”	30
3.5.9. Reator de Fluxo Vertical (RFV)	33
3.6. Exemplos de Gestão de Efluentes na Mineração	34
3.6.1. Caso Mont Lyell (Tasmânia, Austrália)	34
3.6.2. Caso Martha Mine (Nova Zelândia)	37
3.6.3. Caso Wheal Jane (Cornwal – UK)	40
3.6.4. Caso da Região Carboonífera Sul-Catarinense.....	43
4. MATERIAIS E MÉTODOS	46

4.1. Caracterização do Empreendimento	46
4.2. Caracterização e Gestão dos Estéreis	46
4.2.1. Coleta das Amostras	46
4.2.2. Periculosidade	47
4.2.3. Potencial de Geração de DAM	47
4.2.4. Análise Imediata e Elementar dos Resíduos	48
4.3. Caracterização e Gestão dos Efluentes	49
4.3.1. Coleta das Amostras	49
4.3.2. Análises das Águas	49
4.4. Tratamento do Efluente em Laboratório	50
4.5. Tratamento do Efluente em Planta Industrial	52
4.6. Balanço Hídrico	53
4.7. Avaliação dos Custos do Tratamento	54
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
5.1. Caracterização do Empreendimento	55
5.1.1. Aspectos Fisiográficos Gerais	55
5.1.2. Lavra	57
5.1.3. Beneficiamento	59
5.2. Caracterização e Gestão dos Estéreis	61
5.3. Caracterização e Gestão dos Efluentes	70
5.3.1. Água Freática Paleo-Mesozóica (AFPM)	75
5.3.2. Água Freática Quaternária (AFQ)	76
5.3.3. Efluente de Galeria Inundada (SEI)	77
5.3.4. Efluente de Galeria Ativa (SW I e NW III)	78
5.3.5. Efluente de Galeria Inativa (NW I e NW II)	79
5.3.6. Efluente de Drenagem Subterrânea (EDM I)	80
5.3.7. Drenagem Superficial de Montante (DSM)	81
5.3.8. Efluente da Lixiviação de Rejeitos (ELR)	82
5.3.9. Efluente de Drenagem Superficial (EDR 4)	83
5.3.10. Efluente Aduzido à Usina de Beneficiamento (EDR 3)	84
5.3.11. Efluente Final Tratado e Descartado (ETD 5)	85
5.4. Tratamento do Efluente em Laboratório	86
5.4.1. Determinação do Potencial de Neutralização	87
5.4.2. Efeito do pH do Meio na Remoção de Poluentes	88

5.5. Tratamento Primário do Efluente em Planta Industrial	93
5.5.1. Estudo da Separação Sólido-Líquido	95
5.5.2. Avaliação da Eficiência do Tratamento	99
5.5.3. Caracterização da Fração Sólida Sedimentada	101
5.6. Balanço Hídrico	103
5.7.. Avaliação dos Custos de Tratamento	104
6. CONCLUSÕES	109
7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	112
9. REFERÊNCIAS	113

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama do ciclo do enxofre.	13
Figura 2. Efeito do pH sobre o equilíbrio do sulfeto de hidrogênio	14
Figura 3. Faixas de equilíbrio da solubilidade iônica	24
Figura 4. “Layout” esquemático de um sistema de barreira reativa permeável	29
Figura 5A. Fluxograma da estação de tratamento da DAM Martha Mine	38
Figura 5B. “Layout” esquemático de planta piloto para tratamento passivo.....	41
Figura 6. Vista geral do Empreendimento UM II – Verdinho.	57
Figura 7. Diagrama dos produtos da mineração do carvão na UM II – Verdinho	60
Figura 8. Detalhe do flanco exposto na pilha de rejeitos do Módulo B	65
Figura 9. Perfil do isolamento e proteção dos taludes.	66
Figura 10. Flanco do Módulo B após obras de contenção (Janeiro/2000).	67
Figura 12. Fluxograma do sistema de drenagem da UM II – Verdinho.	74
Figura 13. Concentração residual de ferro na DAM bruta e na DAM neutralizada com cal extinta, cal convencional e soda aluminizada.	89
Figura 14. Concentração residual de alumínio na DAM bruta e na DAM neutralizada com cal extinta, cal convencional e soda aluminizada.	90
Figura 15. Concentração residual de manganês na DAM bruta e na DAM neutralizada com cal extinta, cal convencional e soda aluminizada.	90
Figura 16. Concentração residual de zinco na DAM bruta e na DAM neutralizada com cal extinta, cal convencional e soda aluminizada.	91
Figura 17. Concentração residual de sulfatos na DAM bruta e na DAM neutralizada com cal extinta, cal convencional e soda aluminizada.	92
Figura 18. Massa de lodo gerada na neutralização da DAM com cal extinta, cal convencional e soda aluminizada.	92
Figura 19. Fluxograma esquemático do sistema de tratamento de efluentes da UM II – verdinho.....	93
Figura 20. Vista geral da usina de beneficiamento da UM II – Verdinho.	94
Figura 21. Efluente de saída da usina de beneficiamento e vista panorâmica dos decantadores do módulo A.	95
Figura 22. Curvas de sedimentação do lodo com cal extinta em um sistema convencional de tratamento e via usina de beneficiamento.	96
Figura 23. Curvas de sedimentação do lodo com soda aluminizada em um sistema convencional de tratamento e via usina de beneficiamento.	97
Figura 24. Concentração final de metais no clarificado após o tratamento do	

efluente com cal extinta via processo convencional e via usina.	
Figura 25. Concentração final de metais no clarificado após o tratamento do efluente com soda aluminizada via processo convencional e via usina.....	98
Figura 26. Aspecto da Remoção do Lodo no Decantador 2 – Módulo A	99
	102

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Parâmetros legais de potabilidade de água e emissão de efluentes.	5
Tabela 2. Impactos do pH sobre os organismos.	19
Tabela 3. Métodos de controle da drenagem ácida de minas.	22
Tabela 4. Comparativo dos efluentes gerados na mina de ouro de Martha Mine.....	40
Tabela 5. Empreendimentos em atividade na mineração de carvão.....	44
Tabela 6. Relação de empresas que implantaram e/ou planejam implantar sistemas de tratamento de efluentes.	45
Tabela 7. Parâmetros químicos de amostra líquida de cal extinta.	50
Tabela 8. Parâmetros químicos de amostra da soda aluminizada.	51
Tabela 9. Características do carvão “run-of-mine” da UM II - Verdinho.	58
Tabela 10. Balanço de massa dos produtos do beneficiamento.	61
Tabela 11. Ensaio de lixiviação dos três rejeitos obtidos na jigagem.	62
Tabela 12. Ensaio de solubilização dos três rejeitos obtidos na jigagem.	63
Tabela 13. Potencial de neutralização e potencial de geração de acidez dos três rejeitos do jigage.	64
Tabela 14. Volume avaliado de rejeitos granulados dispostos na UM II Verdinho Até 2005.	68
Tabela 15. Volume avaliado de rejeitos finos dispostos na UM II Verdinho Até 2005.	68
Tabela 16. Composição média geral do rejeito granulado disposto no módulo B	
Tabela 17. Composição média geral do rejeito fino disposto no módulo A.	69
Tabela 18. Registro de vazões de águas superficiais drenadas pelas três estações de bombeamento instaladas na UM II - Verdinho.	73
Tabela 19. Qualidade da água do aquífero Paleo-Mesozóico.	76
Tabela 20. Qualidade da água do aquífero Quaternário.	77
Tabela 21. Qualidade da água em galerias de minas inundadas.	78
Tabela 22. Qualidade da água em áreas ativas não inundadas.	79
Tabela 23. Qualidade da água em áreas inativas não inundadas.	80
Tabela 24. Qualidade da água no Poço I da UM II - Verdinho.	81
Tabela 25. Qualidade da água à montante da UM II - Verdinho.	82
Tabela 26. Qualidade da água de lixiviação dos depósitos de rejeito.	83
Tabela 27. Qualidade da água de drenagem superficial de retorno.	84
Tabela 28. Qualidade da água aduzida à usina de beneficiamento.	85

Tabela 29. Qualidade da água do efluente tratado e descartado à drenagem	86
Tabela 30. Ensaio de neutralização com cal extinta.	87
Tabela 31. Ensaio de neutralização com soda aluminizada.	88
Tabela 32. Registro médio anual do efluente bruto.	100
Tabela 33. Registro médio anual do efluente tratado e descartado.	100
Tabela 34. Eficiência do sistema no abatimento de metais.	101
Tabela 35. Índices da polpa de rejeitos descartados no Decantador 1 do Módulo A..	101
Tabela 36. Caracterização físico-química dos finos decantados.	103
Tabela 37. Síntese do balanço hídrico anual da UM II Verdinho.	104
Tabela 38. Resumo dos custos e vazões tratadas, com base em valores médios.....	105
Tabela 39. Custo operacional de tratamento no ano de 2003.	106
Tabela 40. Custo operacional de tratamento no ano de 2004.	107
Tabela 41. Custo operacional de tratamento no ano de 2005.	108

LISTA DE ABREVIATURAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- CETEM – Centro de Tecnologia Mineral
- DAM – Drenagem Ácida de Minas
- DBO – Demanda Biológica de Oxigênio
- DQO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
- EDM – Efluente de Drenagem de Mina (águas subterrâneas)
- EDR – Efluente de Drenagem de Retorno (águas superficiais)
- ETD – Efluente Tratado e Descartado
- NBR – Norma Brasileira Regulamentadora
- NNP – Potencial Líquido de Neutralização (*Net Neutralisation Potential*)
- NPR – Razão do Potencial de Neutralização (*Neutralisation Potential*)
- AP – Potencial de Acidificação (*Acidification Potential*)
- NP – Potencial de Neutralização (*Net Neutralisation Potential*)
- FSI – Índice de Inchamento (*Free Swelling Index*)
- HGI – Índice de Moabilidade (*Hardgrove Grindability Index*)
- PCS – Poder Calorífico Superior
- UM II – Unidade Mineira II (Verdinho)
- USEPA – *United States Environmental Protection Agency*

RESUMO

O presente trabalho aborda o problema relacionado a gestão para controle de drenagem ácida gerada em uma mineração de carvão, assim como as principais ações ambientais tomadas para o controle deste efluente no âmbito da unidade mineira pertencente a Carbonífera Criciúma S.A., identificada como UM II – Verdinho. Conduziram-se estudos de caracterização dos rejeitos da mineração e da qualidade da água gerada nas diferentes localidades do empreendimento, tendo sido desenvolvido um sistema capaz de tratar tanto as águas drenadas de subsolo quanto as águas captadas na superfície ou aquelas geradas pela lixívia verificada nos depósitos de rejeitos sulfetados. Ensaio para determinação dos potenciais de neutralização e de acidificação demonstram que os rejeitos do beneficiamento do carvão na UM II – Verdinho, apresentam alto poder de acidificação. Neste contexto, é avaliada a flexibilidade operacional do sistema implantado para tratamento da drenagem ácida em termos de concentração da acidez tratada, bem como do tipo de reagente a ser empregado, enfocando neste caso o emprego de reagentes alternativos provenientes do descarte de diferentes indústrias como agente neutralizante da drenagem ácida de mina. Por fim, avaliou-se o desempenho e custos do sistema de tratamento de efluentes. As principais águas ácidas identificadas no complexo mineiro foram os efluentes de galerias inativas e a drenagem dos depósitos de rejeitos. As ações empregadas na mitigação do impacto ambiental consistiram na redução do número de vazios nas pilhas de rejeitos, implementação de procedimentos de impermeabilização do topo e taludes laterais das pilhas de rejeitos com argila e cobertura vegetal e manutenção dos fluxos de água do complexo em circuitos fechados, com descarte somente após o tratamento do efluente. O tratamento do efluente foi eficientemente realizado com dois resíduos alcalinos, a cal extinta, gerada a partir da produção de acetileno, e a soda aluminizada, provenientes da produção de peças de alumínio. O processo de tratamento de efluentes pela adição dos agentes alcalinizantes na entrada da usina de beneficiamento apresenta como vantagens o uso das operações de bombeamento para promover a homogeneização do reagente, o aproveitamento das bacias de decantação de finos de minério para a remoção do lodo e melhoria das taxas de sedimentação dos finos pela presença dos hidróxidos de ferro e alumínio. O tratamento do efluente permite a neutralização do pH, redução da acidez e remoção de grande parte dos metais pesados, atingindo todos os padrões de lançamento exigidos pela legislação. A relação entre a produção de carvão e o volume de efluentes líquidos tratados e a produção de carvão foi de 2,5 m³ de efluente por tonelada de minério ROM, o que representou em 2005 um custo total equivalente a R\$ 1,07/ton bruta, ou, R\$ 0,44/m³ de efluente tratado.

ABSTRACT

The aim of this work was to control de environmental problems of the Coal Mine named UM II – Verdinho, of Carbonífera Criciúma, located in Santa Catarina, Brazil. It was carried out studies of tailings and waters characterization in different parts of the mine. It was developed a managing plan to treat the effluents, where alkaline industrial wastes were applied in the control of the acid mine drainage. After, the efficiency and costs of the wastewater treatment system were estimates. The results show that the coal tails on UM II – Verdinho are huge generator of acidity. The main acidic waters identified were the drainage collected from inactive galleries and tailing piles. The actions applied to the environmental impact mitigation consisted of reduction of the porosity in tailing deposits, clay impermeabilization of tailing deposits and the maintenance of the water flows in close circuited in the mine, with discharge conditioned to the effluent treatment. The treatment of acid mine drainage was efficiently conducted with two alkaline wastes, “extinct lime” provided by acetylene production and “sodium hydroxide” from aluminum production. The effluent treatment process by alkaline reagents in the inflow o the coal preparation plant presents the following advantages: the use o the same pumping system for coal preparation and effluent treatment, the use of the same ponds to promote solid-liquid separation and improvement of the settling rates of particles. This effluent treatment system allows pH neutralization, acidity reduction and metals removal, reaching the emission standards. The relationship among coal production and the volume of treated effluent was calculated to be 2.5 m^3 of effluent by metric tones of ROM, witch represents on the year of 2005 the equivalent of R\$ 1,07 / t ROM. The cost of the treated effluent process is of about R\$ 0,44 / m^3 .

1. INTRODUÇÃO

Após a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente, realizada em Estocolmo em 1972, ficou evidenciado o caráter relevante dos problemas ambientais para a sociedade moderna. Não há mais espaço para empreendimentos que não considerem no seu processo produtivo as medidas de controle ambiental, razão pela qual tem sido cada vez maior o número de empresas investindo em sistemas de gestão ambiental.

Um dos maiores problemas da atividade de mineração está na sua relação com o meio ambiente, aspecto que em parte se deve à interferência direta sobre sistemas e recursos naturais. Neste contexto, a drenagem ácida de mina (DAM) representa um dos principais desafios para qualquer mineração envolvendo minerais sulfetados, em especial no que tange a contaminação dos recursos hídricos das áreas onde estão implantadas estas atividades. Os rios afetados por este tipo de contaminação se caracterizam por sua elevada acidez, assim como pelo alto conteúdo em sulfatos, ferro e outros metais pesados. O controle da DAM exige um conjunto de ações que podem ser resumidas em três categorias: preventivos, de controle da migração e remediação (Kontopoulos, 1998).

A atividade de mineração de carvão, como a desenvolvida no sul do Estado de Santa Catarina, é classificada como de alto potencial poluidor. Na Bacia Carbonífera do Sul de Santa Catarina estão cadastrados cerca de 786 km de rios atingidos por DAM, drenagens estas envolvendo as bacias dos Rios Araranguá, Tubarão e Urussanga. A contaminação dos recursos hídricos é devida a 134 áreas mineradas a céu aberto perfazendo 2.924 ha, 115 áreas com depósitos de rejeitos perfazendo 2.734 ha, 77 lagoas ácidas perfazendo 58 ha, além de centenas de minas subterrâneas (Alexandre e Krebs, 1995a, Alexandre e Krebs, 1995b; SDM, 1997; Alexandre, 2000; Gomes, 2004). Esse fato repercute na degradação dos recursos hídricos da região sul de Santa Catarina, a qual foi enquadrada pelo Decreto Federal 86.206 de 1980, como a 14^a Área Crítica para efeitos do “Plano Nacional para Controle da Poluição Ambiental”.

Várias Empresas da Região Carbonífera de Santa Catarina vêm envidando esforços no sentido de desenvolver técnicas de gestão de resíduos e efluentes. A

presente dissertação aborda a solução encontrada pela Carbonífera Criciúma S.A. para controle da DAM gerada em sua unidade mineira UM II – Verdinho, implantada no município de Forquilha (SC, Brasil). Um dos aspectos críticos deste empreendimento, como vários outros da região, reside no fato do mesmo ter sido projetado e implantado no final da década de 70 e início dos anos 80 (no caso da UM II – Verdinho, entrou em operação em 1982). Nesta época, a legislação ambiental estava em consolidação, e a responsabilidade corporativa pelas questões ambientais era funcionalmente isolada. Entretanto, várias adaptações e modificações no projeto foram implementadas no sentido de atender a Lei Federal n.º 6938 de 31 de agosto de 1981, e ao Decreto Estadual n.º 14.250 de 5 de junho de 1981, os quais passaram a disciplinar a criação de mecanismos para a formulação da política nacional para o meio ambiente.

Assim, neste trabalho são descritos os processos e operações envolvidas na atividade produtiva da mineração de carvão, os quais repercutem na qualidade físico-química dos efluentes gerados. As águas superficiais e freáticas, assim como os resíduos do beneficiamento, foram devidamente caracterizados e diagnosticados. Ainda, foi desenvolvido um sistema de tratamento de efluentes inédito para minerações brasileiras de carvão, sendo apresentados e discutidos os aspectos tecnológicos envolvidos na implantação deste sistema, capaz de tratar vazões diárias de drenagem ácida superiores a 12.000 m³. Para viabilizar os custos de tratamento, entre outros aspectos avaliados, pesquisaram-se reagentes alternativos para neutralização da DAM.

A importância do tema abordado está na solução encontrada para um problema crônico do setor de mineração de carvão. A qualidade do efluente tratado é vital para o meio ambiente. Este aspecto contempla o conceito de desenvolvimento sustentável, onde outros setores da economia, tais como agricultura e atividades industriais, também grandes consumidores de água, não são prejudicados.

Finalmente, neste trabalho procura-se demonstrar que os empreendimentos mineiros já não ignoram a pressão social pelo meio ambiente. Como destacado por Repetto (1995), as instalações com fraco desempenho ambiental, na maioria dos casos, não são mais lucrativas que as congêneres “mais limpas”, mesmo para indústrias de elevado potencial poluidor.

2. OBJETIVOS

A presente dissertação aborda o sistema de gestão de efluentes implantado na UM II – Verdinho, empreendimento de mineração de carvão em operação no município de Forquilha (SC) a exatos 23 anos, o qual teve de ser adaptado às sucessivas exigências legais ambientais e operacionais que passaram a vigorar após a sua instalação.

Uma reavaliação dos trabalhos para tratamento da drenagem ácida desenvolvidos até o presente culminou com a análise crítica do sistema de tratamento de drenagem ácida implantado no empreendimento, considerando seu programa de gestão ambiental desenvolvido segundo os preceitos estabelecidos na norma ISO 14001:2004.

A importância do tema está na avaliação da viabilidade técnica e econômica da alternativa adotada pela Carbonífera Criciúma S.A. para tratamento das suas emissões, assim como do comportamento dos reagentes alternativos e resíduos gerados.

Cabe mencionar que a contribuição da mineração para a sociedade não está restrita ao aspecto econômico, revestindo-se igualmente numa das principais fontes de pesquisas científicas, contribuindo sobremaneira para o desenvolvimento técnico-científico das nações.

Os objetivos específicos foram:

- caracterizar o empreendimento, bem como o minério e rejeitos;
- caracterizar as águas existentes no complexo de mineração e os mananciais hídricos receptores;
- desenvolver uma sistemática de gestão e tratamento de efluentes para mineração de carvão;
- estudar o uso de resíduos industriais alcalinos para uso como agentes neutralizantes da DAM no sistema ativo de tratamento;
- avaliar o desempenho e custos do sistema de tratamento de águas na empresa.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Considerações Sobre Mananciais

A avaliação de mananciais de água destinadas ao abastecimento público envolve a análise qualitativa (físico-química) dos mesmos, de forma que o seu aproveitamento seja viável técnica e economicamente, considerando os custos associados a sua captação e tratamento, o que justifica os esforços para remediar, prevenir e controlar a poluição dos recursos hídricos pela atividade antrópica.

Neste cenário, é previsível o crescimento da dificuldade para a identificação de mananciais aptos ao tratamento convencional com vistas ao abastecimento dos grandes centros urbanos. Os custos de captação e de tratamento são cada vez maiores, uma vez que novos mananciais naturais, se disponíveis, estão cada vez mais distantes dos centros de consumo.

Desta forma, o conceito de mananciais para captação visando o abastecimento público, deve ser reavaliado na medida em que avançarem os estudos em torno de tratamentos mais refinados, os quais podem ser aplicados a fontes alternativas de captação, transformando a drenagem de mina numa opção bastante atraente.

Nesta linha de raciocínio podem-se destacar algumas condicionantes apontadas para a seleção de mananciais visando o abastecimento público:

- a qualidade do manancial deve ser compatível ao processo de tratamento disponível em função do estado da arte, da demanda e da realidade econômica da comunidade beneficiada pelo empreendimento;
- a qualidade do manancial deve ser suficientemente estável ao longo do tempo, de forma a ajustar adequadamente os processos de tratamento com o menor número de variações possíveis.

Instituições como a Organização Mundial da Saúde (OMS) e a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) estabelecem os índices de qualidade física e química aceitáveis para consumo humano. Esta qualidade depende tanto do manancial captado para esta finalidade quanto ao tipo de tratamento aplicado, o qual deve ser compatível com as necessidades de uso previstas, conforme indicado na Tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros legais de potabilidade e emissão de efluentes líquidos.

PARÂMETRO	Portaria MS* ¹ n° 518/04 (VMP)	CONAMA* ² Resol. 357/05	SANTA CATARINA* ³
Cor aparente (uH)	< 15	-	-
Turbidez (UT)	< 5	-	-
pH	6,5 – 9,5	5,0 – 9,0	6,0 – 9,0
Dureza (mg/L)	< 500	-	-
Arsênio (VMP mg/L)	< 0,01	< 0,5	< 0,2
Chumbo (VMP mg/L)	< 0,01	< 0,5	< 0,5
Cloretos (mg/L)	< 250	-	-
Cromo (VMP mg/L)	< 0,05	< 0,5	< 0,1
Cobre (VMP mg/L)	< 2,0	< 1,0	< 1,0
Cianeto (VMP mg/L)	< 0,07	< 0,2	< 0,2
Fenóis (mg/L C ₆ H ₅ OH)	< 0,01	< 0,5	< 0,5
Ferro solúvel (mg/L)	< 0,3	< 15,0	< 15,0
Manganês solúvel (mg/L)	< 0,10	< 1,0	< 1,0
Merúrio (mg/L)	< 0,001	< 0,01	< 0,005
Sólidos Totais (mg/L)	< 1000	-	-
Sulfato (mg/L)	< 250	-	-
Zinco (mg/L)	< 5,0	< 5,0	< 5,0

*¹ – Padrões de aceitação para consumo humano Port. Min. da Saúde n° 518 de 25/03/2004

*² – Limites de emissão industrial pela Resolução CONAMA n°. 357 de 17/03/2005

*³ – Limites de emissão industrial pelo Decreto Estadual n°. 20 de 18/06/1986

3.2. Drenagem Ácida de Mina

Segundo Skousen (1998), a drenagem ácida de mina (DAM) é uma água contaminada caracterizada por altos teores de ferro, alumínio e ácido sulfúrico, razão pela qual pode apresentar coloração esverdeada ou laranja-amarelado a avermelhada, dependendo do estado predominante do ferro (Fe⁺² ou Fe⁺³, respectivamente).

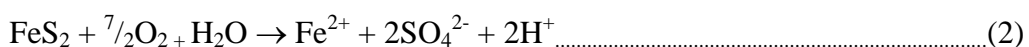
Segundo Alexandre e Krebs - apud Barbosa *et al.* (2000), a poluição hídrica da região carbonífera de Santa Catarina é provavelmente o impacto mais significativo das operações de mineração, beneficiamento e rebeneficiamento. Esta poluição é decorrente da percolação da água de chuva através dos rejeitos gerados nas atividades de lavra e beneficiamento, alcançando os corpos hídricos superficiais e/ou subterrâneos.

Apresenta ainda potencial de contaminação do solo em áreas que não estão cobertas pelo material sulfetado dos depósitos de rejeitos, o que se dá através da inundação das planícies aluviais dos rios contaminados pela drenagem ácida.

O aspecto poluidor da água deve-se à acidez elevada e ao alto teor de metais dissolvidos, o que, Segundo Christensen et al (1996), resulta de reações de oxidação envolvendo processos químicos e biológicos sobre minerais sulfetados, conforme descrito por Stum and Morgan (1981) através da equação clássica da oxidação da pirita (1):



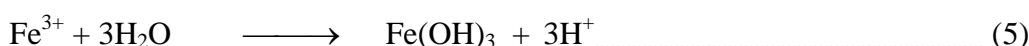
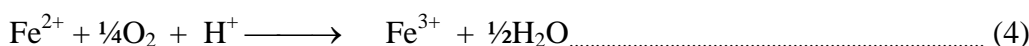
Segundo Sendlein et al. (1983) reportam os efeitos da DAM sobre ecossistemas de rios e córregos, evidenciados pelo aumento da acidez que reflete a oxidação dos íons férricos e a diminuição do oxigênio dissolvido, com concomitante liberação de metais pesados ao ambiente. Segundo Lagreca et al. (2002), a fase inicial deste processo é predominantemente química ($\text{pH} > 4,5$), e a pirita é convertida quimicamente a sulfato ferroso, dissocia-se em íons Fe^{2+} e SO_4^{2-} na medida em que se forma (2).



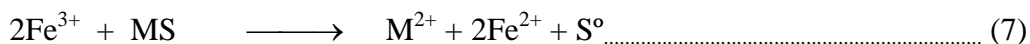
O íon ferroso produzido (Fe^{2+}) pode ser oxidado quimicamente para íon férrico em ambiente com pH entre 4,5 a 3,5 (3):



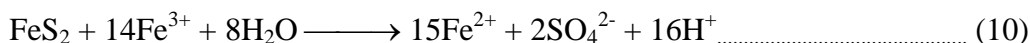
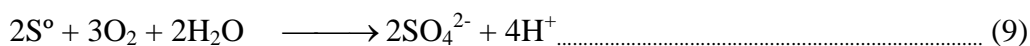
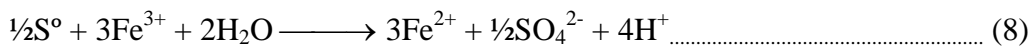
É neste ponto que as bactérias quimiolitotróficas acidófilas como o *Thiobacillus ferrooxidans*, passam a desempenhar um papel fundamental no processo, catalisando as reações de oxidação que podem ser aceleradas em até 10^6 vezes, sendo fundamental o controle do pH no comportamento das reações. Nestes termos, considerando o $\text{pH} > 3$ que define o início da precipitação dos hidróxidos de ferro (4), ou o $\text{pH} < 3$ onde a oxidação direta dos metais sulfetados toma lugar pela conversão do Fe^{+3} ao Fe^{+2} (5).



De outra forma, o enxofre elementar resultante da oxidação da pirita, e outros sulfetos, pode ser oxidado tanto pelo íon férrico quanto pelo oxigênio, onde o S^0 produzido é convertido a sulfato pelo *Thiobacillus thiooxidans* e M é um metal bivalente (6 e 7).



O Fe^{2+} então produzido é submetido a uma nova ação microbiana por *Thiobacillus ferrooxidans*, estabelecendo um ciclo em que o Fe^{3+} , formado por ação microbiana, reage com a pirita (equações 8, 9 e 10):



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, cobre, chumbo, cromo, manganês, mercúrio, níquel e zinco (geralmente associados a minerais sulfetados).

Todavia, deve-se destacar que para um efluente apresentar concentrações significativas de metais, o pH não precisa estar necessariamente baixo, havendo muitos exemplos de águas neutras (pH 6 a 7) contendo altas concentrações de elementos como Mn, Zn, Cd e As (Jones, 1998).

3.3. Parâmetros de Avaliação

A caracterização das águas e efluentes é feita através da análise de uma série de parâmetros, os quais servem para indicar a natureza e o estado de qualidade do líquido amostrado. Com esta finalidade podem ser medidos índices como o pH, potencial de oxidação-redução, condutividade elétrica, turbidez, acidez, sólidos totais, oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio (DQO), sulfatos e metais dissolvidos, entre outros, os quais refletem o estágio das reações envolvendo minerais sulfetados em contato com o ar e a água superficial (Alexandre e Krebs, 1995; DNPM, 1999).

Conforme visto anteriormente, a qualidade dos recursos hídricos é definida pelas características físico-químicas dos mesmos, as quais são avaliadas na forma de parâmetros qualitativos estabelecidos em Decretos, Portarias e Normas Técnicas, entre outros instrumentos de controle, elaborados com vistas ao estabelecimento da qualidade, classificação e/ou limite de emissão, dentre outros já referidos.

- **Acidez**

É a capacidade, em termos quantitativos, do meio aquoso reagir com íons hidroxila, fenômeno este que resulta da presença de íons hidrogênio dissociados de ácidos fortes e cátions de bases fracas, particularmente aquelas de metais pesados. Esta capacidade é medida através da titulação do meio com solução de NaOH, utilizando-se a Fenolfaleína ($C_{20}H_{14}O_4$) como indicador do ponto de viragem (Merck Index 10, 7117 – 1990/91).

- **Condutividade**

É um parâmetro básico na avaliação de qualidade da água que mede a habilidade de uma solução aquosa para conduzir uma corrente elétrica. Ela reflete a presença, a concentração, a mobilidade e a valência dos íons presentes, especialmente íons inorgânicos, e depende da temperatura da amostra. Para medidas realizadas em temperatura diferente de 25 °C deve-se utilizar fatores de correção. Quanto mais pura uma amostra de água, maior sua resistência à corrente elétrica, a qual é refletida por um baixo valor de condutividade.

- **Dureza total**

A dureza total é definida como a soma das concentrações dos sais de cálcio e magnésio dissolvidos na água, ambos expressos como carbonato de cálcio, em miligrama por litro. A chamada de *dureza temporária*, ou alcalinidade, representa a quantidade de cálcio e magnésio presentes como carbonatos e bicarbonatos, ao passo que a *dureza permanente* é representada pelas quantidades de cálcio e magnésio presentes na forma de sulfatos, nitratos e cloretos. A dureza é um modificador abiótico da toxicidade dos metais, aumentando a toxicidade em função do aumento da dureza.

- **Eh**

O potencial de oxi-redução é um indicador empregado para medir a maior ou menor tendência de reação entre uma substância (ou elemento) em relação a outra, do ponto de vista das reações de oxidação e redução que se somam às *constantes de equilíbrio* e a *energia livre*. Desta forma é medida a reatividade e a mobilidade de qualquer elemento envolvido numa reação química em meio aquoso, tais como o Fe, C,

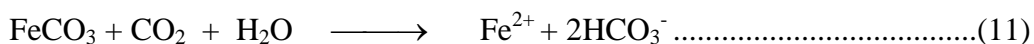
S e N, só para citar alguns, onde podem ser gerados diferentes compostos, dependendo do potencial de oxi-redução do ambiente. A título de ilustração pode ser lembrado o exemplo do enxofre dissolvido, que pode estar presente tanto na forma SO_4^{-2} em águas correntes (condição oxidante), quanto na forma H_2S em águas estagnadas (condição redutora), típico de áreas pantanosas que deram origem ao carvão.

- **Metais Pesados**

A crosta terrestre é formada por minerais predominantemente silicosos, sendo os metais pesados praticamente onipresentes, embora em concentrações menores e variáveis de local para local. Tais metais, quando em contato com um meio aquoso, podem vir a ser remobilizados e transportados em solução ou suspensão pela ação deste meio, permanecendo neste estado até que se alterem as condições físico-químicas em que se encontram. Segundo Krauskopf (1972), os principais metais pesados presentes na composição desta crosta terrestre são: alumínio, ferro e manganês, que juntos perfazem cerca de 14 % da massa de metais pesados calculados na massa da crosta terrestre.

Neste contexto, a presença de alumínio, ferro e manganês em águas superficiais estão associados às interações destes com o solo, uma vez que os referidos metais encontram-se invariavelmente associados aos minerais formadores de rochas e de sedimentos, conferindo a estas áreas um “*background*” característico a cada região. Todavia, concentrações anormalmente elevadas destes metais, assim como de outros elementos mais raros, tais como: níquel, cobre, zinco, cromo, mercúrio, cádmio, estanho e chumbo, entre outros, sugerem a ocorrência de fonte diversa, associada tanto a uma concentração natural (jazida mineral) ou despejo de origem antrópica (industrial).

Como via-de-regra a presença de metais associados ao suprimento de água, tanto freática quanto superficial, não deve ser avaliada apenas do ponto de vista da química inorgânica, haja vista que um mesmo metal pode se apresentar de diferentes formas, tais como o ferro: insolúvel, ocorre no solo tanto como óxido quanto na forma de sulfeto ferroso (pirita); ligeiramente solúvel ou dissolvido, na presença de quantidades significativas de dióxido de carbono, como carbonato ferroso (siderita) da equação (11):



As águas superficiais de uma forma geral apresentam saturação de O_2 dissolvido

e registram apenas uma pequena concentração de CO_2 dissolvido por estarem em equilíbrio com o ar, que contém em média 20,90% de O_2 contra apenas 0,03% de CO_2 . Contrastando com as águas superficiais, as águas subterrâneas podem conter quantidades substanciais de CO_2 , CH_4 e H_2S oriundos da decomposição da matéria orgânica, mais precisamente através de reações biológicas.

Os problemas com o ferro são mais visíveis quando este se apresenta na forma de composto insolúvel, geralmente no solo ou em suspensão aquosa, o que não ocorre sob condições redutoras (anaeróbicas), onde o ferro férrico é reduzido a ferro ferroso, e sua solução ocorre sem dificuldade.

O manganês foi reconhecido como elemento químico em 1774 por Scheele e Bergman, e seu nome vem do latim *magnes* (magnético), devido às propriedades magnéticas do mineral pirolusita, confundido na antiguidade com a magnetita (Fe_3O_4). No solo ocorre principalmente na forma de dióxido de manganês, o qual é muito insolúvel em água contendo dióxido de carbono. Entretanto, sob condições redutoras (anaeróbicas), o óxido de manganês é reduzido do estado 4^+ para 2^+ , e sua solubilização ocorre da mesma forma como o óxido férrico.

Estas taxas de oxidação não são muito rápidas, razão pela qual, algumas formas reduzidas podem persistir por mais tempo, mesmo em águas aeradas. Isto é especialmente verdadeiro quando o pH está abaixo de 6 em relação a oxidação do ferro, e abaixo de 9 em relação a oxidação do manganês. As taxas podem ser incrementadas pela presença de certos catalisadores inorgânicos ou através da ação de microrganismos.

A presença de ferro e manganês é desaconselhável nas águas para consumo industrial e humano, razão pela qual são estabelecidos os limites para o ferro (<0.3 mg/l) e manganês (<0.05 mg/l), acima dos quais podem ser observados inconvenientes associados a gosto desagradável, deposição sobre alimentos, manchas em roupas, redução da capacidade de abastecimento e descoloração de objetos de porcelana, redução da eficiência por incrustação em trocadores de calor e caldeiras, entre outros problemas.

A ingestão de manganês em elevada concentração pode causar o manganismo, embora a principal via de acesso para este tipo de contaminação seja respiratória, típico de mineradores e trabalhadores de indústria, mas não há convicção de que somente o manganês tenha causado tais sintomas, uma vez que os mesmos podem ser o reflexo de

uma dieta de alimentos ricos em manganês combinados com água pobre em magnésio.

- **Oxigênio dissolvido**

A concentração de oxigênio dissolvido resulta do balanço entre a entrada de oxigênio da atmosfera e da fotossíntese aquática com o consumo de oxigênio resultante das reações de oxidação química e biológica, traduzida pela concentração de oxigênio dissolvido no meio. Tal fato é decisivo para a produtividade primária, para a formação de espécies, biodisponibilidade de nutrientes e contaminantes.

Contaminantes químicos e orgânicos presentes no meio hídrico têm a capacidade de reduzir a concentração de oxigênio dissolvido, graças ao aumento da demanda do consumo de oxigênio, que pode ser de origem química (DQO) ou bioquímica (DBO).

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) representa a medida da quantidade de oxigênio necessária para a oxidação de compostos orgânicos e inorgânicos oxidáveis contidos na água, para o que são adicionados oxidantes químicos e catalisadores, ao final do qual é determinada a quantidade de oxigênio consumida.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) representa a quantidade necessária de oxigênio para a oxidação biológica da matéria orgânica presente no meio líquido, no qual o oxigênio dissolvido é o oxidante, onde a mediação de bactérias é necessária para que a reação redox com o material orgânico ocorra. Assim, o teste de DBO mede o consumo biológico de oxigênio gasto na oxidação da matéria orgânica, para o que as amostras são encubadas durante 5 dias a uma temperatura de 20⁰C, e fora do alcance da luz (para evitar a produção fotossintética).

- **pH**

Abreviatura de potencial Hidrogênio, o pH é utilizado para indicar o grau de concentração dos íons hidrogênio numa solução, que em outras palavras é uma medida da atividade dos íons hidrogênio gerados pela reação de dissociação da molécula de H₂O.

O pH é usado universalmente para expressar a intensidade de uma condição ácida ou alcalina de uma solução, usualmente expressa como o logaritmo negativo da concentração do íon hidrogênio: $\text{pH} = -\log_{10}[\text{H}^+]$. Os limites numéricos do pH estão distribuídos ao longo de uma escala de 0 a 14, cuja neutralidade está na metade da

escala (pH = 7), considerando-se ácida quando o pH medido estiver abaixo deste valor, e alcalina quando o pH for superior ao mesmo. A Resolução CONAMA n.º 20 estabelece que o valor do pH para rios de Classes I, II, III, deve situar-se entre 6 e 9 unidades.

Qualquer atividade antropogênica que altere o equilíbrio entre os íons H^+ e OH^- resulta na modificação do ambiente receptor, o que afeta a biodisponibilidade de nutrientes e de contaminantes metálicos.

- **Sólidos totais**

O termo sólido total refere-se aos materiais presentes na água, tanto na forma dissolvida quanto em suspensão (não dissolvidos), estes últimos definidos como o material retido em um filtro com poros de 2 μm .

Pequenas partículas não-orgânicas que sedimentam em corpos de águas calmas (rios e lagos) formam uma lama capaz de sufocar plantas e microrganismos purificadores, acarretando em sérios problemas para os ecossistemas aquáticos, permitindo que os microrganismos patogênicos possam viver por mais tempo. Paralelamente, a progressiva decomposição dos sólidos orgânicos é responsável pela depleção do oxigênio da água, gerando gases com mau cheiro.

- **Sulfatos**

O conjunto de sais normalmente dissolvidos na água é representado pelos bicarbonatos, cloretos e sulfatos, além de outros sais em menor concentração, conferindo a mesma sabor salino e propriedade laxativa. No estudo presente o sulfato é o mais pronunciado dos sais, e sua origem pode ser atribuída tanto a fontes associadas a emissões naturais de enxofre, quanto a oxidação da matéria orgânica, áreas sujeitas à aplicação de fertilizantes químicos e a oxidação de minérios sulfetados, podendo entrar na cadeia alimentar de plantas e animais, assim como no ciclo hidrogeológico natural. (Figura 1).

O sulfato é um dos ânions de ocorrência mais comum em águas naturais, constituindo também um dos principais indicadores de qualidade dos mananciais para abastecimento público e industrial, uma vez que sua presença, em quantidades excessivas, é nociva tanto para os seres humanos quanto para as redes de distribuição e equipamentos industriais, acarretando custos elevados de manutenção e tratamento.

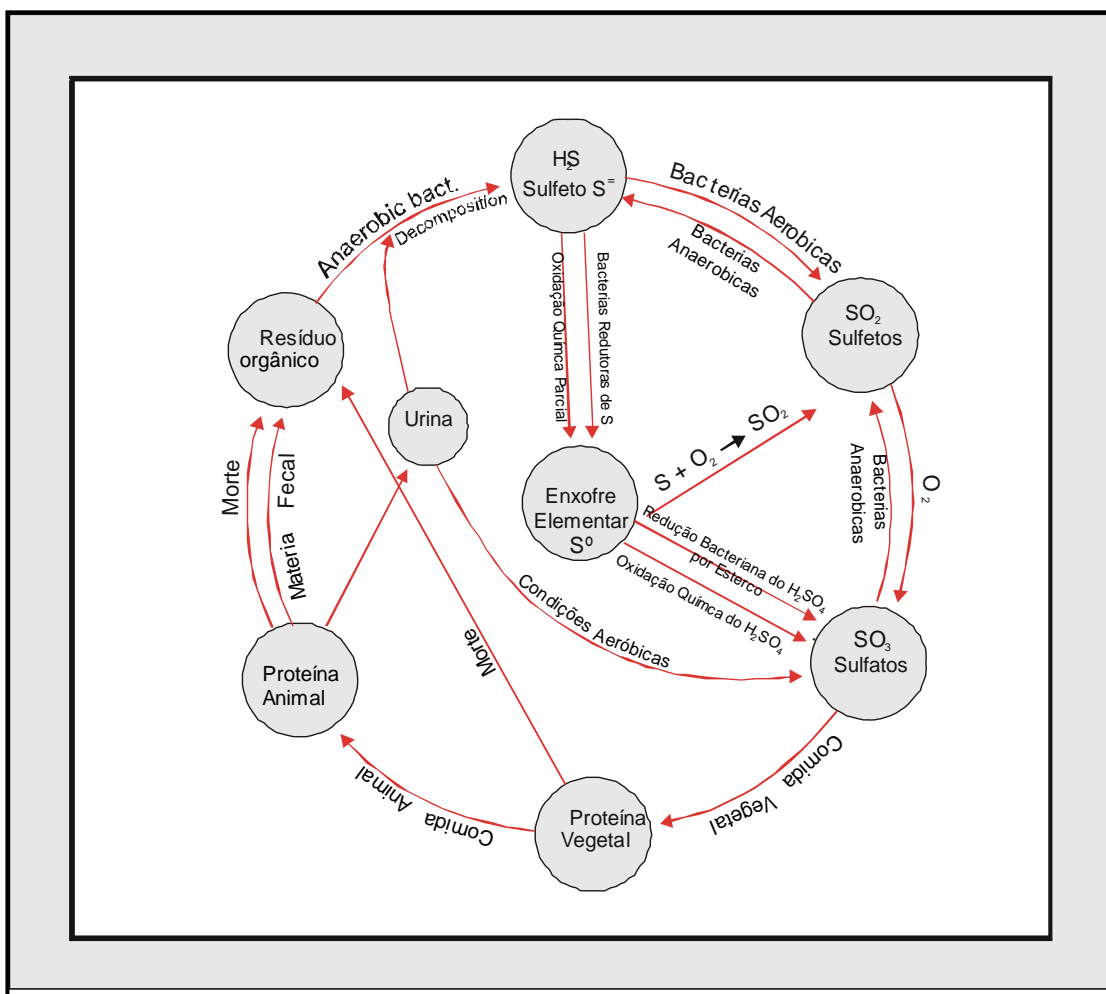
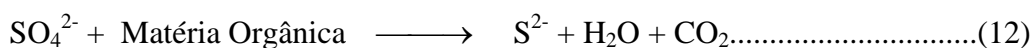


Figura 1. Diagrama do ciclo do enxofre (Fonte: Sawyer e McCarty, 1978).

A presença de sulfatos em efluentes é preocupante em termos de tratamento devido aos problemas de odor e corrosão resultantes da redução do sulfato para sulfeto de hidrogênio em condições anaeróbicas, conforme demonstrado nas equações 12 e 13.



O odor decorre da ausência do oxigênio dissolvido e nitratos, quando o sulfato atua como um receptor eletrolítico na oxidação bioquímica produzida na presença de bactérias anaeróbicas (equação 12). Nestas condições, o íon sulfato é reduzido para sulfeto, estabelecendo assim um equilíbrio com o íon hidrogênio, formando sulfeto de hidrogênio em conformidade com a constante de ionização $K_1 = 9.1 \times 10^{-8}$.

Sempre que a redução do sulfato produzir o íon sulfeto haverá a liberação do odor característico, semelhante ao cheiro de “ovo podre” (Sawyer e McCarty, 1978), considerando que em pH igual ou superior a 8, a maior parte do enxofre reduzido existente na solução está na forma dos íons HS^- e S^{2-} e a quantidade de H_2S livre é tão pequena que não ocorrem problemas de odor. Por outro lado, quando o pH cai abaixo de 8, o equilíbrio muda rapidamente, deionizando cerca de 80% do H_2S , até o pH 7, abaixo do que cresce a pressão do sulfeto de hidrogênio.

A relação entre H_2S , HS^- e S^{2-} em diferentes níveis de pH, pode ser visualizada no gráfico de equilíbrio do enxofre em função do pH, conforme apresentado na Figura 2.

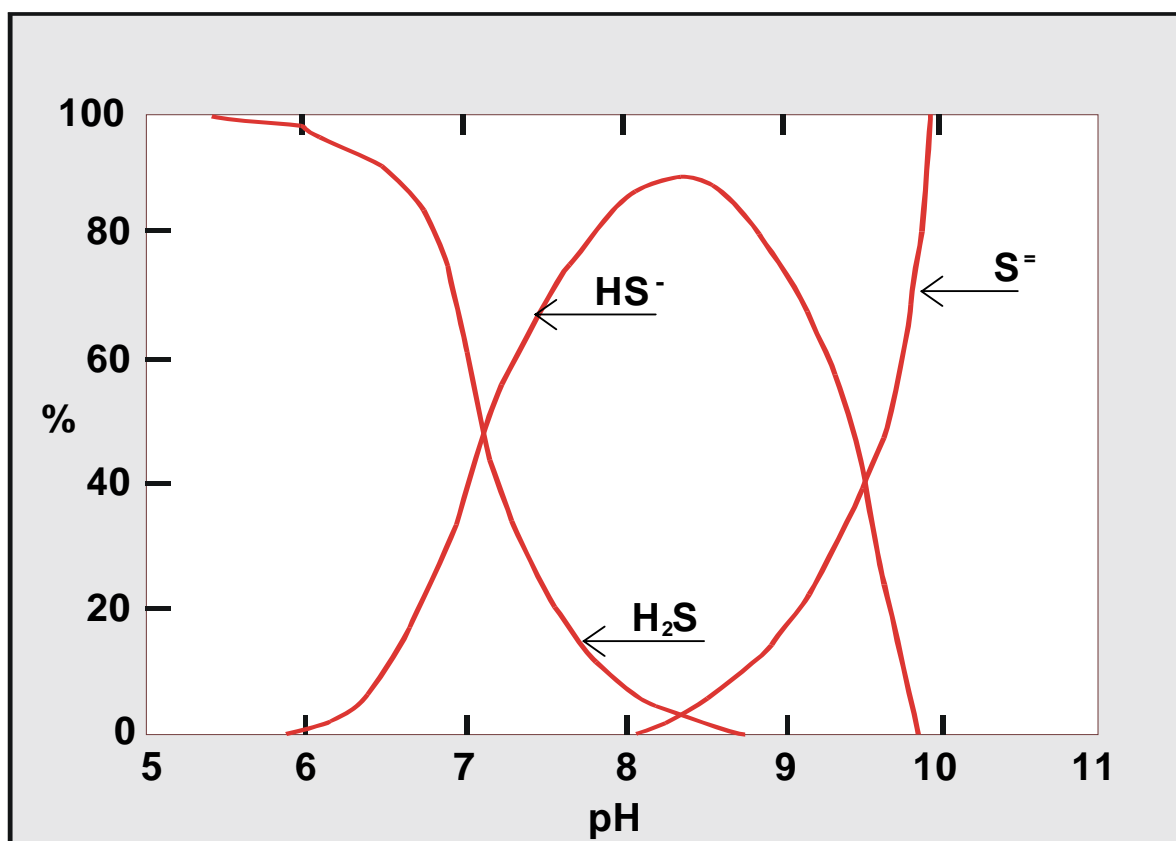


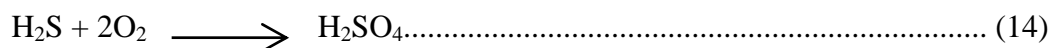
Figura 2. Efeito do pH sobre o equilíbrio do sulfeto de hidrogênio (Fonte: Sawyer e McCarty, 1978).

Os problemas de corrosão das tubulações podem ser associados às condições de temperatura, tempo de residência e concentração do sulfato, condições que favorecem a redução do sulfato a hidróxido de sulfeto (H_2S), invariavelmente mais fraco que o ácido carbônico.

Entretanto, a corrosão pode estar associada às mudanças biológicas dos compostos de enxofre presentes nos efluentes líquidos, as quais consomem oxigênio na redução do sulfato, formando o íon sulfeto.

Em condições normais de pH, este íon se converte em sulfeto de hidrogênio, parte do qual é liberado para a atmosfera, e quando isto ocorre no interior de uma tubulação pouco ventilada, este gás passa a atacar a face interna superior da mesma.

Tal fenômeno se dá através de bactérias onipresentes na natureza, que em condições normalmente aeróbicas, são capazes de oxidar o sulfeto de hidrogênio convertendo-o para ácido sulfúrico (equação 14).



A identificação do sulfato em águas para uso industrial ou urbano é fundamental para a determinação da magnitude dos problemas que poderão surgir com a redução dos sulfatos para sulfeto de hidrogênio, tal como na digestão anaeróbica de resíduos industriais e dejetos envolvendo metano e dióxido de carbono.

O enxofre contido em muitos compostos orgânicos apresenta-se na forma de sulfatos, sulfonatos ou sulfetos, e o tratamento aeróbico dos mesmos, sua completa utilização ou dissimilação, resulta em resíduos organicamente limitados ao enxofre na forma do íon sulfato.

- **Turbidez**

A turbidez é uma característica da água associada à presença de partículas em suspensão no meio, a tal ponto que pode interferir na penetração de luz, e resulta da disponibilidade de matéria orgânica e/ou inorgânica, remobilizados pela energia e/ou mudança da condição físico-química do meio.

A presença dessas partículas provoca a dispersão e absorção da luz, conferindo aparência turva ao efluente, aspecto esteticamente indesejável que pode ser determinante para a produtividade primária do corpo hídrico.

- **Temperatura**

As reações químicas e biológicas e a solubilidade da maioria dos metais dependem da temperatura do meio, influenciando também o teor de oxigênio dissolvido, o pH, o Eh e a condutividade.

3.4. Aspectos Toxicológicos Associados a DAM

Os impactos da drenagem ácida sobre os recursos hídricos são manifestados tanto pelas alterações na qualidade da água quanto na integridade da fauna e flora, onde o simples monitoramento das mudanças da qualidade da água, por si só, não representa os reflexos da mesma sobre a comunidade aquática sujeita a influência da drenagem ácida. Neste sentido, a avaliação das variáveis físico-químicas e biológicas envolvidas no exame de uma DAM, depende da utilização de indicadores biológicos para comparação do comportamento das diferentes comunidades envolvidas (fauna macroinvertebrada), indicadoras da sensibilidade e capacidade de adaptação a condições de drenagem ácida e seus diferentes contaminantes. Isto tem levado diversas agências de controle ambiental a adotar critérios ecológicos e físico-químicos para monitoramento ambiental (Ngaire, 1998).

O pH pode ser considerado uma das variáveis ambientais mais importantes em ecossistemas aquáticos, uma vez que interfere no tipo de comunidade biótica, em processos bioquímicos, no balanço de CO₂, na solubilidade dos sais e na especiação geoquímica dos metais, condicionando a biodisponibilidade dos mesmos no ambiente aquático.

A biota aquática também tem capacidade de absorção de metais dissolvidos, no caso de pH baixo, uma vez que nesta condição os íons metálicos encontram-se disponíveis nos sedimentos e solos em proporções diretamente relacionadas ao decréscimo do pH.

A concentração de íons metálicos na água é definida pela soma das concentrações de metais nas frações particuladas (suspensão) e dissolvidas, o que permite a atribuição de critérios numéricos de qualidade para qualquer solução. A Resolução CONAMA n° 06, de 24 de Janeiro de 1986, com base na avaliação do risco à saúde humana, estabelece os parâmetros e teores máximos para águas destinadas a ingestão humana, razão pela qual devem ser analisados alguns metais pesados, dentre os

quais o As, Cd, Cr, Cu, Pb, Fe, Al, Mn, Hg, Ni e Zn.

Concentrações inicialmente baixas de metais pesados no ar, água, solo e plantas, tornam-se mais elevadas à medida que avançam na cadeia alimentar, fenômeno este conhecido como biomagnificação. Alguns metais podem ser convertidos em formas orgânicas por bactérias, aumentando desta forma o risco de entrarem na cadeia trófica. Da mesma forma, os metais podem oxidar-se rapidamente, convertendo-se às formas solúveis, situação em que são particularmente perigosos, conforme ocorre com o mercúrio, chumbo, arsênio, cromo, níquel, zinco e cádmio, entre outros.

Estudos sobre os riscos que os metais pesados podem acarretar à saúde humana, envolvem a avaliação das concentrações dos mesmos nos alimentos, na água e no ar, assim como a capacidade dos tecidos humanos virem a absorver ou acumular tais elementos. Segundo Barbosa *et al.* (2000), os estudos para quantificar os níveis de tolerância dos organismos a ingestão de metais pesados devem levar em consideração a intensidade e duração da exposição dos mesmos aos metais pesados, definindo desta forma os níveis de tolerância dos organismos à ingestão destas substâncias.

A ingestão de alimentos de natureza vegetal e/ou animal contendo diferentes teores de metais pesados podem atingir doses suficientes para causarem problemas em órgãos internos e em funções neurológicas, acarretando problemas reprodutivos, defeitos congênitos e/ou câncer.

Sendo os metais pesados importantes agentes poluentes presente nas águas superficiais e subterrâneas, em face da maior toxicidade de alguns elementos como: mercúrio (Hg), chumbo (Pb), arsênio (As), cromo (Cr), níquel (Ni), zinco (Zn) e cádmio (Cd), é recomendável uma maior frequência no monitoramentos destes elementos. Na região objeto deste trabalho, verificou-se que os níveis de Hg e As medidos nas águas superficiais vem apresentado níveis considerados abaixo dos limites de detecção dos métodos analíticos disponíveis, afastando qualquer preocupação quanto a biomagnificação na biota aquática. No entanto, dada a importância toxicológica destes elementos, bem como a maior sensibilidade dos métodos analíticos disponíveis (ICP), Barbosa *et al.* (2000) recomendam uma retomada na avaliação dos níveis de Hg e As medidos nas águas superficiais. Segundo trabalhos desenvolvidos na Bacia Carbonífera de Santa Catarina pelo DNPM/CPRM (1984), Alexandre e Krebs (1995) e DNPM (1999) concentrações de metais pesados nas águas superficiais podem estar

disponibilizados para a cadeia alimentar.

Quanto aos sólidos suspensos direcionados aos corpos hídricos, embora não necessariamente tóxicos, pode haver a formação, por sedimentação, de uma camada de lama em áreas de águas calmas de rios e lagos, o que pode causar problemas para os ecossistemas aquáticos. Conforme menção anterior, a perda de microrganismos purificadores permite que os equivalentes patogênicos possam viver por mais tempo, aumentando assim os riscos de doenças. Quando sólidos orgânicos estão presentes na lama, sua progressiva decomposição irá consumir o oxigênio na água e gerar gases com mau cheiro.

A utilização da água subterrânea para consumo familiar, especialmente na zona rural, continua sendo amplamente praticada na Região do Sul Catarinense (SDM/SDRA, 1997). Desta forma, a qualidade das águas subterrâneas para uso doméstico é outro aspecto que passa a merecer uma atenção maior nos últimos anos, inclusive pelo estudo de despoluição da Bacia Carbonífera que vem sendo coordenado pelo SIECESC (GOMES, 2004).

Iniciativas de caráter acadêmico trouxeram maior luz sobre o tema envolvendo a caracterização das águas freáticas, dentre os quais a primeira caracterização hidrogeológica e hidroquímica da Formação Rio Bonito (Ávila, 1992), assim como a caracterização dos recursos hídricos subterrâneos associadas aos leques aluviais de idade Quaternária (Krebs, 2004), tendo sido detectados em ambos os estudos diferentes teores de compostos, metais, matéria orgânica de origens distintas associadas a natureza da geologia local. Nesta região verificam-se aquíferos localizados sob extensivo plantio de arroz, ao longo das várzeas dos grandes rios, cuja potencialidade na exposição aos contaminantes não podem deixar de ser consideradas, em especial coliformes e nitratos. Localmente são desconhecidos os níveis de concentração de metais pesados nos alimentos produzidos nesta região, seja de origem vegetal ou animal, embora boa parte destas águas superficiais impactadas apresentam valores de pH em torno de 3 e 4. Por outro lado, o monitoramento físico-químico das águas freáticas monitoradas na área de influência da UM II – Verdinho vêm apresentando pH entre 5 e 7, além de baixas concentrações de metais dissolvidos, muito embora as análises disponíveis tenham sido realizadas na escala do mg/L. Os problemas de natureza toxicológica e industrial associados ao conteúdo das drenagens ácidas de minas são discutidas conforme segue:

- pH

O potencial hidrogeniônico (pH) empregado para medir o grau de concentração dos íons hidrogênio em uma solução (Barbosa, 2000), indicam o nível de comprometimento da capacidade de suporte do recurso hídrico ao ecossistema e organismos vivos. As diversas formas disponíveis para o ajuste do pH são bastante difundidos, razão pela qual existe certa flexibilidade em relação à determinação da faixa ideal de pH para tratamento dos mananciais aproveitáveis em sistemas públicos de abastecimento, segundo a EPA (1972) apud Batalha et al (1977).

Tabela 2. Os Impactos do pH sobre os Organismos (Fonte: Barbosa et al., 1977)

PH	Efeitos
6,5 – 8,0	Não produz efeitos nos organismos aquáticos ou terrestres
6,5 – 7,0	Passa a afetar a comunidade de crustáceos, reduzindo sua capacidade reprodutiva, assim como algumas espécies de peixes. Comunidade de plânctons, plantas superiores e invertebrados (exceto crustáceos) não são afetados.
6,0 – 6,5	Taxas de crescimento e desova de peixes de menor porte ocorre em pequenas populações e poucas espécies podem resistir a este intervalo de pH. Populações de moluscos significativamente reduzidos. Redução do processo de decomposição pelas bactérias do solo e da água. Reduz crescimento de árvores.
5,0 – 5,5	Extermínio de algumas espécies de bactérias. A taxa de crescimento de algumas espécies de algas e plantas superiores é reduzida. Cessa o processo de fixação de nitrogênio pelas cianobactérias. Severo estresse fisiológico nos organismos aquáticos, diminuindo sua resistência à doenças.
4,5 - 5,0	Inibe desova e eclosão de ovos de peixes, restringe fauna bentônica e diversidade de população de algas. Provoca letalidade de grande parte de populações de peixes; reduz o desenvolvimento de anfíbios. Diatomáceas aparecem como comunidade dominante de algas.
4,0 – 4,5	Poucas espécies de peixes, sensível redução da flora. Permite o desenvolvimento de algumas espécies de larvas de mosquito.
3,5 – 4,0	Redução de flora e da fauna existentes. Redução de microflora do solo. Comunidade de <i>Typha</i> (plantas aquáticas superiores) dominantes.
3,0 – 3,5	Apenas sobrevivem algumas lavas de mosquitos e poucas espécies de algas. Decréscimo do potencial de plantas utilizarem substrato para crescimento. Não sobrevivem peixes e invertebrados.

- **Cor**

A presença de cor na água é esteticamente indesejável para o consumidor, sendo este um aspecto comum em águas geradas a partir de empreendimentos mineiros, onde a cor está associada à presença de íons metálicos, destacadamente o ferro e o manganês. Os serviços de saúde pública, segundo o USPHS (1967) apud Batalha et al (1977), recomendam para a água bruta utilizável o máximo de 75 unidades de cor, unidade esta obtida pela comparação com o padrão de cobalto-platina.

- **Ferro (Fe)**

O Fe é um metal essencial na nutrição humana, presente no organismo humano de 3 a 5 g, sendo recomendada uma dieta na ordem de 1 a 2 mg/dia, sempre que a absorção seja normal, pois caso contrário, são maiores as necessidades. Nos casos de exposições agudas (em geral acidentais) ou exposições crônicas, a absorção do Fe é regulada por um complexo mecanismo para manutenção da homeostase, distribuído entre a hemoglobina (dois terços) e a mioglobina (10%), sendo o restante ligado às enzimas e as proteínas que estocam Fe.

Há três maneiras básicas para que exposições crônicas resultem em altas concentrações de Fe, com sintomas similares, independentemente da causa:

- a) Anormal absorção de Fe via gastrointestinal por predisposição genética (hemocromatosis idiopática);
- b) Ingestão excessiva de Fe por via oral devido a preparação de alimentos em recipientes de Fe;
- c) Intoxicação medicamentosa e/ou transfusão de sangue.

Organismos humanos contendo 20 a 40g de Fe apresentam sintomas clínicos indicativos de distúrbios cardiovasculares e endócrinos, problemas hepáticos e diabetes mellitus. A exposição ocupacional via inalatória ao Fe resulta na deposição das partículas no tecido pulmonar, tendo sido reportado que níveis atmosféricos de 10 mg de Fe/m³ estão associados a pneumoconiose.

- **Alumínio (Al)**

O alumínio é um dos principais metais presentes na DAM, sendo que a concentração deste elemento em valor acima de 0,5 mg/L em efluente com pH abaixo

de 5,5 pode eliminar todos os peixes e muitos macroinvertebrados presentes na drenagem atingida. Comparativamente ao ferro e ao manganês, o alumínio é o metal mais prejudicial, tanto a vida aquática quanto ao organismo humano, sendo suspeito de contribuir para desenvolvimento de neuropatias como o mal de Alzheimer.

- **Manganês (Mn)**

O manganês é o segundo metal mais abundante na crosta terrestre, atrás do ferro, e encontra-se amplamente distribuído, sendo co-fator de inúmeras enzimas, particularmente daquelas envolvidas na fosforilação e síntese de colesterol e ácidos graxos, estando presente em todos os organismos vivos, posto que a principal fração de Mn absorvido pelo organismo humano está presente nos alimentos, embora seja encontrada com maior frequência no ar e na água. A dose diária normal de Mn é de 2 a 9 mg, e a absorção intestinal é menor do que 5%, e a meia vida do metal no organismo é de 37 dias, podendo passar a barreira cérebro - sangue. Sua principal via de excreção é fecal, havendo mecanismos reguladores capazes de evitar altas doses de Mn via gastrointestinal.

A toxicidade resultante de exposição crônica ocupacional via inalatória, resulta em necrose epitelial seguida de mononucleose. Outra doença resultante deste tipo de exposição, denominada manganismo, envolve o sistema nervoso central (SNC), responsável por uma desordem neuropsiquiátrica caracterizada por irritabilidade e comportamento compulsivo, similar aos sintomas associados a doença de Parkinson e a cirrose hepática, efeitos estes geralmente irreversíveis.

A presença de manganês insolúvel numa drenagem, pode acarretar com o tempo a formação de uma cobertura preta sobre o substrato sólido, por onde circula drenagem. Este fenômeno, se por um lado pode contribuir com a remoção do manganês contido na drenagem, também poderá acarretar uma redução na diversidade de espécies de macroinvertebrados (Wildeman, et al. 1993).

- **Zinco (Zn)**

O nível normal de Zn no sangue é de 85 a 110 µg/dL, e mais de 200 metaloenzimas requerem Zn como co-fator, resultando sua deficiência em um grande espectro de efeitos clínicos. É incomum a toxicidade por excesso de Zn, e evidências de

efeitos hematológicos, hepáticos e renais foram observados em indivíduos que ingeriram mais do que 12g de Zn elementar num período de 2 dias.

Além dos requisitos químicos para controle de qualidade da água anteriormente relacionados, outros aspectos toxicológicos também são apontados por Batallha et al (1977), incluindo-se aí alguns dos principais parâmetros físicos utilizados no controle das águas, conforme segue:

3.5. Controle e Tratamento da Drenagem Ácida de Mina

Os métodos de controle da DAM podem ser classificados em métodos preventivos, de controle da migração e remediação (Kontopoulos, 1998). A Tabela 3 apresenta um resumo geral dos métodos aplicados. Pode-se dizer, que somente alguns destes métodos estão recém sendo aplicados no controle da poluição ambiental na mineração de carvão do Estado de Santa Catarina.

Tabela 3. Métodos de controle da drenagem ácida de minas (Kontopoulos, 1998).

SISTEMAS APLICÁVEIS AO CONTROLE DA D. A. M.	Métodos Preventivos	<ul style="list-style-type: none"> - Remoção/isolamento dos sulfetos - Exclusão de oxigênio por cobertura de água - Exclusão de oxigênio por cobertura seca - Aditivos alcalinos - Bactericidas
	Métodos de Contenção	<ul style="list-style-type: none"> - Prevenção do fluxo de água - Paredes reativas porosas - Disposição em estruturas de contenção
	Métodos de Remediação	<p>Sistemas Ativos</p> <ul style="list-style-type: none"> - Neutralização e precipitação (hidróxidos ou sulfetos) - Adsorção/Troca Iônica - Osmose Reversa - Eletro-Diálise <p style="text-align: right;">Sistemas Passivos</p> <ul style="list-style-type: none"> - Filtro Aeróbico de Calcáreo - Dreno Anóxico de Calcáreo - Barreira Permeável Reativa - Banhado Construído “Wetland” - Reator de Fluxo Vertical

Em especial, o tratamento da DAM enfrenta o desafio de trabalhar com uma elevada proporção de sais e metais dissolvidos em meio ácido, e seu tratamento exige a aplicação de técnicas que resultem no abatimento dos sólidos totais dissolvidos acompanhados pela neutralização do efluente. Estes métodos são também classificados em ativos e passivos. Os métodos ativos são aqueles que requerem uma dosagem contínua de reagentes químicos e/ou um alto controle operacional de equipamentos, demandando em uma infraestrutura para manter as operações necessárias. Os sistemas de tratamento passivo de DAM são aqueles que dispensam a contínua adição de reagentes, apresentando condições de operações mais fáceis. (Skousen et al. 1990; Kontopoulos, 1998).

Segundo Jones (Jones, 1995), os sistemas de tratamento passivo são mais indicados para minas descomissionadas, cuja paralisação não impede a vazão de efluentes ácidos que necessitam de tratamento. Nas baixas vazões são indicados processos para tratamentos com menor energia, os quais podem contar com a participação ativa de microorganismos (biológicos), bem como tratamentos passivos sem participação de organismos (não biológicos).

Ainda, o tratamento de DAM, prevendo sua posterior potabilização, constitui um desafio relativamente novo para a indústria da mineração, tema este que está sendo considerado em países caracterizados pela carência de recursos hídricos. Exemplo disto é a África do Sul, onde a Grotvlei Proprietary Mines Ltd. (Schoeman e Steyn, 2000) possui um empreendimento que drena aproximadamente 90.000 m³/dia de água subterrânea, onde foram investigadas três alternativas técnicas para tratamento de DAM visando sua potabilização, a saber: osmose reversa, eletro-diálise e troca iônica.

A título de ilustração, com base no atual estado da arte no tratamento de DAM, segue uma breve descrição das técnicas empregadas no seu tratamento ou remediação.

3.5.1. Neutralização e Precipitação

O fundamento do processo de neutralização e precipitação reside no fato de que em certas condições de pH, os metais passam do estado solúvel para a forma de hidróxidos (insolúveis), quando podem formar flocos que passam a precipitar. Como o exemplo pode-se citar o ferro, que no estado ferroso ou férrico podem precipitar na forma de hidróxido férrico, em condições de pH neutro, meio em que a solubilidade do

ferro é mínima.

Nestes termos são apresentadas as curvas de equilíbrio para diferentes metais em função da faixa de pH (Figura 3).

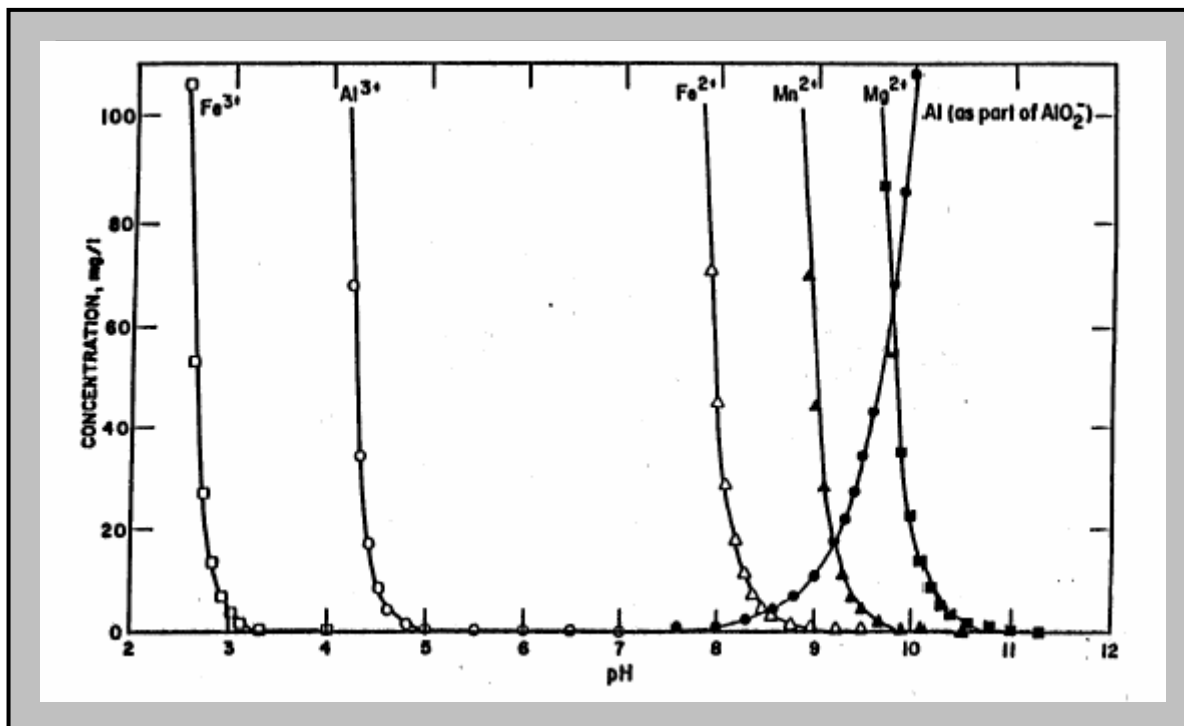


Figura 3. Faixas de equilíbrio da solubilidade iônica (Fonte: Barbosa et al., 2002).

Os hidróxidos metálicos precipitados muitas vezes apresentam uma baixa velocidade de sedimentação. Assim, os coágulos de hidróxidos metálicos podem ser aglomerados, dando origem a flocos de maior tamanho e maior velocidade de sedimentação. Os reagentes empregados para a floculação são chamados de “polímeros floculantes” ou “polieletrólitos”, que são polímeros de cadeias longas com grandes números de pontos ativos nos quais as partículas sólidas se fixam, formando ligações entre partículas e cadeias que resultam flocos com altas taxas de sedimentação.

Os precipitados formados, floculados ou não, podem ser removidos por operações de separação sólido-líquido tais como a sedimentação, centrifugação, flotação ou filtração (GOMIDE, 1980).

A oxidação de alguns componentes, em especial o ferro e manganês, pode ser uma operação preliminar importante para a eficiência do processo de precipitação dos metais na forma de hidróxidos. Esse processo pode ser conduzido pela simples aeração

do efluente ou pela adição de reagentes químicos.

A aeração pode ser uma operação auxiliar importante para a oxidação dos elementos metálicos para formas mais suscetíveis de precipitação. A aeração é o processo empregado na adição de oxigênio ao meio aquoso, o que é feito através de aeradores forçados acionados por moto-bombas, ou sistemas passivos que aproveitam a diferença de gradientes de altura no terreno.

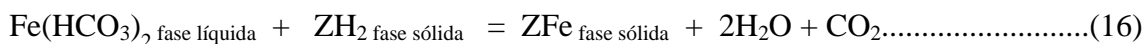
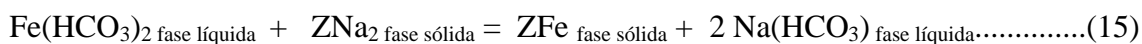
O uso de reagentes químicos também pode ser aplicado, apesar de que, devido aos volumes gerados na DAM, o custo geralmente é proibitivo. Entre os agentes oxidantes possíveis de uso, estão o cloro ou o permanganato de potássio.

3.5.2. Adsorção / Troca Iônica

O tratamento primário da DAM consiste na neutralização da solução ácida, quebrando o equilíbrio dos íons metálicos até então dissolvidos no meio, os quais, a partir de determinados pH, passam a oxidar, dissolubilizando-se, condição em que passam a decantar, e dependendo das condições originais da DAM, poderá vir a gerar grandes volumes de lodo com elevada concentração de metais, restando a fração líquida livre destes metais decantados. Esta fração líquida, no entanto, ainda poderá conter metais dissolvidos remanescentes, razão pela qual são empregados tratamentos secundários, dentre os quais as técnicas envolvendo adsorção através de troca iônica. Esta técnica envolve o emprego de resinas, ou trocadores de íons, que podem apresentar-se na forma de aniônica e/ou catiônica, os quais permitem diferentes combinações, conforme o arranjo do leito, bem como o tipo de resina, o que reduz o custo do material sem prejuízo da qualidade desejada para a água tratada. Tais resinas, disponibilizadas pela indústria de polímeros, são geralmente empregadas no abrandamento e desmineralização de águas que exigem a total ou parcial eliminação de cátions e ânions, podendo o ferro e o manganês ser removidos simultaneamente com o cálcio e o magnésio das águas duras através destes sistemas.

As resinas industriais podem ser apresentadas na forma de pó, empregadas em polidores de condensados ou como filtros pré-capas, condição na qual as resinas são simplesmente descartadas como resíduo químico sólido. Também se apresentam na forma granulada, tanto catiônica quanto aniônica, o que permite a sua regeneração por milhares de ciclos, considerando-se os devidos cuidados operacionais.

De uma forma geral, estas resinas têm capacidade de trocar íons dissolvidos na fase líquida a ser tratada, liberando o sódio ou hidrogênio, a exemplo das Zeólitas sódicas que promovem a reação apontada na equação 15, ao passo que na presença do permutador de hidrogênio ocorre a reação apontada na equação 16, onde $Z = \text{Na}_2\text{Al}_2\text{Si}_3\text{O}_{10}2\text{H}_2\text{O}$ (Natrólita).



O processo é indicado para águas duras contendo ferro e manganês, em condições preferencialmente anóxicas, já que a ação da resina se dá sobre o ferro e o manganês dissolvidos em solução. Caso tenha sido aplicada uma aeração prévia, ter-se-ia a formação de hidróxidos metálicos que precipitariam sobre os grãos da resina, envolvendo-os de tal forma, ao ponto de reduzir ou anular totalmente sua atividade, num processo conhecido como passivação.

3.5.3. Osmose Reversa

A osmose reversa é um processo físico-químico de nano-filtração, baseado no fenômeno pela qual soluções com concentrações distintas, quando separadas por uma membrana semipermeável, tendem a buscar um equilíbrio nas concentrações. O processo natural é o da passagem, através da membrana semipermeável, da solução mais diluída para a solução mais concentrada, o que se dá pela força denominada pressão osmótica.

O processo purificação da água através da remoção de sais da água por meio da osmose reversa é obtido através da aplicação mecânica de uma pressão superior à pressão osmótica, do lado da solução mais concentrada, invertendo o sentido natural do processo de osmose. A água a ser tratada, portanto, é bombeada sob pressão através de uma membrana, a qual retém os sais dissolvidos, juntamente com eventuais íons, produzindo de um lado um filtrado com alto grau de pureza, restando no outro lado, uma salmoura retida na membrana. Uma instalação osmose reversa (OR) só pode operar quando precedida por um tratamento prévio capaz de garantir um padrão mínimo ao efluente de alimentação, garantindo desta forma uma vida útil mínima para as membranas utilizadas, as quais podem ser regeneradas mediante uma retro-lavagem.

3.5.4. Eletro-Diálise

A eletro-diálise reversa (EDR) aproveita os efeitos da atração iônica sob a ação de um campo eletromagnético resultante da aplicação de determinada diferença de potencial, indo estes íons migrar para os respectivos eletrodos. Nesta situação é possível que se removam íons do fluxo da água de alimentação, resultando um fluxo paralelo de produto desalinizado, enquanto os íons transportados para fora do fluxo de alimentação são coletados neste segundo fluxo de água salobra.

Para um dado fluxo de alimentação, o grau de pureza dos produtos gerados no processo de EDR depende de fatores como a energia elétrica fornecida, o número de estágios empregados no processo, taxa de recuperação da instalação e características químicas do sistema.

A eficiência operacional da usina EDR é diretamente proporcional ao aumento da temperatura da água de alimentação, razão pela qual podem ser utilizados sistemas de pré-aquecimento no fluxo de entrada do reator, e no interesse da eficiência termal e redução dos custos operacionais recomenda-se a recuperação do calor do fluxo de saída do sistema.

3.5.5. Filtro Aeróbio de Calcário (Barreira Permeável)

Canais abertos com calcário constituem o tratamento passivo mais simples, pelo qual são empregados dois métodos construtivos:

- Dique construído com fragmentos mal classificados de calcário (rachão) por onde a água a ser neutralizada é forçada a passar;
- Valo ou canal preenchido por fragmentos mal classificados de calcário (rachão), por meio do qual o efluente a ser neutralizado escoar.

Em ambos os casos parte-se do princípio de que o efluente ácido é capaz de dissolver a rocha carbonática (calcário), conseqüentemente, aumentando o seu pH pela incorporação de álcalis. Esta técnica, no entanto apresenta uma dificuldade associada ao fenômeno da passivação, que é o resultado da precipitação do $\text{Fe}(\text{CO})_3$ e $\text{Fe}(\text{OH})_3$ sobre a superfície dos fragmentos de calcário, levando a gradual redução da disponibilidade de álcalis. Desta forma, são necessárias maiores quantidades de calcário para assegurar a efetividade do sistema em longo prazo. Fluxos de efluentes com velocidade e

turbulência elevada, podem propiciar um melhor desempenho do sistema, através do atrito entre os fragmentos, impedindo desta forma a precipitação do carbonato e hidróxidos metálicos sobre a superfície dos fragmentos de calcário.

Este sistema também pode ser acompanhado por um leito de fragmentos permeados pela drenagem, de forma a promover a aeração do meio simultaneamente a manutenção da umidade, proporcionando assim o desenvolvimento de organismos (algas / bactérias) aptos à remoção de certos metais dissolvidos. Dentre estes metais pode ser destacado o Mn, que adere à superfície dos fragmentos de rocha pela ação biológica, formando uma concreção de cor negra.

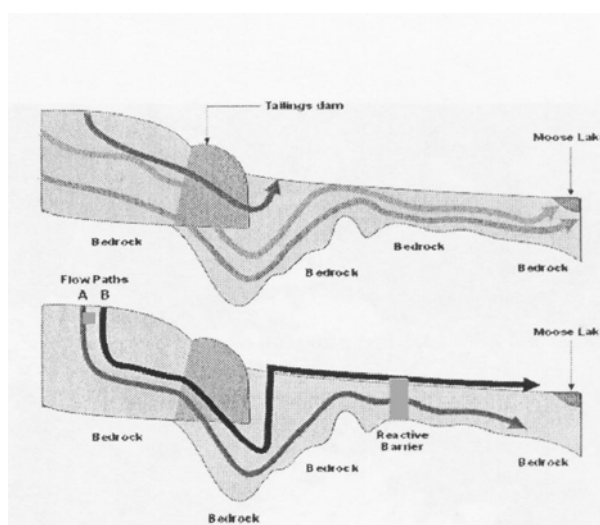
Segundo Hamilton (Hamilton *et al.*, 1997) devem ser observado dois aspectos construtivos: (a) a lâmina d'água deve ser reduzida para permitir a penetração da luz; (b) a área superficial deve ser suficiente para maximizar a cobertura de algas, permitindo assim a promoção de um micro-ambiente de elevado pH, condição para a precipitação do óxido de manganês.

3.5.6. Dreno anóxico de calcário (DAC)

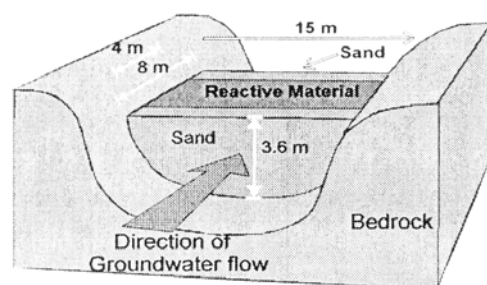
Segundo Jones (1995), trata-se de um processo de neutralização em ambiente anaeróbio, o qual consiste em fazer passar um fluxo do efluente ácido por um canal preenchido por fragmentos mal classificados de rocha calcária (rachão). Este canal compreende um dreno escavado de forma a captar e fazer circular o efluente através dos fragmentos em condições de total imersão e na do oxigênio atmosférico. O propósito deste DAC é a elevação da alcalinidade sem a formação de óxidos e hidróxidos metálicos, evitando desta forma a precipitação dos mesmos sobre a superfície dos fragmentos de calcário, impedindo o processo de passivação. A maior limitação deste processo se deve a presença de íons metálicos (Fe e Al) e oxigênio dissolvido, parâmetros decisivos na progressiva redução da permeabilidade e reatividade do corpo filtrante, cuja maior o menor participação está diretamente relacionada a maiores custos de manutenção e redução da eficiência do sistema (Jones, *op. cit.*). O projeto construtivo de um DAC deve considerar o tempo de retenção, sendo usualmente empregados como uma etapa de pré-tratamento, visando apenas elevar o pH do efluente, antes do seu lançamento em bacia ou biorreator.

3.5.7. Barreira Permeável Reativa (PRB)

O sistema de barreira permeável reativa emprega um filtro anaeróbico composto de matéria orgânica e bactérias, as quais são encarregadas de promover as reações de redução dos sulfatos descritas no item precedente (SRB). A técnica da barreira permeável e reativa compreende a construção de uma barreira subterrânea, transversal ao fluxo de eventual pluma freática a ser tratada, conforme indicado na figura 4.



Porous Reactive Wall Installation



41

Figura 4. Layout esquemático de um sistema de barreira reativa permeável (Fonte: Gould, 2002).

O projeto desta barreira permeável e reativa deve ser precedido de estudo do comportamento do freático, bem como das condicionantes geotécnicas e morfológicas do terreno, permitindo em alguns casos que se construa barreiras impermeáveis que direcionem a pluma de contaminação para este reator subterrâneo.

A população de microorganismos (bactérias) contida no material permeável, em condições anaeróbias, reage degradando a matéria orgânica, produzindo sulfeto pela redução bacteriana do sulfato, o qual irá precipitar os metais. Esta redução produzirá íons bicarbonato gerando a alcalinidade, necessária para a não acidificação do aquífero.

3.5.8. Banhados Construídos – “Wetlands”

Um banhado construído pode ser descrito como um sistema passivo destinado ao polimento final do efluente, capaz de remover metais ainda presentes na drenagem, onde atuam mecanismos biológicos de adsorção (incluindo troca iônica), por precipitação em superfícies inorgânicas (nucleação) e por filtração através de plantas (Gould, 2002). Este sistema apresenta limitações em torno de vazões e conteúdo metálico, sendo suscetíveis à remoção de metais em diferentes condições, tais como o pH, que deve ser ajustado para valores superiores a 4,5 (preferencialmente 5,5) nos primeiros estágios do processo.

Na prática, a área necessária para um “wetland” depende diretamente da capacidade intrínseca de neutralização, sendo proibitiva a aplicação desta técnica se o pH estiver em valor inferior a 4,5 podendo ser empregada tanto em ambiente aeróbio quanto anaeróbio, proporcionando ao mesmo tempo o estabelecimento de uma diversidade biológica associada a fauna e flora local.

Sistemas Aeróbios

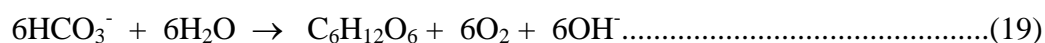
Compreende uma superfície extensa, de baixa declividade, a qual deve ser dividida por “chicanes” desenhadas para a manutenção de um fluxo lamelar de baixa velocidade e maior tempo de retenção do efluente no sistema. A lâmina d’água máxima a ser formada deve estar limitada a 30 centímetros, suficiente para a passagem de luz e desenvolvimento radicular das plantas aquáticas (juncos e aguapés), espécies vegetais características destas áreas inundadas (Hamilton et al, 1997).

Este sistema visa a remoção de metais remanescentes como o ferro e o arsênio, e seu principal mecanismo para remoção do metal, no caso o ferro, compreende a oxidação e subsequente hidrólise apresentada nas reações 17 e 18:



A manutenção do pH desempenha um papel muito importante dentro das células aeróbias, em face de contraposição da acidez gerada pela precipitação do hidróxido de ferro, particularmente em efluentes que não apresentam qualquer alcalinidade em sua drenagem. A inclusão de juncos nas células aeróbias pode ser considerada benéfica a longo prazo, já que eles dispõem de potencial para acentuar a performance do bicarbonato no sistema de atenuação do pH pela adição do bióxido de carbono às águas de mina através de suas zonas de origem. Esta capacidade atenuante em células aeróbias também é potencializada através da proliferação de comunidade de algas (*Chromattium spp.* e *Oscillatora spp.*) e bactérias (*Cyanobactéria spp.*) esperadas nestes ambientes, de forma a tornarem-se capazes de degradar a matéria orgânica gerada pelas plantas aquáticas (Wildemann et al., 1993). Na prática, a trama de algas filamentosas e espécies aquáticas como o junco (*Phragmites australis*) e o aguapé (*Typha latifolia*), exige um período mínimo de tempo para se estabelecer, o que retarda a ação de atenuação do pH do bicarbonato.

Duggan et al., (1992), demonstrou em ensaios de bancada que os reatores aeróbios são muito eficientes para a remoção do manganês, sendo necessário, contudo, que o efluente tenha alguma alcalinidade e pH acima de 5, com o que poderão se desenvolver as algas *Cladophora spp.*, além daquelas já referidas, responsáveis pelo fenômeno da fotossíntese que pode estar por trás do mecanismo de remoção do Mn, conforme a reação (19).



Nesta reação o bicarbonato é consumido e o pH cresce adicionando oxigênio na água (Wetzel, 1983), podendo o pH atingir a escala 8, precipitando desta forma o Mn.

Outros metais também são removidos em sistemas passivos aeróbios, tais como o ferro, que serve de referência para o cálculo do fator de carga avaliado para o projeto implantado na mina Whel Jane por Hamilton et. al. (1997), o que serve de subsídio para o dimensionamento de um “wetland”, conforme os dados obtidos a seguir relacionados.

- Quando o pH da vazão influente for $< 5,5$ a carga decantada é de 2 a 4 g de Fe/m²/dia;
- Quando o pH da vazão influente for $> 5,5$ a carga decantada é de 5 a 11 g de Fe/m²/dia;

De acordo com as relações envolvendo pH e carga do metal decantado, a projeção da capacidade dos sistemas com leitos de juncos aeróbios (reed beds), exige uma superfície relativamente maior se o pH da vazão influente não for ajustado previamente.

Os principais fatores que determinam a eficiência de sistemas aeróbios compreendem um adequado suprimento de oxigênio e a capacidade de manutenção do pH, viabilizando a oxidação dos metais, que são suscetíveis à precipitação e retenção pelas plantas aquáticas. Tal eficiência pode ser aprimorada através da aeração da área inundada através da introdução de barreiras de retenção e de orientação do fluxo, podendo ser favorecidas ainda por neutralização prévia visando a decantação dos hidróxidos em suspensão antes do seu ingresso no *wetland*.

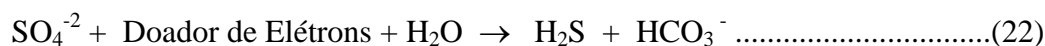
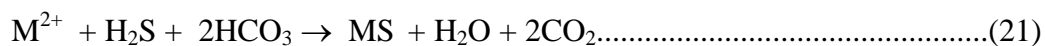
A experiência indica ainda que a utilização de rocha calcária como leito filtrante, poderá favorecer o desenvolvimento de algas filamentosas (*Chromattium spp.*) e algas verdes (*Oscillatora spp.*), caracterizadas pelo desenvolvimento de um denso manto verde estabelecido sobre a superfície deste leito.

Sistema Anaeróbio

Segue o princípio da redução bacteriana do sulfato (SRB), indicado para o tratamento de efluentes com pH mais baixo e altas concentrações de metais. Segundo Kapoor A. (2002), os sistemas de biorreatores atuam pela ação de bactérias redutoras de sulfato, as quais servem de doadores de elétrons, levando ao consumo dos sulfetos de Cu, Zn, Ni e Cd, além da geração do sulfeto de hidrogênio.

O projeto de um sistema anaeróbio deve contar com um substrato orgânico, composto por: fezes de animais domésticos (suínos, bovinos, eqüinos, aves) fornecedores de matéria orgânica e bactérias redutoras de sulfato; serragem, folhas, galhos, capim ou palha (favorece a permeabilidade e fonte de matéria orgânica); calcário (neutralização); areia e seixos (suporte / barreira permeável). A passagem da DAM através desta massa redutora promove o desenvolvimento de atividade microbiológica e processos químicos promovidos pelas cepas bacterianas disponíveis

no trato intestinal dos animais, desencadeando desta forma as seguintes reações:



Onde: - **CH₂O** denota a matéria orgânica (alimento)

- **M** representa o íon metálico

Estas reações repercutem na geração de alcalinidade e elevação do pH, removendo concomitantemente o oxigênio remanescente no sistema, após o que passa a reduzir o sulfato e assimilando os metais.

A técnica de redução bacteriana do sulfato (SRB) é indicada no tratamento de infiltrações ácidas de depósitos de rejeitos e águas freáticas contaminadas, através da técnica de barreiras filtrantes descrita adiante (Wildeman et. al., 1992), podendo ainda ser aplicado no tratamento de fluxos de DAM gerada em galerias abandonadas, através da instalação de um “selo hidráulico” capaz de impedir o ingresso de ar para o interior das galerias (Madeira et al., 2005).

3.5.9. Reator de Fluxo Vertical (RFV)

O reator de fluxo vertical, segundo Jones (1995), supera as limitações da produção de alcalinidade características do DAC anteriormente descrito, assim como dispensa a utilização de grandes áreas inundadas (wetland), necessárias quando se utilizam os DAC.

O processo é idêntico ao SRB, proporcionando o aumento da alcalinidade através da dissolução de calcário e redução bacteriana do sulfato. Compreende uma célula escavada onde o fundo impermeável é dotado de manta geomecânica de Alta Densidade (impermeável), drenada no fundo onde recebe um leito de calcário. Acima desta camada de calcário, é colocado o composto orgânico, composto por fezes de animais, serragem, folhas, galhos, madeira podre, palha, calcário, areia, etc..., cuja

permeabilidade favorece a passagem do efluente através de um meio redutor.

O dimensionamento destes reatores depende do balanço hídrico dos efluentes a serem tratados e dos limites legais permitidos para seu lançamento, a partir do que são estabelecidos os tempos para retenção (que pode variar de 12 a 15 horas), necessário à produção da alcalinidade desejada. Águas altamente ácidas podem ser tratadas fazendo-as percolar através de uma seqüência de reatores seguidos por bacias de aeração e decantação, onde os metais são precipitados.

3.6 – Exemplos de Gestão de Efluentes na Mineração

Investigações em novas tecnologias para depuração dos efluentes contaminados pela mineração, a recuperação de metais pesados com interesse econômico e pesquisas de recursos alternativos, estão sendo desenvolvidos em diversos centros tecnológicos de todo o mundo. Neste trabalhos, serão relatados três casos, Mount Lyell (Austrália), Martha Mine (Nova Zelândia) e Wheal Jane (Reino Unido) e, conforme enfoque deste trabalho, a região Carbonífera de Santa Catarina.

3.6.1 - Caso Mount Lyell (Cape Horn Mine - Tasmânia, Austrália)

Os pesquisadores Stewart Needham e Patrick McBride (1998), membros do grupo de pesquisa e supervisão dos procedimentos para problemas com drenagem ácida na costa Oeste da Austrália, registram o desastre ambiental mais expressivo registrado na região de Queenstown, Estado da Tasmânia (AUS), onde um antigo empreendimento mineiro encontra-se desativado. Neste local foi desenvolvida uma exploração de cobre a céu aberto, desativada em dezembro de 1994, ocasião em que o antigo minerador teve de pagar o equivalente a 2,5 Milhões de Dólares Australianos a título de compensação pelos danos ambientais causados. Este recurso foi depositado num “Fundo de Fechamento da Mina Mount Lyell” como forma de evitar futuras ações de responsabilização.

A simples desativação desta mina e criação do respectivo fundo, no entanto, não eliminam um legado de águas ácidas caracterizada por elevados teores de cobre (115,74 mg/L) medidos em vazões que podem alcançar 200 L/s (720 m³/h). Esta DAM tem origem nos rejeitos formados tanto pelo bota-fora das rochas encaixantes descartadas pela lavra quanto aos rejeitos do processo metalúrgico de concentração, dispostos sem

maiores cuidados às condições atmosféricas.

A incidência de águas pluviais que naturalmente recaem sobre esta área, resulta na infiltração e percolação de águas em contato direto com sulfetos metálicos já oxidados, promovendo desta forma a lixiviação da acidez e dos metais ali disponíveis para fora do perímetro deste empreendimento, resultando num lançamento médio diário equivalente a duas toneladas de cobre.

Para tratar deste problema, as autoridades Australianas criaram um programa identificado pela sigla MLRRDP “*Mount Lyell Remediation Research and Demonstration Program*”, o qual compreende uma estação piloto para pesquisa de sistemas visando a recuperação daquele sítio, atualmente executado por um departamento de estado identificado pela sigla DELM “*Department of Environment and Land Management*”.

Em 1995, um ano após o fechamento do empreendimento, um novo operador “*Mt Lyell Mining Company Ltd*” assumiu, simultaneamente, os direitos sobre a exploração do cobre ainda existentes naquela mina, assim como a responsabilidade pelo controle de uma parcela das emissões da drenagem ácida gerada. Isto o envolve diretamente no programa para tratamento e redução das emissões ácidas, o qual vem operando experimentalmente desde 1998, para o qual foi adotado um plano de gestão ambiental baseado nos melhores princípios e práticas disponíveis.

Como meta inicial, ficou estabelecido que o empreendedor buscaria definir o procedimento mais indicado para a redução das concentrações de metais no seu efluente, visando atingir níveis de emissão capazes de permitir o restabelecimento de vida aquática nas drenagens a jusante desta área “*King River*”, o que resultou em dois projetos já aprovados:

- O primeiro, visando a redução do volume da drenagem a ser tratada, contempla o desvio das águas de montante (não contaminadas), além de ações que visam minimizar o contato de águas boas com metais sulfetados e seus produtos de lixiviação;

- O segundo, compreende o estudo de três diferentes técnicas aplicadas a recuperação econômica de metais nobres dissolvidos na DAM, com destaque para o cobre, que além da elevada concentração, é altamente tóxico para desenvolvimento de organismos aquáticos.

A avaliação das técnicas abordadas com a finalidade de recuperação de metais dissolvidos é digna de nota, haja vista o desenvolvimento das seguintes técnicas e processos:

- Redução Bacteriana do Sulfato SRB “*Sulphate Reducing Bactéria*”;
- Eletrólise com extração por meio de solventes;
- Eletrólise via resina sólida de troca iônica.

Os estudos desenvolvidos pelo MLRRDP para a identificação da tecnologia que melhor se aplicaria à extração dos metais dissolvidos na drenagem ácida de *Mount Lyell*, em particular o cobre comercial, demonstraram a eficiência da troca iônica na extração de metais, que apesar do ineditismo desta aplicação, é uma técnica já consagrada. Sua desvantagem, no entanto, reside no fato de que a troca iônica exige uma neutralização complementar para a drenagem ácida, indispensável para a precipitação dos metais remanescentes, o que implica em custos adicionais relativos ao incremento no consumo de reagentes para neutralização. Feitas as contas, a comercialização do Cu não cobriria mais do que 30% das despesas com esta neutralização.

Por outro lado, a tecnologia mais atraente em termos de tratamento de DAM, com vantagens sobre a troca iônica, é a Redução Bacteriana do Sulfeto (SRB) do inglês “*Sulphate Reducing Bacteria*”, técnica que utiliza um processo natural observado em áreas alagadas do tipo “*wetland*”, que na região seria capaz de tratar 100% da drenagem ácida gerada em *Mount Lyell*. Os custos operacionais envolvidos são bastante razoáveis, assim como o respectivo investimento, sem contar que os metais então removidos poderiam ser recuperados a baixo custo, viabilizando o processo do ponto de vista econômico.

Tal avaliação, no entanto, foi estabelecida sobre dados de laboratório, havendo a necessidade de se avaliar a toxicidade das águas resultantes do tratamento por SRB sobre os organismos aquáticos, o que do ponto de vista econômico quanto ambiental, representa a chave para a implementação da solução indicada.

Desta forma, não se pode olvidar dos métodos de monitoramento através de bioindicadores, para o que foi recomendado o emprego da Truta Arco-íris e do Salmão Atlântico, os quais serão submetidos à água tratada circulada em tanques, com o que

será possível identificar a adaptação destes indicadores ao novo ecossistema aquático.

3.6.2 - Caso Martha Mine (Nova Zelândia)

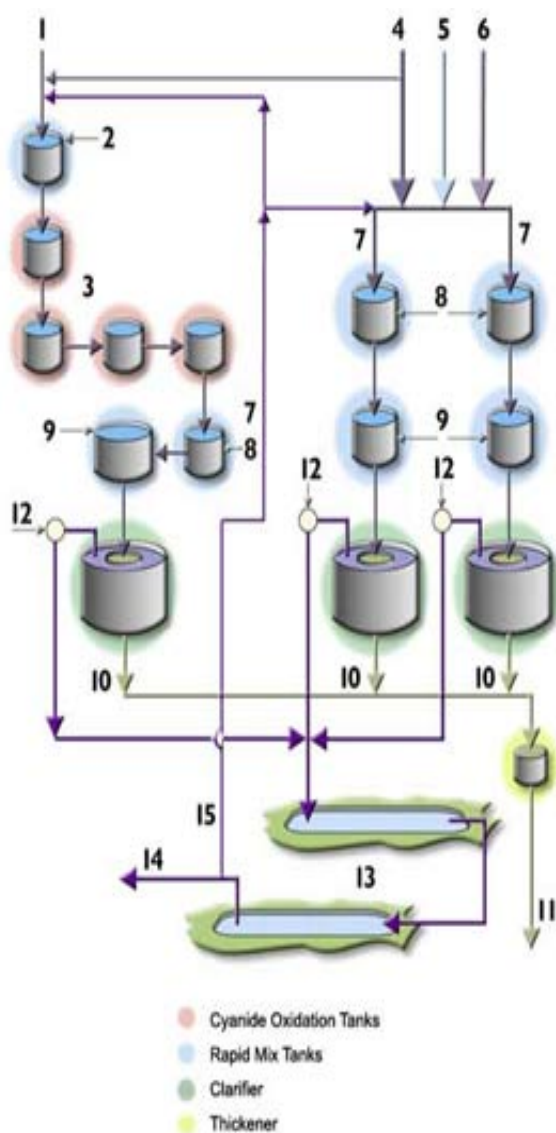
O sistema de gestão de efluentes desenvolvido para a Martha Mine, operada pela Newmont Mining Corporation (2006), está baseado em estudos prévios envolvendo a avaliação dos efeitos ambientais do empreendimento, cuja aprovação resultou de um amplo debate junto aos órgãos competentes que liberaram a autorização para exploração mineral em dezembro de 1998. As condicionantes ambientais contempladas num rigoroso controle sobre as emissões locais, caracterizadas pela DAM gerada pelo passivo existente, são agravadas pelo processo de concentração do ouro das pilhas de minério, que se dá por lixiviação com ácido cianídrico. Considerando a forte tradição pecuária da região, e extensão da área de minério e rejeitos expostos às condições atmosféricas, combinado ao elevado índice pluviométrico local (chega a atingir 2.300 mm ao ano), não é difícil dimensionar a complexidade e o desafio representados para a gestão destes efluentes.

Segundo Brodie (2001), a necessidade de expansão da área de bota-fora da mina, obriga a adoção de medidas especiais para controle de emissões como particulados, ruído, estabilidade de taludes e vibrações, entre outras, sendo consensual que o grande vilão está identificado na DAM. O sistema de monitoramento vinha registrando uma série de emissões fora dos padrões legais (baixo pH e alto teor de metais Fe, Mn, Al and Cu), levou a reavaliação das práticas de disposição de rejeitos e controles de drenagem ácida, levando o problema para uma abordagem mais pragmática.

Em outubro de 1999 foram aprovados os projetos complementares para gestão ambiental dos efluentes, tendo sido desenvolvido e implantado uns sistemas de tratamento compreendendo um pré-tratamento das águas contaminadas com cianeto, visando a eliminação do mesmo por meio de processos oxidativos, acompanhado de tratamento convencional de neutralização e clarificação com remoção dos metais e partículas em suspensão, para o que foi instalada uma planta de tratamento de efluentes dimensionada para uma vazão superior a 15.000 m³/dia de efluente sem contaminação por cianeto, mais 5.000 m³/dia de efluente cianetado, para o que conta com o auxílio de oxidantes, coagulantes e polímeros dosados e tratados conforme o diagrama da Figura

5A a seguir descrito:

- ✓ O Pré-tratamento das águas do processo de cianetação do minério (1) e da lixívia coletada pelo sistema de captação da drenagem de fundo das pilhas de rejeito (4), visa a oxidação do cianeto através da aplicação de peróxido de hidrogênio, sulfato de cobre e calcário adicionados a um tanque de mistura rápida (2);



- ✓ Para assegurar as reações de oxidação do cianeto, a solução pré-tratada flui através de 4 tanques de retenção (3). O peróxido de hidrogênio, na presença do cobre, é o processo químico de oxidação responsável pela destruição de todo o cianeto livre. O ácido fraco de cianeto dissociado também é oxidado durante o processo, resultando em compostos simples de carbono e nitrogênio;
- ✓ As águas livres da contaminação por cianeto, compreendidas pela drenagem da mina (5), efluente de bacia de decantação (6) e drenagem de pátio, são tratadas para remoção de metais residuais e sólidos em suspensão. Estes efluentes são direcionados para tanques de adição e mistura do calcário e cloreto férrico (8);

Figura 5A. Fluxograma de estação de tratamento da Martha Mine (Fonte: Newmont Mining Corporation , 2006)

- ✓ O calcário eleva o pH até 9,5 a 10 para indissolubilizar o cobre e outros metais, o que permite a remoção dos mesmos na água sobrenadante descartada dentro dos padrões legais de emissão. A adição de cloreto férrico juntamente com polieletrólito (9) tem a finalidade de acelerar a floculação e conseqüente remoção dos sólidos em suspensão na água. Os polieletrólitos podem ser empregados no tratamento de águas potáveis por não deixar resíduo remanescente, e por favorecer a clarificação do efluente tratado;
- ✓ O efluente tratado é então direcionado a espessadores (10) que tem a finalidade de clarificar a fase sobrenadante, promovendo ao mesmo tempo a remoção dos sólidos e metais em suspensão, os quais decantam formando uma lama acumulada no fundo desta instalação. Os espessadores são equipados para transportar esta lama através de bombas, direcionando-a até filtros-prensa, bacias de sedimentação e/ou depósitos de rejeito (11);
- ✓ A água extravasada destes espessadores sofre uma aplicação de dióxido de carbono (12), o qual visa a redução do pH visando seu ajuste para os padrões de emissão legal, efluente este que é direcionado a bacias de polimento (13). Estas bacias de polimento servem como pulmão para o sistema, conferindo um tempo hábil para a verificação da qualidade da água e eventual correção antes do seu descarte à drenagem local (14), permitindo sua recirculação visando tanto um novo tratamento quanto seu emprego no processo industrial.

As pilhas de estéril geradas pelas operações de lavra desenvolvidas entre 1880 e 1952, segundo Brodie (2001), foram dispostas sem qualquer cuidado em relação ao controle ambiental, resultando na drenagem da lixívia gerada a partir destas pilhas, drenando a referida DAM diretamente ao rio local (o rio Ohinemuri), acarretando graves conseqüências sobre a atividade agro-pecuária desenvolvida a jusante.

Com a retomada das atividades, o novo controlador passa a realizar ensaios de lixiviação em coluna, dados estes que estão expressos na Tabela 4, onde constam os resultados obtidos nos testes de lixiviação em coluna, os quais foram executados com os rejeitos produzidos em uma lavra pilotos, e que constituem o atual bota-fora desta mina a céu aberto.

Tabela 4. Comparativo dos efluentes no empreendimento (Fonte: Keith Brodie, 1998)

	Condições Pré - Operacionais	Monitoramento das Emissões (valor mínimo detectado)	
	Sem controle	Pré-Controle (1994)	Pós-Controle (1996)
pH	3,5	3,5	7,5
SO ₄ (mg/L)	1800-2200	2000	350
Al (mg/L)	20	4	<0,1
Sb (mg/L)	<0,002	0,004	<0,001
As (mg/L)	<0,005	0,001	<0,001
Cd (mg/L)	0,1	0,001	<0,0005
Ca (mg/L)	220	250	80
Co (mg/L)	3	0,2	0,02
Cu (mg/L)	1	0,5	0,01
Fe (mg/L)	15	20	0,2
Pb (mg/L)	0,3	0,007	<0,002
Mg (mg/L)	250	150	35
Mn (mg/L)	220	250	5
Hg (mg/L)	Não Avaliado	0,0003	<0,0001
Ni (mg/L)	3	0,3	0,02
K (mg/L)	35	20	10
Se (mg/L)	0,005	0,001	<0,001
Na (mg/L)	15	40	30
Zn (mg/L)	3.5	0,3	0,01

3.6.3 - Caso Wheal Jane (Cornwal - UK)

Segundo Hamilton, et al. (1997), a mina de cobre “*Wheal Jane*” havia sido desativada em março de 1991, tendo sido liberado em 1992 verbas do fundo ambiental de recuperação visando a elaboração de um plano para tratamento permanente da sua DAM. A empresa contratada para a execução deste projeto, a Knight Piésold Ltda., possuía experiência anterior envolvendo a elaboração de projeto, construção e operação de um sistema para tratamento passivo em Salt Lake City (EUA).

A avaliação do caso envolveu um estudo preliminar das alternativas de tratamento passivo e ativo, para o que foi projetada uma planta piloto, tendo sido escolhido a técnica de tratamento passivo. Esta planta piloto avaliou o desempenho de três sistemas distintos, cada qual contendo um mesmo estágio principal compreendendo cinco leitos aeróbios “*reed beds*”, uma célula anaeróbia e um filtro aeróbio em fragmentos de rocha. Destes sistemas, dois incorporam um pré-tratamento convencional

através da dosagem de leite de cal (neutralização), enquanto o terceiro sistema contou apenas com um dreno anóxico de calcário (Figura 5B).

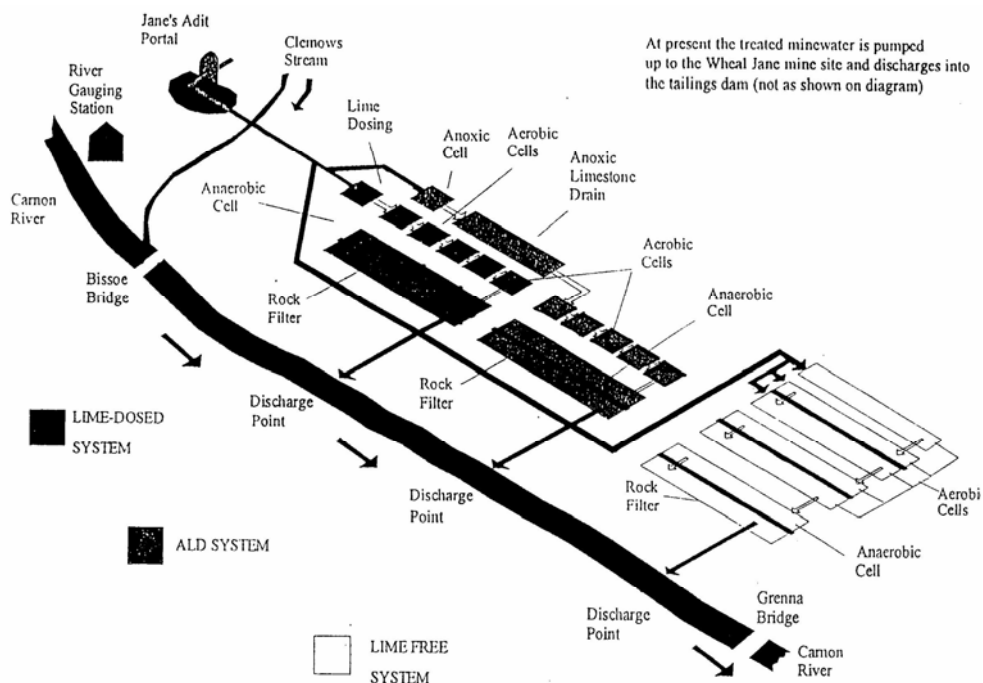


Figura 5B. “Layout” Esquemático da Planta Piloto para Tratamento Passivo (Fonte: Hamilton et al., 1999)

O dimensionamento da planta piloto foi estabelecido a partir da avaliação do tempo de retenção do efluente tratado, estipulada em duas semanas para cada sistema, permitindo desta forma a medida do desempenho de remoção dos contaminantes: ferro e arsênio nos circuitos aeróbios; zinco, cádmio, cobre e ferro residual nas células anaeróbias; e manganês no leito aeróbio de rocha.

O pH, e em menor extensão o potencial de redox (Eh), forneceram um indicativo da importância da química por trás da remoção de metais nos processos passivos de tratamento, considerando uma vazão influente com pH médio de 3,8 a 3,9.

A acentuada elevação do pH e a diminuição no Eh do Sistema ALD de célula anaeróbia, indicou a ocorrência de atividade bacteriana de redutora de sulfato (SRB). A elevação do pH foi menos pronunciada nos outros dois sistemas, indicando uma atividade SRB relativamente menor, embora a diminuição no Eh tivesse sido similar em todos os sistemas.

Somente no Sistema ALD de filtro rochoso apresentou aumento no pH (por um período de mais de três meses no verão de 1996), atribuído à atividade de algas. O declínio do pH nos circuitos desprovidos de pré-tratamento voa ALD, foi atribuído à precipitação do ferro residual na forma de hidróxido ferroso.

No Sistema Sem Cal, a carga média influente de 1,7 g Fe/m²/dia foi reduzida para 0,5 g Fe/m²/dia; enquanto os Sistemas ALD dosados com Cal, mostrou uma redução de 5,4 g Fe/m²/dia para 1,7 g Fe/m²/dia e 5,5 g Fe/m²/dia para 2,0 Fe/m²/dia, respectivamente. Assim, uma remoção maior pode ser observada nos sistemas que recebem pré-tratamento. Todavia, a carga por área unitária no sistema sem cal não foi tão alta quanto nos outros dois sistemas e por isso não se sabe atualmente se taxas de remoção comparáveis poderiam ser atingidas com uma carga influente similar por área unitária.

A percentagem de remoção de ferro atingiu 63 a 74% da carga de ferro inicial, remoção esta que foi limitada pela falta de pré-tratamento (neutralização), necessária à compensação da acidez gerada durante a reação de hidrólise de ferro ferroso.

No sistema ALD (dreno anóxico de calcário), as condições da água de mina influente para as células aeróbias satisfazem as exigências para precipitação do hidróxido ferroso devido ao pH elevado. No caso de sistemas que contam com dosagem de cal, as condições Eh e pH parecem acompanhar de perto o equilíbrio do hidróxido de ferro (II) e ferro (III), com um decréscimo no pH compensado por uma elevação no Eh ao longo da linha de equilíbrio.

Na prática, todavia, não importa o que seja realizado como “tratamento”, já que num sistema exposto às condições atmosféricas (sob os efeitos da chuva, evaporação e evapo-transpiração), fica difícil quantificar a taxa de aplicação e de remoção de metais em relação aos testes realizados. No período avaliado desta usina piloto, o efeito do tratamento acrescido de mais a chuva/evaporação, foi o de que a concentração média de ferro influente, de aproximadamente 140 mg/L, foi rebaixada para uma concentração efluente, variando de 36-49 mg/L.

A remoção do arsênio aproximou-se de uma média de 100% (isto é, abaixo do limite de detecção) nos três sistemas, embora com a ocorrência de alguma remoção nos estágios de pré-tratamento.

3.6.3. Caso da Região Carbonífera Sul-Catarinense

O carvão catarinense é parte fundamental na história da Região Sul do Estado, e para alguns municípios constitui a essência de sua própria história, que tem início com a extração em escala comercial datada em 1917 (Henrique Lage – Lauro Müller), sendo até hoje a maior fonte de energia não renovável do país.

As reservas carboníferas conhecidas no Brasil somam 32,3 bilhões de toneladas (0,33% do total mundial), equivalendo a 20 vezes as reservas de petróleo e 76 vezes as reservas de gás natural, enquanto as reservas concentradas no sul de Santa Catarina representam 10,8% dos recursos carboníferos brasileiros.

Na década de 1940, foi construída a Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), e após uma grande campanha, em 1953, Getúlio Vargas cria, dentre outras companhias nacionais, a Petrobrás e o Plano do Carvão Nacional.

Com a eclosão da primeira crise do petróleo na década de 1970, o governo brasileiro cria o Plano Nacional de Mobilização Energética (PNME), pelo qual foram financiados diversos empreendimentos visando o incremento da produção através da implantação de unidades mineiras totalmente mecanizadas, quando entraram em operação as primeiras unidades mineiras de grande porte.

Dentre estas unidades destaca-se a UM II – Verdinho, com capacidade para 2.480.000 t ROM / ano, implantada no Município de Forquilha no início dos anos oitenta, aonde vem operando a mais de 22 anos.

Como consequência deste programa governamental, o setor experimentou um rápido incremento na produção de carvão destinado ao abastecimento das grandes siderúrgicas e termelétricas nacionais, programa este que foi fator multiplicador dos impactos ambientais evidenciados no sul do país, notadamente pelos efeitos da drenagem ácida de mina.

Em meados da década de 1980, no Governo Sarney, são retirados os primeiros subsídios federais, processo este que culminou em 1990, no Governo Collor, com a eliminação total da obrigatoriedade do setor siderúrgico em relação ao carvão nacional e fechamento da Indústria Carboquímica Catarinense, levando toda região a uma profunda crise, decorrente da súbita supressão do mercado.

A região Carbonífera de Santa Catarina compreende cerca de 1.800 km² abrangendo áreas sob a jurisdição de nove municípios do sul do Estado, estendendo-se sobre três bacias hidrográficas: as bacias do rio Araranguá, Tubarão e Urussanga.

As atividades de mineração desenvolvidas na Bacia Carbonífera Catarinense nestes últimos 100 anos resultaram cerca de 5.000 ha de superfícies impactadas, o que decorre de práticas de lavra e beneficiamento conduzidas na maior parte do tempo dissociadas das melhores técnicas para controle ambiental.

Deste fato resulta o comprometimento da qualidade ambiental do solo e corpos d'água influenciados pela liberação da carga ácida e de metais carreados pela drenagem local, degradando desta forma os meios físico e biótico abrangendo os ecossistemas das referidas três bacias hidrográficas.

Neste contexto a água atua como solvente nos processos físico-químicos de formação de drenagem ácida, além de ser agente transportador da acidez e metais pesados resultantes destas reações, comprometendo a qualidade das áreas localizadas a jusante das áreas mineradas, comportamento este que a transforma num elemento difusor da poluição.

As jazidas de carvão em exploração nos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, conforme indicado na Tabela 5, compreendem vinte (20) minas ativas e dezesseis (16) usinas de beneficiamento.

O controle, mitigação ou mesmo a supressão deste processo poluidor, depende do melhor acondicionamento dos rejeitos ainda reativos, assim como da melhor gestão dos efluentes gerados pela atividade, para o que deverão ser empregadas as melhores técnicas e práticas disponibilizadas pela ciência, as quais vêm sendo implementadas em diferentes escalas de tratamento e controles apontados na Tabela 6.

Tabela 5. Atividades estabelecidas em mineração de carvão – 2005 (Fonte SIECESC).

Estados	Empresas	Lavra			Usinas	TOTAL (minas)
		CA	SS	Reb.		
Paraná	1		1		1	1
Santa Catarina	13	4	8	3	9	12
RGS	3	5	1		6	3

Tabela 6. Relação de empresas que implantaram e/ou planejam implantar sistemas de tratamento de efluentes (informações verbais).

EMPRESA	MÉTODO / PRINCÍPIO	VAZÃO TRATADA
CAMBUÍ	Tratamento ativo por adição de calcário em canal de escoamento que desemboca em bacia para decantação de metais hidrolisados.	PI = 50 m ³ /h
CRICIÚMA	Tratamento ativo por neutralização com soda e/ou cal (residual ou comercial) em linha com usina de beneficiamento mineral. Separação sólido / líquido em bacias de decantação.	PI = 1.100 m ³ /h
METROPOLITANA	Tratamento ativo por neutralização seguida de flotação por ar dissolvido (FAD).	PP = 10 m ³ /h PI = 300 m ³ /h
RIO DESERTO	Tratamento ativo com neutralização por soda e recirculação de água de beneficiamento. Separação sólido / líquido por decantador de lamelas.	Estação Piloto
BELLUNO	Tratamento ativo com neutralização por soda e filtro. Separação sólido / líquido por decantador de lamelas.	PI = 100 m ³ /h
SÃO DOMINGOS	Flotação de alta taxa	Projeto
COOPERMINAS	Tratamento por lodo ativado	PI = 150 m ³ /h
COPELMI	Tratamento ativo por leite de cal adicionado a canal de escoamento seguido de decantação em bacia e polimento.	PI = 100 m ³ /h
CRM	Tratamento ativo com leite de cal adicionado a canal de escoamento seguido de decantação em bacia e polimento.	PI = 100 m ³ /h

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Caracterização do Empreendimento

O presente trabalho foi realizado na Mina de Carvão UM-II – Verdinho, de propriedade da Carbonífera Criciúma S/A. Este empreendimento está situado no Município de Forquilha, na região Carbonífera do Estado de Santa Catarina, extraindo carvão da Camada Barro Branco.

A caracterização do empreendimento envolveu inicialmente a identificação de aspectos fisiográficos locais com base em observações locais, literatura técnica, imagens de satélite, fotografias aéreas, ortofotocartas e levantamentos topográficos. A descrição das atividades de lavra e beneficiamento, desenvolvidas no empreendimento levou em conta instalações, equipamentos e processos e foi baseado nos registros internos da Carbonífera Criciúma S/A.

4.2. Caracterização e Gestão dos Estéreis.

A caracterização dos resíduos sólidos foi realizada pela avaliação da periculosidade conforme a NBR 10.004, pela determinação do potencial de geração de DAM e pela análise elementar. A seguir estão descritos os procedimentos de coleta de amostras e de realização dos ensaios.

4.2.1. Coleta das Amostras

As amostras analisadas são representativas dos rejeitos de beneficiamento gerados no processo de jigagem por via úmida, pelo qual o minério é submetido a uma estratificação densimétrica resultante de sucessivas expansões do leito promovidas pela passagem de um fluxo ascendente de água através dos grânulos de minério em processamento. Com estes sucessivos fluxos a fração mais densa (rejeitos), tende a concentrar no fundo do jig, enquanto a fração mais leve (produtos), tende a concentrar-se no topo do jig. As três comportas de fundo do jig são responsáveis pela remoção desta fração mais densa (R1, R2 e R3), material este destinado aos depósitos de rejeitos que estão setorizados nos módulos A e B.

As respectivas amostras foram coletadas e encaminhadas para caracterização segundo procedimento estabelecido pela norma NBR 10007 (ABNT, 2004d), sendo as mesmas representativas de um mês de produção.

4.2.2. Ensaio de Periculosidade

As amostras de rejeitos foram submetidas a ensaios de caracterização para determinação do grau de periculosidade estabelecido pela norma NBR 10.004 (ABNT, 2004a), a qual é baseada em ensaios de Lixiviação estabelecidos pela norma NBR 10005 (ABNT, 2004b) e de Solubilização conforme a NBR 10.006 (ABNT, 2004c), todos eles conduzidos no Laboratório da Indústria Carbonífera Rio Deserto.

4.2.3. Potencial de Geração de DAM

A determinação do potencial de geração de DAM foi realizada pelo método de contabilização de ácidos e bases – “Acid Basic-Accounting Method (ABA)” - desenvolvido por Sobek (Sobek et al, 1978). É um ensaio que tem por objetivo determinar o balanço entre a produção de acidez e consumo de acidez (neutralização) pelos componentes minerais de uma amostra. O teste envolve o cálculo do potencial de produção acidez (AP) da amostra a partir de medidas da concentração de enxofre e a medição do potencial de neutralização (NP) (EPA, 1994).

A partir desses dados é calculado:

- potencial de neutralização líquido (NNP) = NP – AP

- razão do potencial de neutralização (NPR) = NP/AP

- onde o AP, NP e NNP são geralmente expressos em kg CaCO₃/t de amostra.

A determinação do potencial de acidez (AP) é realizada a partir do teor de enxofre total (Sobek) ou pirítico - FeS₂ (Sobek Modificado). Estequiometricamente, um mol de CaCO₃ é requerido por mol de S:

$$AP \text{ (kg CaCO}_3\text{/t amostra)} = (1000/32) \times \% S$$

A Determinação do Potencial de Neutralização foi feita pelo ataque da mesma através do ácido clorídrico aquecido a 90°C montante este determinado por titulação estequiométrica com NaOH até pH 7,0.

$$NP \text{ (kg CaCO}_3\text{/t amostra)} = (\text{HCl cons., g/g de amostra}) \times (50/36,5) \times 1000$$

Os critérios para identificação do potencial de geração de acidez dos materiais são (EPA, 1994):

Valores de NNP inferiores a 20 irão formar ácido

Valores de NNP superiores a 20 não irão formar ácido

Valores de NNP entre -20 e + 20 são de difícil verificação do potencial.

Valores do NPR menores 1:1 indicam a provável geração de DAM

Valores de NPR entre 1:1 e 2:1 indicam a possível geração de DAM

Valores de NPR entre 2:1 e 4:1 indicam que a DAM não é esperada

Valores de NPR maiores que 4:1 indicam que não será gerada a DAM.

4.2.4. Análise Imediata e Elementar do Minério e Produtos

Análise imediata do minério bruto de alimentação da usina e dos respectivos produtos (carvão e rejeitos) envolveu a determinação dos teores de cinza, matéria volátil, carbono fixo e umidade higroscópica seguiu a metodologia *standardt*; enquanto a análise elementar em termos de C, N, H e S total, assim como a determinação do poder calorífico superior (PCS), seguiu a via instrumental da “LECO”. Já a análise elementar das cinzas foi realizada por fluorescência de raios X, permitindo avaliar os teores em óxidos de SiO₂, Al₂O₃, Fe₂O₃, TiO₂, P₂O₅, MnO, CaO, MgO, Na₂O, K₂O, SO₃.

Estas análises foram realizadas no LAEC, Laboratório de Análises e Ensaios de Carvão (LAEC) de Criciúma (SC), além dos laboratórios do CIENTEC e IPT.

4.3. Caracterização e Gestão dos Efluentes

Para a avaliação das emissões de drenagem ácida gerada no empreendimento, foram considerados aspectos geológicos e hidrológicos, que permitiram a caracterização e quantificação dos mananciais hídricos, assim como dos efluentes envolvidos no âmbito do empreendimento.

4.3.1. Coleta das Amostras

A caracterização dos efluentes identificados na área estudada envolveu inicialmente o estabelecimento de critérios geológicos decorrentes dos trabalhos de prospeção e lavra, desenvolvidos na área do empreendimento, e que integram relatórios de monitoramento periodicamente apresentados ao DNPM e FATMA.

Identificaram-se 11 diferentes categorias de efluente, as quais foram amostradas para análises em laboratório. As amostras foram coletadas diretamente em bombonas plásticas de 2 litros, sendo encaminhadas diretamente ao laboratório do Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas (IPAT) da UNESC, situado a 15 minutos de carro da área deste empreendimento.

Amostras encaminhadas a laboratórios mais distantes, foram preservadas com ácido clorídrico concentrado, na proporção de 5,0 ml por litro efluente.

4.3.2. Análises das Águas.

As medidas de vazão foram obtidas diretamente em valos ou canais, canaletas e tubos, de acordo com as técnicas abaixo:

- Calha “sem pescoço”, realizada em canais pouco profundos e estreitos, os quais permitem a instalação deste tipo de equipamento descrito no manual para medida de vazões (ZETA/IESA, 1985);
- Tubos horizontais ou inclinados, com medidas da “curva balística” através de régua “L” graduada e auxílio de tabela de conversão (ZETA/IESA, 1985);
- Canal, calculado através do produto entre a seção do fluxo d’água e sua velocidade, medido com o aparelho medidor de corrente modelo HIROI (marca TAMAYA).

As análises de qualidade da água foram realizadas em termos de pH, temperatura, alcalinidade, dureza, cloretos, alumínio, cobre, ferro, fluoretos, manganês, mercúrio, nitratos, zinco, sólidos totais, sulfatos, oxigênio dissolvido e condutividade. Todas estas análises seguiram os procedimentos do “Standard Methods for Water and Wastewater Analysis” (APHA, 1995).

A maior parte dos ensaios químicos foram realizados no laboratório do Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas (IPAT) da UNESC, tendo sido também

efetuados testes e ensaios nos laboratórios da UNISUL (Universidade do Sul de Santa Catarina) e da UFSC (Universidade Federal de Santa Catarina).

4.4. Tratamento do Efluente em Laboratório

Após a identificação dos efluentes envolvidos no empreendimento, procedeu-se ensaios para realização do tratamento em escala de bancada. O tratamento foi realizado em uma amostra aleatória coletada no ano de 2005 e foi baseado no método de neutralização/precipitação. Empregou-se três agentes alcalinizantes: cal industrial, cal extinta e soda aluminizada.

A cal extinta é um resíduo líquido gerado a partir do processo de fabricação do acetileno a partir de carbureto de cálcio (CaC_2), sendo fornecido pela White Martins na forma de um concentrado líquido contendo 8% de sólidos, caracterizado pela elevada alcalinidade e teor de hidróxidos, conforme indicado na Tabela 7.

Tabela 7. Parâmetros químicos de amostra de cal extinta (base seca). Fonte: White Martins

PARÂMETRO MEDIDO	TEOR
Carbonato de Cálcio (CaCO_3)	8,32 %
Carbono Orgânico Total	0,168 %
Enxofre	< 0,1 %
Fósforo	8,68 (mg/kg)
Hidróxido de Cálcio (Ca(OH)_2)	88,79 %
Hidróxido de Magnésio (Mg(OH)_2)	0,109 %
Óxido de Alumínio (Al_2O_3)	0,18 %
Óxido de Cálcio (CaO)	1,15 %
Sílica (SiO_2)	0,22 %
Umidade	92,29 %

A soda aluminizada é um resíduo gerado nas fábricas de perfis de alumínio da ALCOA, situadas nos municípios de Tubarão (SC) e Santo André (SP), a qual resulta do uso da soda cáustica (50%) empregada na limpeza dos moldes de aço usados no processo de extrusão dos perfis de alumínio.

Esta limpeza consiste num banho destes moldes em soda quente, banho este que resulta na progressiva saturação da soda em alumínio, o que leva a necessidade de substituição da calda.

Isto justifica o caráter alcalino deste resíduo de aspecto turvo-pardacento rico em alumínio, conforme os dados listados na Tabela 8.

Tabela 8. Parâmetros químicos médios de amostras de soda aluminizada.

PARÂMETRO MEDIDO	Número Análises	Valor Máximo	Valor Mínimo	TEOR (%)
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	1	-	-	28,96
Dureza (mg/L)	2	53934	38600	46.267
Alumínio (mg / L)	4	52000	2825	21.271
Arsênio (mg/L)	2	0,01	< 0,01	< 0,1
Bário (mg/L)	2	ND	ND	ND
Chumbo (mg / L)	4	6,50	< 0,2	2,45
Cianeto (mg/L)	1	-	-	ND
Cobre (mg/L)	4	2,13	1,10	1,61
Cromo Total (mg/L)	2	0,70	ND	0,35
Ferro Total (mg/L)	3	21,1	9,60	14,63
Flúor (mg / L)	1	-	-	457
Manganês (mg /L)	2	1,60	0,40	1,0
Mercúrio (mg/L)	3	ND	ND	ND
Níquel (mg/L)	1	-	-	0,91
Nitrato (mg/L)	2	26,80	0,22	13,51
Sódio (mg/L)	3	103.000	8.450	42.583
Sulfato (mg/L)	2	12.378	382,8	6.380
Selênio (mg/L)	2	ND	ND	ND
Vanádio (mg/L)	1	-	-	ND
Zinco (mg/L)	4	3,40	0,10	1,86

A amostra de drenagem ácida foi neutralizada sob agitação constante em um aparelho de “Teste Jarros” a valores de pH de 5 a 10. Após atingir o pH requerido,

parou-se a agitação para que os hidróxidos metálicos precipitassem. Analisou-se o sobrenadante em termos de ferro, alumínio, manganês e zinco, além dos sulfatos.

Os metais foram analisados num espectrômetro de absorção atômica modelo AA-1275 da marca Varian, enquanto que o sulfato foi determinado pelo método turbidimétrico. Essas análises foram realizadas no Laboratório de Estudos Ambientais para Metalurgia (LEAmet – UFRGS) e seguiram os procedimentos do “Standard Methods for Water and Wastewater Analysis (APHA, 1995)”. Verificou-se também a quantidade de lodo gerada em cada tratamento.

4.5. Tratamento do Efluente em Planta Industrial

Os testes industriais foram conduzidos nas instalações da UM II – Verdinho, onde existem instalações para captação de efluentes usados em beneficiamento, assim como bacias de decantação, o que permitiu a aplicação do reagente alternativo (soda aluminizada) no tratamento do efluente aduzido ao sistema de beneficiamento, o qual resulta em uma polpa descartada em bacias de decantação. Este descarte, conseqüentemente, permite a avaliação da fase sólida (decantada) e da correspondente fase líquida (sobrenadante), permitindo a verificação dos resultados decorrentes da dosagem realizada.

Procurou-se, em escala industrial, comparar o desempenho do processo de neutralização e remoção de metais pela rota convencional (*end of pipe*) com a rota alternativa implementada na UM II – Verdinho, a qual aproveita toda infra-estrutura existente para beneficiamento do carvão mineral.

Para tanto, foram avaliadas as respectivas taxas de abatimento da acidez e dos metais bem como as taxas de sedimentação do lodo formado nas diferentes condições de neutralização para cada um dos reagentes empregados. O acompanhamento dos resultados obtidos com os testes constou de amostragens e análises dos efluentes e produtos resultantes deste tratamento (sobrenadante e decantado), os quais constaram de análises e ensaios físico-químicos do efluente e seu precipitado.

As análises e ensaios dos materiais monitorizados ao longo destes testes industriais foram realizados nos laboratórios da UNISUL (Universidade do Sul de Santa Catarina) e da UNESC (Universidade do Extremo Sul de Santa Catarina), as quais

seguem o “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 1995)”.

Os parâmetros analisados para os efluentes tratado e descartado, assim como o reagentes empregado incluem: pH, Acidez total, Alumínio, Arsênio, Cádmio, Chumbo, Cobre, Ferro Total, Magnésio, Manganês, Mercúrio, Sódio, Sólido Sedimentáveis, Sólidos Totais, Sulfatos e Zinco.

A fase sólida resultante do processo de decantação foi analisada no laboratório da UNISUL (Universidade do Sul de Santa Catarina), as quais seguem o “Standard Methods for the Examination of Watter and Wastwater of American Public Helt Association (APHA, op. cit.)”, tendo sido analisado o resíduo bruto e o extrato obtido de solubilização, em conformidade com a norma NBR 10004 para resíduos sólidos da ABNT (2004a).

4.6. Balanço Hídrico

Com base nas necessidades elencadas na fase preparatória a este projeto, procedeu-se a avaliação do balanço hídrico envolvendo as condições de drenagem em situações de normalidade operacional, sendo previsto, ainda, as situações de anormalidade decorrente de acidentes e emergências.

Foram empregados os dados de medida de vazão historicamente monitorados para as drenagens geradas na lavra subterrânea, bem como das águas captadas e circulantes em superfície, para o que também são colhidos dados meteorológicos da região.

Com base nos levantamentos de campo, foi possível o estabelecimento dos parâmetros mínimos para o dimensionamento do sistema de tratamento, necessário ao controle dos efluentes em situação de normalidade, o que corresponde ao volume de drenagem gerado pela drenagem subterrânea, ao qual deve-se acrescentar a contribuição das águas de lixiviação provenientes dos depósitos de rejeitos, águas de escoamento de pátios em situações de pluviosidade, e águas de contribuição das superfícies localizadas a montante do empreendimento.

As situações de anormalidade previstas no empreendimento também devem contar com sistemas complementares voltados a mitigação dos volumes a serem tratados, assim como o tratamento alternativo das vazões anômalas a serem abordadas em projetos específicos envolvendo sistemas passivos e ativos complementares ao sistema principal objeto deste trabalho.

Com o estabelecimento dos parâmetros de viabilidade técnica e econômica envolvida na implantação do sistema para tratamento de efluentes, foram definidas as obras físicas necessárias ao estabelecimento das condições operacionais de funcionamento deste projeto.

4.7. Avaliação dos Custos do Tratamento

A avaliação dos custos relacionados ao tratamento de efluentes foi realizado com base nos registros financeiros da Empresa Carbonífera Criciúma, nos anos de 2003, 2004 e 2005. Levou em conta o consumo de energia, insumos (reagentes), mão-de-obra, manutenção e serviços gerais.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O presente capítulo apresenta os resultados em relação à caracterização do empreendimento, caracterização de estéreis e rejeitos, análises dos fluxos de água existentes no empreendimento e de estudos em laboratório e planta industrial referentes ao controle da drenagem ácida de minas.

5.1. Caracterização do Empreendimento

A gestão dos efluentes gerados na UM II – Verdinho tem fundamento na abordagem dos fatores envolvidos na origem dos efluentes e das fontes de contaminação, caracterizadas de acordo com as condições geológicas e operacionais locais. Para entendimento destas relações devem ser consideradas as relações do ambiente fisiográfico com as características do jazimento e processos de mineração a seguir detalhados.

5.1.1. – Aspectos Fisiográficos Gerais

A área da Unidade Mineira II da Carbonífera Criciúma S.A. é caracterizada por um relevo suave drenado por duas microbacias, rios Mãe Luzia e Sangão, ambos tributários da Bacia Hidrográfica do Rio Araranguá. Segundo a sistematização adotada no Atlas de Santa Catarina (GAPLAN, 1986), esta rede hidrográfica compreende o Sistema da Vertente Atlântica que deságua no Oceano Atlântico.

O clima na região, segundo Caruso Júnior (1997), é controlado por massas de ar de origem tropical marítima e polar marítima, também designadas como o Anticiclone do Atlântico Sul e o Anticiclone Polar, respectivamente. Estas características permitem classificar o clima local como sendo do tipo “Cfa”, ou seja, “clima subtropical úmido sem estação seca e com verão quente” (Köppen, 1948). As temperaturas variam bastante, oscilando entre médias anuais em torno de 15 °C no inverno (junho), e 20 °C

no verão (janeiro). O regime pluvial apresenta uma precipitação média de 1400 mm ao ano, acumuladas ao longo de 100 dias de chuvas (Rübensan et al, 2001).

A área do estudo está inserida no âmbito de depósitos sedimentares de idade Quaternária, os quais formam um extenso sistema de leques aluviais capeados por sedimentos argilosos associados à Planície Fluvial (Martin et al, 1988). Este pacote de deposição recente encontra-se sobreposto à seqüência Gonduânica de idade Paleozoica, conhecida como Seqüência Vulcano-Sedimentar da Bacia do Paraná (Aborrage e Lopes, 1986), a qual comporta uma seqüência sedimentar que repousa discordantemente sobre o escudo cristalino formado localmente por Granitóides Calcálicos Tarditectônicos do Proterozóico Superior / Eopaleozóico (Caruso Júnior, 1997).

Segundo Aborrage e Lopes (1986), a referida seqüência sedimentar compreende siltitos e folhelhos formadores do Grupo Passa Dois (Formações Terezina, Serra Alta e Irati), assim como o Grupo Guatá, constituído pelas Formações Palermo e Rio Bonito, onde se encontram os principais horizontes de carvão explorados comercialmente nesta região. A camada de carvão Barro Branco explorada na UM II – Verdinho representa um pacote tabular, de grande extensão lateral, posicionada localmente a uma profundidade média de 160 m em relação à superfície.

A área do complexo industrial compreende usina de beneficiamento, pátios de estocagem, módulos de estéril, prédios de apoio, poços e plano inclinado, as quais somam 1.200.000 m² de superfície, devidamente delimitadas por sistema de canais de captação da drenagem superficial e diques de contenção periférica. Esta instalação guarda uma distância mínima de 200 m do Rio Mãe Luzia e 300 m do Rio Sangão, respectivamente posicionados a Oeste e Leste da área, num terreno cuja superfície é caracterizada pela suavidade do relevo (declividade < 1% para Sul), com cotas na superfície variando entre 10 m a 28 m acima do nível do mar.

Na foto aérea (Figura 6), estão indicados os limites da área do Complexo Industrial, bem como a indicação das áreas destinadas a disposição dos rejeitos (fino ou granulado), assim como as principais instalações e acessos à jazida.



Figura 6. Vista geral do empreendimento UM II – Verdinho.

5.1.2. – Lavra

O processo de extração do carvão mineral nesta unidade se dá pelo método de câmaras e pilares (BOKY, 1967), desenvolvido por equipes de produção que extraem o minério “*in situ*” pelo sistema “*drill and blasting*”. Trata-se de um ciclo de operações envolvendo atividades de desmonte, escoramento, limpeza/carregamento e transporte, os quais dependem das condições de ventilação e drenagem da mina.

Alíquotas mensais do carvão “*run-of-mine*” vêm sendo submetidas a análises imediata e elementar, assim como a análise dos óxidos constituintes da fração incombusta (cinzas) presente no minério. As características do carvão “*run-of-mine*”, ano de 2005, estão resumidas na Tabela 9.

Tabela 9. Características do carvão “*run-of-mine*” da UM II – Verdinho.

Análise Imediata e Elementar		Composição Química das Cinzas	
PARÂMETRO	TEOR	ELEMENTO	TEOR
Cinza	66,74 %	SiO ₂	56,97 %
Enxofre	4,12 %	Al ₂ O ₃	26,50 %
Material Volátil	14,93 %	Fe ₂ O ₃	7,50 %
Carbono Fixo	22,71 %	TiO ₂	1,20 %
Carbono	28,13 %	P ₂ O ₅	0,19 %
Hidrogênio	2,10 %	MnO	0,09 %
Nitrogênio	0,62 %	CaO	2,30 %
O + Halogênios	4,34 %	MgO	0,45 %
Umidade Higr.	1,21 %	Na ₂ O	0,20 %
FSI	0,5	K ₂ O	2,70 %
HGI	59	SO ₃	0,70 %
PCS (kcal/kg)	2.475,41	P.F.	1,20 %

Obs: valores médios obtidos no ano de 2005.

A operação de lavra exige contínua drenagem das águas freáticas que aportam às galerias desenvolvidas através de surgências naturais em fendas e fraturas, além das características da própria litologia encaixante (formação Rio Bonito). Adicionalmente, aportam águas superficiais, ou de aquífero de formações estratigraficamente superiores (leques aluviais), as quais escoam por gravidade através de furos de sonda não vedados e rachaduras geradas pela operação de desmonte de pilares praticada na mineração de carvão até o final da década de 80.

Em consequência disto, há necessidade de captação e direcionamento destas águas para a superfície, o que se dá através de um sistema de drenagem dimensionado para vazões superiores a 1.000 m³/h, sendo registrada uma vazão média equivalente a 540 m³/h de efluente, considerando 24 horas por dia.

Todo efluente drenado é equalizado com as águas captadas em superfície, cujo volume responde pelo suprimento da planta de beneficiamento mineral, sistema este que foi aproveitado integralmente para o gerenciamento do sistema de tratamento de efluentes.

O significativo volume de água usada no processo de beneficiamento, equivalente a 1.110 m³/h, garante ao empreendimento a necessária capacidade e flexibilidade de tratamento das vazões diárias registradas no Complexo Industrial da UM II – Verdinho, equivalente a 9.530,00 m³ para a operação em si, acrescido de 770 m³/dia de água industrial consumida.

5.1.3. Beneficiamento

O beneficiamento é o processo que resulta de uma seqüência de operações de cominuição e classificação física que resultam na homogeneização e concentração do carvão mineral. São realizadas as seguintes operações:

- Classificação e Britagem do minério ROM em peneira de duplo “deck” com aberturas de 104 mm e 39 mm, onde a fração passante (< 39 mm) é conduzida diretamente à pilha de alimentação da usina, enquanto o retido em 104 mm é direcionado a um britador de mandíbulas para posterior retomada ao início do processo, e a fração intermediária (> 39 mm e < 104 mm) é direcionada aos Britadores Cônicos, de onde segue para a pilha de alimentação da usina de beneficiamento;
- A Concentração do minério se dá através de operações unitárias envolvendo a separação sólido-sólido via úmida em operações distintas para as frações granuladas ($35 > \varnothing > 1$ mm) e finas ($\varnothing < 1$ mm). A primeira tratada por meio de meio de “jigüe” e a segunda via espirais e flotação.

O minério bruto (ROM) apresenta uma diversidade de constituintes de origem mineral, correspondente ao estéril (incombusto), o qual apresenta-se intercalado a estratos de carvão, cujo pacote integra o horizonte do minério explotado pela UMII – Verdinho, a denominada camada Barro Branco. Esta camada é extraída e transportada para a superfície, onde recebe um beneficiamento visando a concentração mineral com vistas ao mercado energético, processo este que resulta nos produtos indicados na Figura 7.

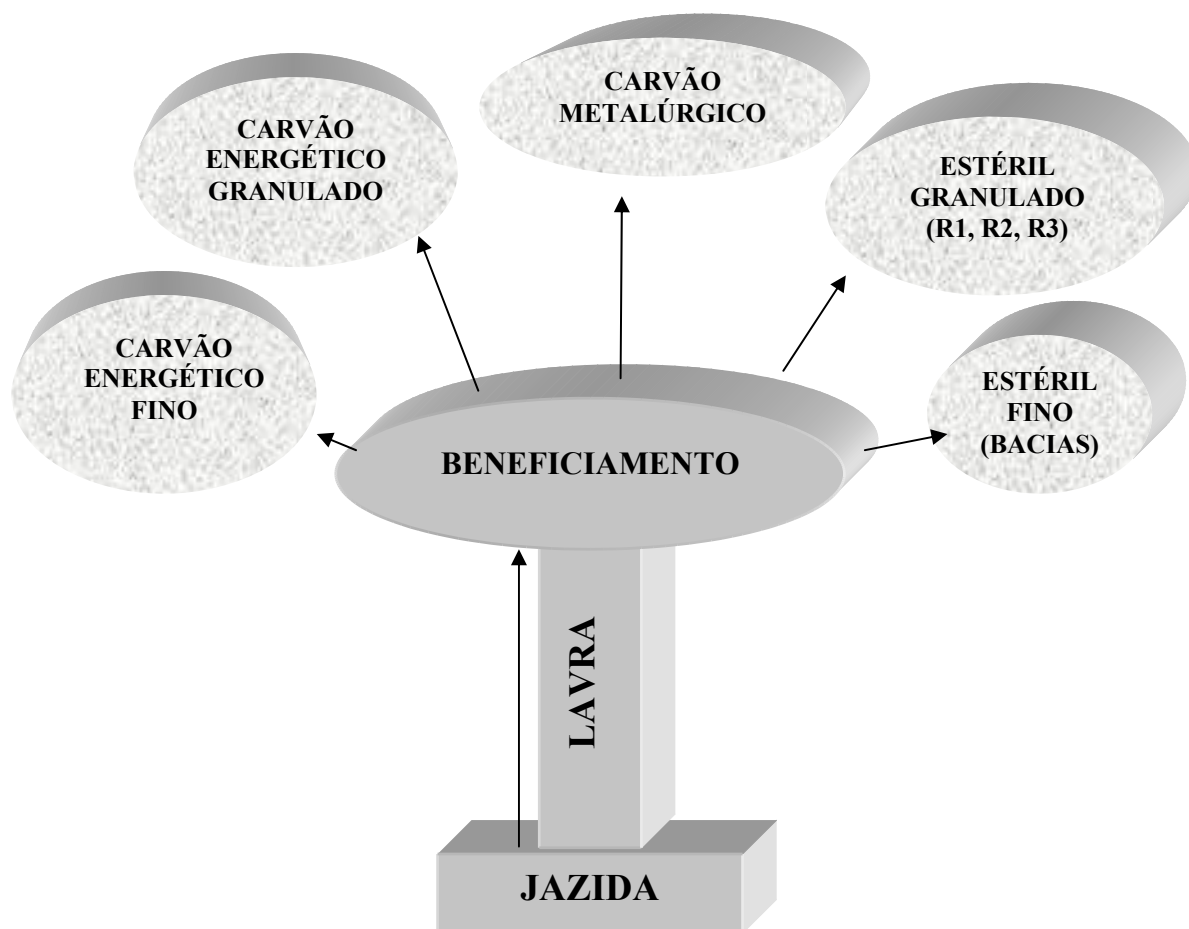


Figura 7. Diagrama dos Produtos de Mineração do Carvão na UM II – Verdinho.

Esta representação esquemática mostra a estrutura do processo industrial para a atividade de mineração de carvão, onde o minério só assume um valor comercial após o seu beneficiamento, quando o carvão atinge as características físico-químicas exigidas pelo mercado, restando um rejeito que deve ser disposto adequadamente.

O balanço de massa apresentado na Tabela 10 sintetiza a distribuição dos produtos gerados na UM II durante o ano de 2005. Trata-se de dados médios fornecidos pelo setor de beneficiamento e que correspondem ao fechamento dos registros mensais de produção combinados com resultados obtidos sobre ensaios e análises sistemáticas efetuados em amostras representativas do período.

Tabela 10. Balanço de Massas dos Produtos de Beneficiamento (Base 2005)

ROM (UM II - Verdinho)		VOLUME (%)	VOLUME (T)	Cz (%)	S (%)
		100.00	1,298,000.00	66.74	4.12
ESTÉRIL	R 1	26.76	347,357.00	84.81	6.5
	R 2	24.47	317,652.00	81.43	4.7
	R 3	2.81	36,501.00	63.74	3.7
	FINOS + CATA	8.81	114,321.00	76.26	4.41
TOTAL DE ESTÉRIL		62.85	815,831.00	81.35	5.38
PRODUTOS	CE 4500 (Granulado)	28.96	375,929.00	43.05	1.98
	CE 5200 (Granulado)	1.03	13,402.00	34.12	1.91
	CE6200 (Granulado)	0.18	2,298.00	29.5	1.88
	CE 4500 (Fino)	6.17	80,055.00	40.31	2.06
	CE 7280 (Flotado)	0.41	5,341.00	21.32	1.87
	Carbotrat	0.40	5,165.00	40.82	2.03
TOTAL PRODUTOS		37.15	482,190.00	42.02	1.99

Obs: valores médios obtidos no ano de 2005.

Dentro deste contexto, os rejeitos gerados no beneficiamento são os responsáveis pelos danos ambientais, em especial a drenagem ácida de minas. Assim, a caracterização e manejo destes materiais foram objeto de estudo e os resultados estão apresentados a seguir.

5.2. Caracterização e Gestão dos Estéreis

A caracterização do material estéril gerado pelo processo de beneficiamento constitui importante ferramenta na elaboração do plano de controle ambiental, havendo norma técnica estabelecendo os procedimentos para classificação destes resíduos industriais NBR 10004 (ABNT, 2004a), bem como para a disposição dos mesmos em conformidade com a NBR 13029 (ABNT, 1993a).

Os testes mais recentes de caracterização destes resíduos do beneficiamento, de acordo com os procedimentos para ensaios de lixiviação (ABNT, 2004b) e de

solubilização (ABNT, 2004c) constam no estudo desenvolvido pela Indústria Carbonífera Rio Deserto (Redivo, 2004).

O ensaio de lixiviação tem por finalidade a classificação do resíduo entre perigoso e não perigoso, conforme a NBR 10.004 (ABNT, 2004). O método consiste na lixiviação controlada do material em um meio levemente ácido, conforme descrito na NBR 10.005 (ANBT, 2004). Os parâmetros inorgânicos analisados estão listados na Tabela 11.

Tabela 11. Ensaio de lixiviação dos três rejeitos obtidos na operação de jigagem (Fonte: Redivo, 2004).

Parâmetros	R1	R2	R3	Limite Máximo no Extrato
Arsênio (mg/L)	< 0,001	< 0,001	< 0,001	1,0
Bário (mg/L)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	70,0
Cádmio (mg/L)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,5
Chumbo (mg/L)	ND	< 0,1	ND	1,0
Cromo Tot. (mg/L)	ND	ND	ND	5,0
Fluoreto (mg/L)	0,2	0,2	0,2	150,0
Mercúrio (mg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	0,1
Prata (mg/L)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	5,0
Selênio (mg/L)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	1,0

ND = Não detectado

Limite Máximo de acordo com o anexo G da listagem n.º. 7 da NBR 10004/2004

Pelos resultados obtidos neste ensaio, observa-se que os metais presentes no filtrado apresentaram valores inferiores aos limites máximos estabelecidos pela norma (anexo F da NBR 10004/04), o que caracteriza o estéril estudado como resíduo “Não-Perigoso”.

O ensaio de solubilização tem por finalidade a classificação do resíduo entre Não-Inert e Inerte, conforme a NBR 10.004 (ABNT, 2004). O procedimento segue a NBR 10.006 (ABNT, 2004), que consiste na imersão do material meio aquoso (água deionizada) por sete (7) dias. Após, o sobrenadante é filtrado e submetido à análise química. Os parâmetros inorgânicos analisados estão relacionados na Tabela 12.

Tabela 12. Ensaio de solubilização dos três produtos do jigue (Fonte: Redivo, 2004).

Parâmetros	R1	R2	R3	Limite Máximo no Extrato
Alumínio (mg/L)	3,43	3,01	3,05	0,2
Arsênio (mg/L)	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,01
Bário (mg/L)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,7
Cádmio (mg/L)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,005
Chumbo (mg/L)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,01
Cloreto (mg/L)	34,32	34,32	51,49	250,0
Cobre (mg/L)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	2,0
Cromo Tot. (mg/L)	ND	ND	ND	0,05
Ferro (mg/L)	0,62	0,19	0,16	0,3
Fluoreto (mg/L)	1,0	1,6	0,9	1,5
Manganês (mg/L)	< 0,1	0,10	0,41	0,1
Mercúrio (mg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	0,001
Nitrato (mg/L)	< 0,1	0,2	< 0,1	10,0
Prata (mg/L)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,05
Selênio (mg/L)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01
Sódio (mg/L)	71,4	48,4	39,1	200,0
Sulfato (mg/L)	88,26	115	306	250
Zinco (mg/L)	0,61	< 0,1	< 0,1	5,0

ND = Não detectado

Limite Máximo de acordo com o anexo G da listagem n°. 8 da NBR 10004/2004

Observa-se que elementos alumínio, ferro, fluoreto, manganês e sulfato apresentam eventualmente valores superiores aos limites máximos estabelecidos pela norma, (anexo G da NBR 10004/04), o que caracteriza o material estudado como “Não-Inerte”.

Assim, de acordo com a norma NBR 10004/2004, os diferentes produtos do jigue produzidos pela atividade da UM II – Verdinho estão enquadrados como resíduo Não Perigoso do tipo Não-Inerte – Classe II A.

Complementarmente aos ensaios para classificação dos rejeitos gerados no empreendimento, o material foi submetido a ensaios visando a determinação do potencial de geração de acidez (AP) e de geração de alcalinidade (NP), através dos quais foi calculado o potencial de neutralização líquido (NNP) e a razão do potencial de neutralização (NPR). Estes índices são empregados na avaliação da capacidade do resíduo liberar alcalinidade e/ou acidez para o meio (Tabelas 13 e 14).

Tabela 13. Potencial de neutralização e do potencial de acidez dos três produtos do jigüe (Fonte: Redivo, 2004)

Parâmetros	R1	R2	R3
NP	4,85	10,63	29,53
AP	300,31	177,81	214,69
NNP	- 295,46	- 167,18	- 185,16
NPR	0,016	0,060	0,137

NP = Potencial de Neutralização

AP = Potencial de Acidez

NNP = Potencial de Neutralização Líquido ($NNP=NP-AP$)

NPR = Razão do Potencial de Neutralização ($NPR=NP/AP$)

Os resultados dos ensaios mostram claramente o alto potencial de geração de acidez que caracteriza os rejeitos produzidos neste empreendimento. Os valores do NNP são inferiores a -20 e do NPR também inferiores à relação 1:1, critério empregados para indicar a geração de acidez.

Estas informações repercutem diretamente na orientação do projeto para disposição em pilha destes estéreis bem como na pesquisa de opções projetadas para a futura desativação destas pilhas. Tais depósitos estão implantados a mais de 20 anos na área do empreendimento. O terreno, relativamente plano, está coberto por um solo argiloso de alta plasticidade, que conta com uma espessura entre 4 e 6 m, estabelecido sobre um leque aluvial composto por sedimentos rudáceos inconsolidados medindo 15 a 20 m de espessura, parcialmente exposto junto às margens do Rio Mãe Luzia. O fundo destas pilhas apresenta, portanto, um isolamento natural que atenua eventual infiltração que possa atingir o lençol freático associado àquele depósito aluvial Quaternário, aqui identificado como “Aqüífero Quaternário”.

Por conta destas características, e pelo fato destas pilhas terem sido implantadas anteriormente a consolidação dos conceitos estabelecidos na referida norma técnica (NBR 13029, 1983), a maior dificuldade foi a adequação destes depósitos às melhores práticas de gestão de resíduos. Registre-se o fato de que tais depósitos estão situados sobre um espesso solo argiloso, o que minimiza os efeitos da DAM ao lençol freático profundo, ficando seus danos limitados a superfície, conforme registrado na Figura 8.



Figura 8. Detalhe do flanco exposto na pilha de rejeitos do Módulo B (Janeiro/1997).

A avaliação dos impactos ambientais representados na figura acima, relativa a falta de controles sobre as águas lixiviadas a partir de depósito de rejeitos em período que precedeu a implantação do sistema de gestão das drenagens da UM II - Verdinho, dá a dimensão dos danos decorrentes da falta de controle destas emissões, principalmente em relação a qualidade do solo, água e vegetação. Desta forma fica evidenciada a importância das medidas de contenção e controle destas águas de lixívia, cujo tratamento se impõe pelo fato de que tais emissões não serão reduzidas a curto ou médio prazo, mesmo com obras de recobrimento hoje recomendadas para este tipo de depósito. Ações mitigatórias visando o controle de águas meteóricas (pluviais) sobre as pilhas de rejeitos visam o isolamento deste em relação ao ar e a água, de forma a evitar a combustão espontânea e/ou contaminação de águas pelo contato com sulfetos oxidados.

As medidas adotadas compreendem a impermeabilização dos taludes laterais e topo de bancadas, obtida através da redução dos espaços livres entre os grãos de rejeitos, o que se dá por meio da mistura destes com o lodo retirado das bacias de decantação, e compactação desta massa, constituindo desta maneira desta forma o topo e as laterais destas pilhas (Figura 9).



Figura 9. Perfil do Isolamento e Proteção de Taludes

Com este procedimento de redução dos poros do material depositado, minimiza-se a percolação do ar e da água através desta massa, minimizando de forma drástica a taxa de oxidação da pirita, e conseqüentemente, a possibilidade de atingir o meio externo.

A aplicação de argila nas laterais dos taludes, por seu turno, tem a finalidade de manter a coesão do material compactado, além da conservação do talude contra processos erosivos, permitindo ao mesmo tempo o seu recobrimento com solo orgânico visando o restabelecimento de uma cobertura vegetal. Desta forma também estará sendo favorecido o escoamento superficial das águas pluviais, concomitantes à promoção do paisagismo, integrando estas pilhas ao ambiente rural que predomina na região.

A captação das águas de lixívia identificadas pela sigla EDR 4, se dá através dos canais e diques de contenção periférica implantados no entorno do Complexo Industrial, conforme observado na figura 10.

Tais estruturas vêm se mostrando adequadas para a contenção e captação dos efluentes lixiviados a partir dos depósitos de rejeitos (Figura 10).



Figura 10. Flanco do Módulo B após Obras de Contenção (Janeiro/2000)

Os rejeitos do beneficiamento mineral podem ser classificados de acordo com o tamanho das partículas e teor de umidade, uma vez que a fração grossa ($\varnothing > 1,0$ mm) apresenta menor umidade total em relação à fração fina ($\varnothing < 1,0$ mm), razão pela qual os primeiros podem ser acondicionados em silos e transportados por caminhão ao módulo de disposição final (Módulo B). Já as partículas finas, são descartadas na forma de suspensão descartada por meio de um duto em bacias de decantação (Módulo A). As quantidades de rejeitos dispostos na UM II – Verdinhos estão apresentadas nas Tabelas 14 e 15, para rejeitos granulados e finos, respectivamente.

Tabela 14. Volume avaliado dos rejeitos granulados dispostos na UM II - Verdinho até 2005.

INDICE	Área (m²)	Espessura (m)	ρ (t/m³)	Reserva (T)
Módulo A	240.000,00	5,00	2,00	2.400.000,00
Módulo B	270.000,00	15,00	2,00	11.280.000,00
Módulo 2 (Lav.)	30.000,00	10,00	2,00	600.000,00
Pátio do Lavador	120.000,00	2,00	2,00	480.000,00
Pátio das Oficinas	100.000,00	1,50	2,00	300.000,00
Estradas Internas	40.000,00	1,00	2,00	80.000,00
Estrada Acesso SR	56.000,00	2,50	2,00	280.000,00
TOTAL	856.000,00			15.420.000,00

Tabela 15. Volume avaliado de rejeitos finos dispostos na UM II - Verdinho até 2005.

INDICE	Área (m²)	Espessura (m)	D (t/m³)	Reserva (T)
Bacias Módulo A	124.800,00	5,00	1,80	1.123.200,00
Bacias Lavador	28.800,00	5,00	1,80	259.200,00
Finos Módulo B	15.000,00	3,00	1,80	141.000,00
TOTAL	168.600,00	4,82	1,80	1.523.400,00

Nas tabelas 16 e 17 estão lançados os dados sobre rejeitos coletados nos módulos A e B, respectivamente, os quais resultam de amostras colhidas a partir de 12 poços escavados com trado mecânico ($\varnothing = 450$ mm) a profundidades até 14 m, cujo material foi enviado para diferentes laboratórios (CIENTEC, IPT e LAEC), onde foram realizadas as análises visando uma avaliação qualitativa e espacial daqueles depósitos.

Na tabela 16 estão os dados da caracterização do rejeito fino decantado em bacias na área identificada como Módulo A, ao passo que a tabela 17 reúne as informações relativas aos rejeitos granulados depositados no módulo B.

Tabela 16. Composição média do rejeito fino disposto no Módulo A.

Análise Imediata e Elementar		Composição Química das Cinzas	
PARÂMETRO	TEOR	ELEMENTO	TEOR
Cinza	58,80 %	SiO ₂	57,80 %
Enxofre	1,81 %	Al ₂ O ₃	25,44 %
Material Volátil	19,70 %	Fe ₂ O ₃	5,03 %
Carbono Fixo	21,50 %	TiO ₂	1,21 %
Carbono	29,66 %	P ₂ O ₅	0,12 %
Hidrogênio	2,41 %	MnO	TR
Nitrogênio	0,52 %	CaO	3,30 %
O + Halogênios	6,80 %	MgO	0,55 %
Umidade Higr.	1,01 %	Na ₂ O	0,29 %
FSI	NR	K ₂ O	2,43 %
HGI	NR	SO ₃	1,54 %
PCS (Kcal/Kg)	2.257,28	P.F.	2,29 %

Tabela 17. Composição média do estéril granulado disposto no Módulo B.

Análise Imediata e Elementar		Composição Química das Cinzas	
PARÂMETRO	TEOR	ELEMENTO	TEOR
Cinza	77,35 %	SiO ₂	58,42 %
Enxofre	4,93 %	Al ₂ O ₃	26,19 %
Material Volátil	13,92 %	Fe ₂ O ₃	9,05 %
Carbono Fixo	8,73 %	TiO ₂	1,08 %
Carbono	10,35 %	P ₂ O ₅	0,08 %
Hidrogênio	1,26 %	MnO	0,05 %
Nitrogênio	0,23 %	CaO	0,92 %
O + Halogênios	7,12 %	MgO	0,56 %
Umidade Higr.	1,32 %	Na ₂ O	0,19 %
FSI	0,0	K ₂ O	2,11 %
HGI	NR	SO ₃	0,38 %
PCS (kcal/kg)	959,96	P.F.	0,97 %

TR = Traço

NR = Não Realizado

Comparando ambos os rejeitos, pode-se observar que o rejeito granulado apresenta o teor de cinzas e enxofre mais elevado 77,35% (Cz) e 4,93% (S), com um menor teor de carbono fixo 8,73% (CFx). O rejeito fino, por seu turno, apresenta um menor teor de cinzas 58,80% (Cz) e de enxofre 1,81% (S), acompanhado por um conteúdo de carbono fixo mais elevado 21,50% (CFx). A composição elementar das cinzas é muito semelhante para os dois rejeitos.

5.3. Caracterização e Gestão dos Efluentes

Em função da operação de lavra na UM II – Verdinho - estar sendo desenvolvida a mais de uma centena de metros abaixo do nível freático regional, existe uma pressão hidrodinâmica natural sobre as rochas encaixantes e estruturas associadas, tornando inevitável o aporte de águas freáticas às galerias lavradas. A questão que se levanta neste momento diz respeito a origem deste aporte, se diretamente da superfície (águas fluviais e / ou pluviais) ou de formações lito-estratigráficas distintas que lhe são sobrepostas, para o que cabem aqui algumas considerações a respeito da hidrogeologia local.

Segundo Krebs (2004), este aporte ocorre em função da maior ou menor permeabilidade das rochas encaixantes à camada de carvão Barro Branco, as quais são compostas principalmente por arenitos e siltitos arenosos normalmente permeáveis (exceto em zonas de matriz silicificada), geralmente afetados por estruturas distensivas identificadas como diques, falhas e/ou fraturas. Estudos geológicos revelam ainda que a formação Barro Branco constitui uma unidade estratigráfica que apresenta múltiplos intervalos faciológicos portadores de aquíferos.

No presente estágio de conhecimentos a cerca do comportamento litofaciológico dos aquíferos freáticos é que os mesmos estão associados a dois pacotes sedimentares: os arenitos Permo-Carboníferos da Formação Rio Bonito e os seixos Quaternários dos Leques Aluviais da Planície do Rio Mãe Luzia, fonte dos principais aportes de água ao interior das galerias.

Este sistema aquífero possui porosidade intergranular, é extenso, e apresenta geometria tabular, lenticular a sigmoidal, com regime de fluxo confinado que poderá ser estabelecido através das linhas de fluxo e equipotenciais, havendo um estudo ainda inédito que irá definir a origem da recarga destes aquíferos.

O estudo geológico e estrutural realizado por Krebs (2004), apoiado em observações no subsolo da mina, demonstrou que os fluxos preferenciais se concentram em algumas falhas e fraturas abertas, independentemente do comportamento dos diques que secionam a seqüência gonduânica, sendo investigada a hipótese de estas estruturas servirem como duto de ligação entre os aquíferos freáticos profundos (Rio Bonito) e as águas superficiais.

Adicionalmente aos fatores geológicos envolvidos, as práticas de mineração desenvolvidas até o final dos anos oitenta respondem pela maior carga de efluentes drenada pelas minas mais antigas. Dentre estas práticas, o desmonte total de pilares e a falta de cimentação dos furos de sondagem são fatores que muito contribuem para o aporte de águas superficiais ao interior da área minerada. No caso da UM II – Verdinho, cerca de 40% dos 4.743.189 m³ de águas drenadas do subsolo ao longo do ano 2005 provêm desta origem.

As águas drenadas em superfície, identificadas como efluente de retorno (EDR 4), corresponderam em 2005 a 2.013.248 m³, embora uma outra parcela das águas superficiais, estimada em 50% deste volume, tenha extravasado, infiltrado e/ou evaporado. Uma razão para a falta de controle desta vazão está no aporte de águas a montante do empreendimento, as quais provêm dos canais de irrigação e pastagens, numa superfície equivalente a 200 ha, sobre a qual a empresa não tem controle, já que seu aporte depende da intensidade pluvial e do manejo da rizicultura local, tendo sido registradas vazões que variáveis entre 0 e 15.000 m³/h.

Os registros da Tabela 18 indicam a vazão da DAM tratada (EDR 3 = 3.229.812 m³) pelo sistema ao longo dos anos de 2004 e 2005, vazão esta descartada de acordo com os padrões legais de emissão estabelecidos no Decreto Estadual n^o. 14.250, de 05.06.1981.

Do ponto de vista de gestão hídrica, os dois problemas a serem enfrentados residem nas vazões circulantes na área do Complexo Industrial, assim como na

condição físico-química deste efluente, decorrente das reações de oxidação do rejeito pirítico-carbonoso.

Estas emissões vêm sendo controladas através de uma rede de valos periféricos, cuja função é evitar a fuga da DAM para a superfície contígua, possibilitando desta forma a contenção da drenagem ácida aos limites do Complexo Industrial.

Este efluente mais concentrado (EDR 4), de coloração escura esverdeada, é contido por um sistema de valas e diques periféricos para contenção, o que lhe permite ser bombeado (EB 3) e conduzido à uma bacia de equalização onde se junta com as águas drenadas do subsolo (EDM 1), formando então o efluente empregado no processo de beneficiamento mineral (EDR 3). Em situações críticas e emergenciais, tais como enchentes, o referido dique também atua como anteparo contra eventual ingresso de águas externas ao sistema.

Para que o EDR 3 seja utilizado no processo de beneficiamento, o mesmo é bombeado (EB 2) para o reservatório situado no topo daquela usina de beneficiamento, a uma altura manométrica de 32 metros, sendo justamente aí que também se inicia o processo de tratamento desta drenagem.

O gerenciamento dos efluentes indicado no fluxograma da Figura 12 compreende a captação da DAM disponível no circuito para tratamento físico-químico, para o que conta com três Estações de Bombeamento instaladas na superfície do empreendimento (EB1, EB2 e EB3), e toda uma rede de canais e represas, pelos quais a drenagem é captada e redirecionada ao sistema de tratamento de DAM desenvolvido pela Carbonífera Criciúma S.A. (Pedido de Patente nº. 0301571-8 publicado na RPI no. 1783 de 08/05/2005).

Os registros da tabela 18 apontam para uma vazão de 3.229.812 m³ de DAM tratada ao longo do ano de 2005 pelo sistema implantado na UM II - Verdinho, vazão esta descartada em conformidade aos limites legais de emissão estabelecidos no Decreto Estadual nº. 14.250, de 05/06/1981.

Tabela 18. Registro de vazões de águas superficiais drenadas pelas 3 estações de bombeamento instaladas na UM II – Verdinho

RESUMO Nº BOMBA	HORAS ACUMULADAS (2005)												SOMA (H)	VAZÃO (m³/h)	ESTAÇÃO	VAZÃO (m³/h)
	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	sep	oct	nov	dec				
1	428.50	213.50	363.20	403.60	498.50	471.70	441.90	380.70	372.40	315.30	395.30	324.90	4609.50	400	EB - 1 (Q = 380m³/h)	3,619,768.00
2	423.40	215.70	420.44	265.04	430.58	482.30	402.62	395.13	359.00	351.28	343.16	351.27	4439.92	400		
3	221.89	140.96	258.75	242.20	300.31	285.78	261.11	244.26	234.52	214.09	224.38	214.92	2843.17	800	EB - 2 (Q = 610m³/h)	3,229,812.00
4	246.50	136.90	231.86	222.40	292.80	277.58	249.42	235.30	217.50	207.20	222.10	189.80	2729.36	350		
5	370.40	96.20	246.00	305.70	423.90	412.60	338.10	65.60	29.10	2.70	0.00	0.00	2290.30	245	EB - 3 (Q = 250m³/h)	2,013,248.30
6	102.48	23.83	42.33	193.90	414.46	320.11	285.81	229.52	341.84	313.26	342.72	309.78	2920.04	245		
7	122.80	123.80	312.10	380.20	118.40	204.20	213.70	190.70	282.40	348.00	391.20	319.50	3007.00	245		
RESUMO Nº BOMBA	HORAS ACUMULADAS (2004)												SOMA (H)	VAZÃO (m³/h)	ESTAÇÃO	VAZÃO (m³/h)
	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	sep	oct	nov	dec				
1	278.00	350.60	415.60	326.80	351.20	366.80	418.70	441.20	497.50	615.30	450.40	444.60	4956.70	400	EB - 1 (Q = 380m³/h)	3,874,960.00
2	261.00	347.70	406.10	306.80	345.20	354.90	394.40	418.70	469.70	616.00	397.20	413.00	4730.70	400		
3	196.04	221.16	215.86	183.90	192.73	205.66	216.22	236.46	299.78	346.78	252.41	255.87	2822.87	800	EB - 2 (Q = 610m³/h)	3,201,756.00
4	99.30	212.50	241.20	190.30	211.60	205.50	228.50	238.10	236.50	348.20	238.20	245.70	2695.60	350		
5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	382.10	583.60	390.70	357.80	1714.20	245	EB - 3 (Q = 250m³/h)	2,490,074.65
6	318.82	374.19	404.09	339.79	359.08	353.21	384.48	396.75	447.40	553.75	344.62	245.29	4521.47	245		
7	271.60	341.40	345.10	357.90	346.70	366.40	395.70	381.40	460.70	393.30	52.20	215.50	3927.90	245		

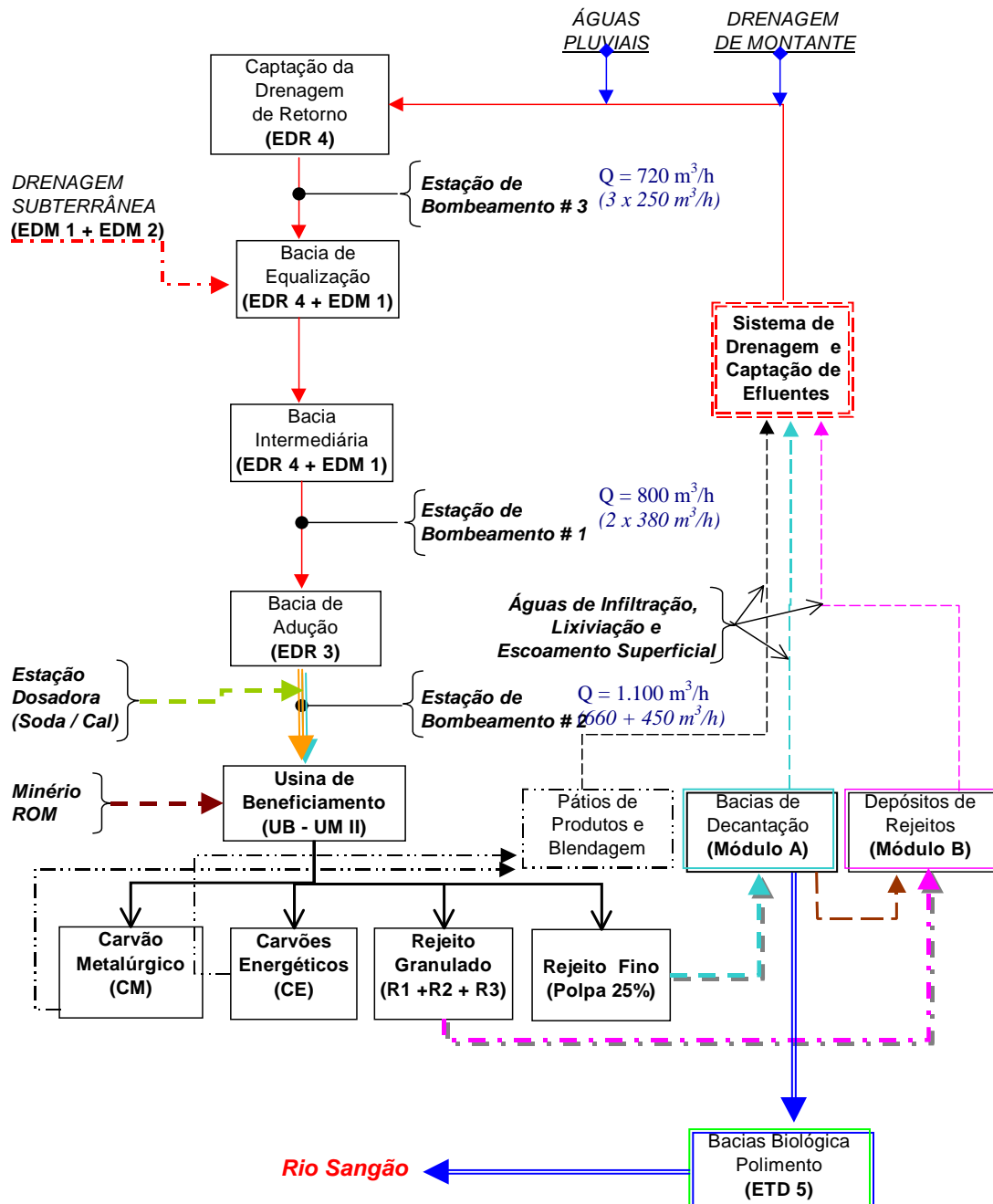


Figura 12. Fluxograma do sistema de drenagem da UM II – Verdinho.

O estudo dos efluentes envolvidos neste empreendimento compreendeu um estágio inicial de identificação e monitoramento contemplando tanto as águas drenadas no subsolo quanto aquelas captadas na superfície das instalações industriais. Preliminarmente, com base em critérios geológicos e físico-químicos, foi possível a identificação de 11 categorias de drenagens existentes na área deste empreendimento, as quais estão apresentadas e discutidas a seguir.

5.3.1. Água Freática Paleo-Mesozóico (AFPM)

A lavra de carvão em subsuperfície permite a exposição das rochas encaixantes relacionadas à Formação Rio Bonito, cuja constituição litológica predominantemente arenosa permite a acumulação e percolação de águas freáticas. Estas rochas, sob determinadas condições estruturais, quando expostas pela exploração mineral permitem o ingresso de água freática ao interior da mina, em volumes e duração variáveis em função das características da rocha reservatório e sua capacidade de recarga. Tais águas incidem na forma de surgências, algumas vezes capturadas por furos de sonda horizontais (furos no subsolo), apresentando invariavelmente teores de sulfato evidenciado pelo odor característico. As análises químicas confirmam esta característica, a qual deve ser atribuída ao ambiente formador da rocha reservatório, descrito por Della Fávera et al. (1995) como de natureza siliciclástica orgânica, envolvendo arenitos quartzosos, siltitos argilosos e folhelhos carbonosos (inclusive carvão), compreendendo um perfil que grada de um ambiente fluvial (no intervalo superior) até o sistema deltaico de plataforma rasa (intervalo inferior), de caráter geoquímico redutor. As características da água freática Paleo-Mesozóico está apresentado na Tabela 19. Verifica-se que esta água apresenta um caráter neutro de pH.

Tabela 19. Qualidade da água do aquífero Paleo-Mesozóico.

PARÂMETRO	Ponto de Amostragem		
	(1085 –21/05/02)	(Média de 2)	(Média de 2)
	128/NW8/NW I	42/NW5/NW I	44/SW7/SW I
pH (23 °C)	7,5	7,4	7,5
Sólidos Totais (mg/L)	2888	1689	7000
Acidez Total (mg/L CaCO ₃)	7,0	6,2	7,9
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	NR	111,15	84,71
Dureza Total (CaCO ₃ /L)	NR	322,70	312,51
Cloretos (mg/L)	NR	435	421
Nitrato (mg/L)	0,6	NR	NR
Sulfatos (mg/L)	1040	585	845
Alumínio (mg/L)	< 0,1	NR	NR
Cobre (mg/L)	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Ferro Total (mg/L)	0,24	0,40	1,32
Fluoreto (mg/L)	3,7	NR	NR
Manganês (mg/L)	0,23	0,19	0,43
Zinco (mg/L)	< 0,01	0,02	< 0,005
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	NR	NR	0,33
Condutividade (µS/cm)	NR	NR	2690,00

5.3.2. Água Freática Quaternária (AFQ)

Na área do empreendimento, ocorre um espesso depósito aluvial, de idade Quaternária, cujo conglomerado comporta uma grande quantidade de água freática. Esta água pode ingressar na área de lavra, indiretamente, através da recarga da formação Paleo-Mesozóica Rio Bonito; ou diretamente, através de fraturas e furos de sonda não impermeabilizados. O que sabe-se sobre este aquífero é proporcionado pelas análises realizadas a partir de poços piezométricos que atravessam a zona de seixos. Para a caracterização deste manancial, tomou-se os dados obtidos em três piezômetros instalados em áreas ainda não exploradas, tendo sido relacionados os dados médios de análises na Tabela 20. Pode-se observar que esta água, apresenta um pH neutro.

Tabela 20. Qualidade da água do aquífero Quaternário.

PARÂMETRO	Ponto de Amostragem		
	(Média de 6)	(Média de 6)	(Média de 5)
	PFS 1	PFS 3	PFS 5
pH (23 °C)	5,4	6,8	6,7
Sólidos Totais (mg/L)	357	232	459
Acidez Total (mg/L CaCO ₃)	141	11	19
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	NR	NR	NR
Nitrato (mg/L)	1,3	0,4	0,9
Sulfatos (mg/L)	17	49	28
Alumínio (mg/L)	4,2	< 0,1	< 0,1
Cobre (mg/L)	0,1	< 0,01	< 0,01
Ferro Total (mg/L)	22,7	5,3	5,5
Fluoreto (mg/L)	NR	NR	NR
Manganês (mg/L)	0,2	0,7	0,6
Zinco (mg/L)	0,05	< 0,01	< 0,01

5.3.3. Efluente de Galeria Inundada (SE I)

A inundação completa de setores já lavrados resulta da desativação do sistema de drenagem, combinada com as condições de declividade da camada explorada, a qual poderá favorecer ao acúmulo de águas freáticas. Este acúmulo leva à expulsão do ar, isolando desta forma o minério exposto pela atividade de lavra. Pela ausência de oxigênio, as reações químicas responsáveis pela acidificação das drenagens de mina, tendem a diminuir. Estas condições estão presentes na drenagem do Eixo SE I, explorado entre 1984 a 1993, cujas câmaras inundadas a mais de 10 anos encontram-se a 160 m de profundidade, as quais foram caracterizadas por ocasião do “Estudo do Tratamento da Água de Mina de Carvão da Carbonífera Criciúma S.A.” (convênio UFSC / CCSA - 1998), tendo sido obtidos os parâmetros médios relacionados na Tabela 21.

Tabela 21. Qualidade de água em galerias de mina inundadas.

PARÂMETRO	Ponto de Amostragem	
	UFSC (448 ^a -04/09/98)	IPAT (219 - 19/05/98)
	Eixo SE I	Eixo SE I
pH	6,4	6,2
Sólidos Totais (mg/L)	2302	2270
Acidez Total (mg/L CaCO ₃)	30,8	74,8
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	224,77	NR
Dureza Total (CaCO ₃ /L)	852,57	NR
Cloretos (mg/L)	124,75	NR
Nitrato (mg/L)	NR	NR
Sulfatos (mg/L)	1500	1241
Alumínio (mg/L)	NR	NR
Cobre (mg/L)	0,52	< 0,01
Ferro Total (mg/L)	39,5	32,4
Fluoreto (mg/L)	NR	NR
Manganês (mg/L)	2,9	3,24
Zinco (mg/L)	< 0,01	0,01
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	NR	NR
Condutividade (µs/cm)	NR	NR

5.3.4. Efluente de Galeria Ativa (SW I e NW III)

Os efluentes gerados em frentes de produção, e que são drenados para que estas atividades possam se desenvolver com normalidade, refletem padrões físico-químicos que caracterizam águas que aportam no interior das galerias e entram em contato com o minério recém exposto, num tempo de residência inferior a 14 horas. A Tabela 22 apresenta duas situações em que as águas são drenadas nestas condições de exposição. O tempo de contato de água com a rocha é insuficiente para a formação de uma acidez expressiva.

Tabela 22. Qualidade da água gerada em áreas ativas não inundadas

PARÂMETRO	Ponto de amostragem	
	UFSC (448b-04/09/98)	IPAT (217 - 19/05/98)
	Eixo NW III	Eixo SW I
pH	6,3	5,9
Sólidos Totais (mg/L)	1171	1431
Acidez Total (mg/L CaCO ₃)	8,9	35,5
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	22,2	NR
Dureza Total (CaCO ₃ /L)	254,9	NR
Cloretos (mg de Cl/L)	232	NR
Nitrato (mg/L)	NR	NR
Sulfatos (mg/L)	500	1226
Alumínio (mg/L)	NR	NR
Cobre (mg/L)	0,08	< 0,01
Ferro Total (mg/L)	13,00	9,70
Fluoreto (mg/L)	NR	NR
Manganês (mg/L)	1,60	1,81
Zinco (mg/L)	0,07	0,68
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	NR	NR
Condutividade (µs/cm)	NR	NR

5.3.5. Efluente de Galeria Inativa (NW I e NW II)

As áreas que tiveram suas atividades de lavra suspensas por período superior a 2 meses, mas que por razões estruturais e topográficas continuam a drenar as águas que aportam naquele setor, apresentam parâmetros físico-químicos com qualidade inferior as áreas em atividade, conforme indicado na Tabela 23. Pode-se observar a água é bastante ácida, com pH igual ou inferior a 3,0.

Tabela 23. Qualidade da água gerada em áreas inativas não inundadas.

PARÂMETRO	Ponto de Amostragem			
	IPAT (218 - 19/05/98)	IPAT (1973 - 13/09/02)	IPAT (216 - 19/05/98)	IPAT (1974 - 13/09/02)
	Eixo NW I	Eixo NW I	Eixo NW II	Eixo NW II
pH	2,8	3,0	2,6	3,0
Sólidos Totais (mg/L)	2016	1579	3676	2725
Acidez Total (mg/L CaCO ₃)	350,6	177	1182,8	461
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	NR	< 1	NR	< 1
Dureza Total (CaCO ₃ /L)	NR	337	NR	733
Cloretos (mg de Cl/L)	NR	305	NR	409
Nitrato (mg/L)	NR	*	NR	1,3
Sulfatos (mg/L)	1107	726	2217	1365
Alumínio (mg/L)	NR	7,8	NR	17,6
Cobre (mg/L)	0,04	0,04	0,18	0,05
Ferro Total (mg/L)	49,20	22,60	262,12	113,00
Fluoreto (mg/L)	NR	0,5	NR	0,6
Manganês (mg/L)	3,94	1,21	10,60	5,80
Zinco (mg/L)	1,49	0,80	3,9	1,63
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	NR	NR	NR	NR
Condutividade (µs/cm)	NR	2.350	NR	3650

(*) Não foi possível realizar análise de Nitrogênio devido a interferência da amostra

5.3.6. Efluente de Drenagem Subterrânea (EDM 1)

As águas coletadas no interior da mina são direcionadas a um reservatório comum, de onde é bombeada até a superfície, formando uma emissão representativa do efluente drenado da mina - “Efluente de Drenagem de Mina” (EDM 1). Este efluente vem sendo amostrado e analisado sistematicamente a mais de 10 anos, o que permitiu o registro dos dados médios reunidos na Tabela 24. Pode-se observar que este efluente apresenta um caráter levemente ácido.

Tabela 24. Qualidade da água no Poço 1 da UM II – Verdinho (EDM 1).

PARÂMETRO	Ponto de Amostragem		
	IPAT (1992)	IPAT (2001)	IPAT (2002)
	EDM 1	EDM 1	EDM 1
pH	6,71	4,44	4,51
Sólidos Totais (mg/L)	NR	2207	2211
Acidez Total (mg/L CaCO ₃)	54,59	92	128
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	NR	NR	NR
Dureza Total (CaCO ₃ /L)	NR	NR	NR
Cloretos (mg/L)	NR	NR	NR
Nitrato (mg/L)	NR	NR	NR
Sulfatos (mg/L)	1029,60	1033	1190
Alumínio (mg/L)	NR	6,74	4,73
Cobre (mg/L)	0,94	< 0,01	< 0,01
Ferro Total (mg/L)	24,10	24,66	18,46
Fluoreto (mg/L)	NR	NR	NR
Manganês (mg/L)	2,14	3,06	3,04
Zinco (mg/L)	0,73	0,53	0,51
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	NR	NR	NR
Condutividade (µs/cm)	NR	NR	1.400

5.3.7. Drenagem Superficial de Montante (DSM)

Trata-se das águas de acumulação e escoamento superficial que aportam ao circuito desta unidade mineira em volumes variáveis em função do regime pluvial. Sua caracterização decorre do projeto elaborado para a construção de um canal de desvio a montante deste empreendimento, o qual tem a função de impedir o aporte desta drenagem de melhor qualidade ao parque industrial da UM II, onde certamente seria contaminada. A Tabela 25 reúne os índices analisados sobre 3 amostragens distintas. Pode-se observar que esta água apresenta um caráter neutro.

Tabela 25. Qualidade da água superficial a montante da UM II – Verdinho (AH).

PARÂMETRO	Pontos de Amostragem		
	IPAT (AH)	GEO (Mai – 2002)	GEO (Set – 2002)
	AH	CRI 02 ^A	CRI 02C
pH	7,06	6,4	6,3
Sólidos Totais (mg/L)	87	261	78,5
Acidez Total (mg/L CaCO ₃)	1,9	8,5	16,5
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	NR	NR	NR
Dureza Total (CaCO ₃ /L)	NR	NR	NR
Cloretos (mg/L)	NR	NR	NR
Nitrato (mg/L)	NR	NR	NR
Sulfatos (mg/L)	8,07	29	19
Alumínio (mg/L)	NR	NR	NR
Cobre (mg/L)	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Ferro Total (mg/L)	0,43	3,67	1,20
Fluoreto (mg/L)	NR	NR	NR
Manganês (mg/L)	< 0,01	0,33	0,22
Zinco (mg/L)	< 0,005	0,02	< 0,01
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	NR	NR	NR
Condutividade (µs/cm)	NR	0,138	0,122

5.3.8. Efluente da Lixiviação de Rejeitos (ELR)

A presença de depósitos de rejeitos não impermeabilizados no âmbito do complexo industrial da UM II – Verdinho, propicia a infiltração de águas pluviais que permeiam estes depósitos, favorecendo os processos de oxidação da pirita, carreando íons metálicos dissolvidos em águas extremamente ácidas. Estas águas são caracterizadas pela grande quantidade íons metálicos e sulfatos dissolvidos em meio extremamente ácido, conforme se depreende dos registros da Tabela 26.

Tabela 26. Qualidade da água de lixiviação dos depósitos de rejeito (ELR).

PARÂMETRO	Pontos de Amostragem	
	IPAT 908/01	IPAT 849/02
	ELR_B	ELR_B
pH	2,7	2,0
Sólidos Totais (mg/L)	9406	NR
Acidez Total (mg/L CaCO ₃)	3194	18223
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	NR	NR
Dureza Total (CaCO ₃ /L)	NR	NR
Cloretos (mg/L)	NR	NR
Nitrato (mg/L)	1,8	NR
Sulfatos (mg/L)	5200	16000
Alumínio (mg/L)	210	1560
Cobre (mg/L)	0,21	2
Ferro Total (mg/L)	720	3460
Fluoreto (mg/L)	NR	NR
Manganês (mg/L)	25	122
Zinco (mg/L)	16	90
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	NR	NR
Condutividade (µs/cm)	NR	NR

5.3.8. Efluente de Drenagem Superficial (EDR 4)

Todas as águas drenadas na superfície do complexo industrial da UM II – Verdinho (estação EDR 4 = águas pluviais de escoamento superficial e de montante, águas de drenagem de pátios, águas de infiltração e lixiviação de rejeitos), são captadas por meio de canais para posterior tratamento. Estas águas possuem grande quantidade íons metálicos e sulfatos dissolvidos em meio ácido, conforme indicado na Tabela 27, onde constam os registros médios de 3 anos de monitorização de efluentes.

Tabela 27. Qualidade de água de drenagem superficial de retorno (EDR 4).

PARÂMETRO	Pontos de Amostragem		
	IPAT (2000)	IPAT (2001)	IPAT (2002)
	EDR 4	EDR 4	EDR 4
pH	2,82	2,99	3,08
Sólidos Totais (mg/L)	3788	2799	2558
Acidez Total (mg/L CaCO ₃)	1408	735	702
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	NR	NR	NR
Dureza Total (CaCO ₃ /L)	NR	NR	NR
Cloretos (mg/L)	NR	NR	NR
Nitrato (mg/L)	NR	NR	NR
Sulfatos (mg/L)	2033	1705	1917
Alumínio (mg/L)	120	42	59
Cobre (mg/L)	0,14	0,07	0,06
Ferro Total (mg/L)	408	172	270
Fluoreto (mg/L)	NR	NR	NR
Manganês (mg/L)	9,33	7,66	10,12
Zinco (mg/L)	6,14	2,67	5,30
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	NR	NR	NR
Condutividade (µs/cm)	NR	NR	NR

5.3.9. Efluente Aduzido à Usina de Beneficiamento (EDR 3)

Às águas drenadas na superfície do complexo industrial da UM II – Verdinho (EDR 4), com vazão aproximada de 290 m³/h, somam-se águas drenadas do subsolo (EDM 1), com vazão medida de 475 m³/h, resultando num efluente caracterizado conforme apresentado na Tabela 28.

Este efluente é direcionado para uma bacia com volume útil de 11.000 m³ (EDR 3), de onde é aduzido para utilização no processo de beneficiamento, bem como para tratamento físico-químico (neutralização e decantação), após o qual a fração clarificada é descartada para a drenagem local na forma de um efluente final.

Tabela 28. Qualidade da água aduzida à usina de beneficiamento (EDR 3).

PARÂMETRO	Pontos de Amostragem		
	IPAT (2000)	IPAT (2001)	IPAT (2002)
	EDR 3	EDR 3	EDR 3
pH	3,28	3,09	3,01
Sólidos Totais (mg/L)	2380	2281	2404
Acidez Total (mg/L CaCO ₃)	158	260	319
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	NR	NR	NR
Dureza Total (CaCO ₃ /L)	NR	NR	NR
Cloretos (mg/L)	NR	NR	NR
Nitrato (mg/L)	NR	NR	NR
Sulfatos (mg/L)	1044	1320	1333
Alumínio (mg/L)	13,93	17,97	15,40
Cobre (mg/L)	0,03	0,05	0,03
Ferro Total (mg/L)	16,08	25,21	37,41
Fluoreto (mg/L)	NR	NR	NR
Manganês (mg/L)	4,39	4,99	4,97
Zinco (mg/L)	0,86	1,32	1,69
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	NR	NR	NR
Condutividade (µs/cm)	NR	NR	NR

5.3.10. Efluente Final Tratado e Descartado (ETD 5)

O efluente final identificado pela sigla ETD 5, é descartado numa vazão média diária equivalente a 12.000 m³. Este efluente resulta do tratamento de todos os efluentes gerados no âmbito do empreendimento, os quais passam por processo físico-químico de neutralização seguido de decantação, resultando num sobrenadante que é descartado para a drenagem local (Tabela 29). Pode-se observar que o efluente apresenta um valor de pH neutro e baixas concentrações de metais. Entretanto, apresenta um elevado teor de sulfatos.

Tabela 29. Qualidade do efluente final da UM II - Verdinho (ETD 5).

(N ^o . de Amostras)	(7 Am. – 2000)	IPAT (2001)	IPAT (2002)
PARÂMETRO	ETD 5	ETD 5	ETD 5
pH	6,65	6,92	6,94
Sólidos Totais (mg/L)	2529	2791	2635
Acidez Total (mg/L CaCO ₃)	9,50	11,00	14,00
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	NR	NR	NR
Dureza Total (CaCO ₃ /L)	NR	NR	NR
Cloretos (mgCl/L)	NR	NR	NR
Nitrato (mg/L)	NR	3,1	NR
Sulfatos (mg/L)	1197	1493	1393
Alumínio (mg/L)	0,20	0,10	2,00
Cobre (mg/L)	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Ferro Total (mg/L)	1,00	0,75	0,58
Fluoreto (mg/L)	NR	NR	NR
Manganês (mg/L)	3,26	5,07	3,36
Merúrio (mg/L)	< 0,002	NR	NR
Zinco (mg/L)	0,11	0,18	0,13
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	NR	NR	NR
Condutividade (µs/cm)	NR	NR	3.100

5.4. Tratamento do Efluente em Laboratório

Os estudos de bancada efetuados para comparação da efetividade dos reagentes alcalinos empregados para neutralização do EDR 3, avaliou tanto suas capacidades de neutralização quanto a remoção de metais, sólidos em suspensão e geração de lodo. Para tanto foram empregados insumos diversos, tanto convencionais (cal hidratada) como resíduos industriais (cal extinta e soda aluminosa), para os quais apresentamos os seguintes registros.

5.4.1. Determinação do potencial de neutralização

O uso da cal extinta foi considerado pela primeira vez em trabalho desenvolvido por Nosse et al. (1993), no qual visava-se a avaliação dos possíveis reagentes alcalinos alternativos, e seus custos de tratamento. A Tabela 30 demonstra os resultados do ensaio de neutralização da DAM com a cal extinta hidratada, um subproduto gerado na produção de acetileno pela unidade White Martins de Sapucaia do Sul (RS). A cal extinta hidratada, fornecida na forma de uma solução com 8% de sólidos sedimentáveis, é caracterizada pela elevada alcalinidade, tendo em vista o teor de hidróxido de cálcio (88,79% b.s.), tendo apresentado um consumo de 0,50 g/L ou 0,5 kg/m³, em base seca, para que o efluente fosse neutralizado.

Tabela 30. Ensaio de Neutralização com Cal Extinta. (Fonte: Nosse et al, 1993).

PH	DOSAGEM (g/L)	ACIDEZ TOTAL DO EFLUENTE (mg/L)	ACIDEZ CONSUMIDA NEUTRALIZANTE (mg/L)
2,85	0,00	416,00	0,00
2,99	0,05	317,70	0,51
3,24	0,10	288,00	0,78
3,51	0,15	243,00	0,87
4,42	0,25	139,50	0,90
4,73	0,35	77,00	1,03
5,53	0,40	31,50	1,04
6,16	0,45	27,00	1,16
7,36	0,50	16,20	1,25
9,25	0,55	0,00	1,32

Comparativamente, consta na tabela 31 os dados de neutralização desenvolvidos nas dependências do LEAMET da UFRGS, com a soda aluminosa e a cal hidratada. A soda aluminosa fornecida pelo Grupo ALCOA, até então, era considerada um resíduo químico perigoso, acarretando uma série de transtornos e custos na sua disposição final. Na oportunidade da realização deste teste, foram consumidos 1,3 g/L de soda aluminosa, o equivalente a 1,3 kg/m³ (b.s.), para o consumo de toda acidez do efluente EDR 3.

Tabela 31. Ensaio de Neutralização com Soda Aluminosa (Relatório IPAT).

pH	DOSAGEM (g/L)	ACIDEZ TOTAL DO EFLUENTE (mg/L)	ACIDEZ CONSUMIDA NEUTRALIZANTE (mg/L)
3,00	0,0	273,6	0,00
3,10	0,1	269,50	0,63
3,45	0,4	216,30	0,77
4,45	0,8	131,50	0,81
4,63	1,2	87,40	0,91
4,90	1,6	69,00	1,05
6,20	2,0	18,40	1,18
6,94	2,4	5,8	1,23
7,45	2,6	2,9	1,32

5.4.2. Efeito do pH do meio na remoção de poluentes

Estudos do efeito do pH do meio na remoção de metais e sulfatos foram conduzidos através de ensaios e análises em bancada, tendo sido empregados a cal hidratada convencional, cal extinta e soda aluminosa. A amostra de DAM utilizada apresentava inicialmente pH 2,59 e era rica em metais dissolvidos, tais como ferro, alumínio e manganês, bem como em sulfatos.

A seqüência de gráficos a seguir apresentada demonstra a eficiência observada na remoção da cada metal, individualmente, tendo sido estabelecida esta remoção em função do pH.

Na figura 13 constam os teores remanescentes de Fé na DAM tratada com os diferentes reagentes alcalinizantes, podendo ser verificado que, na faixa de pH estudada (pH entre 5,0 e 10,0), a concentração inicial de ferro equivalente a 18,8 mg/L, caiu para valores abaixo de 3 mg/L, independentemente do tipo de reagente empregado.

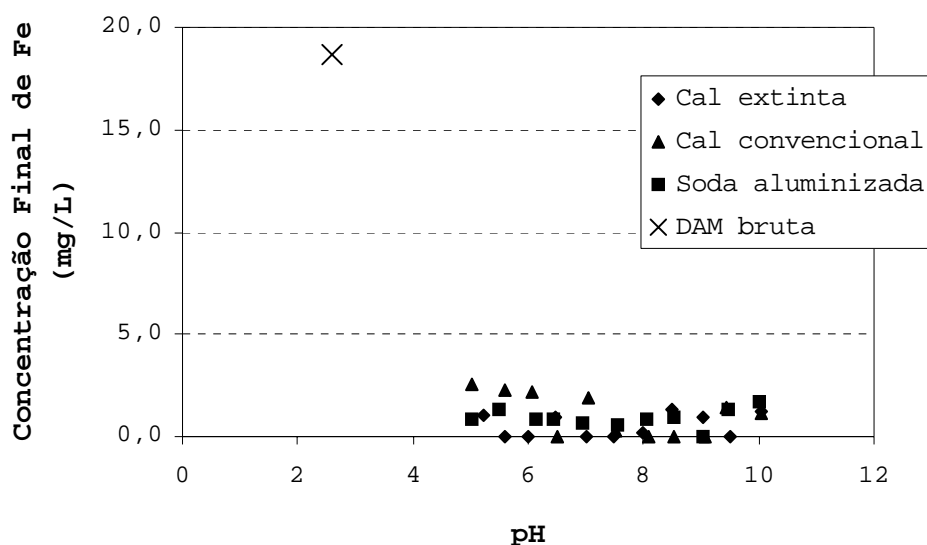


Figura 13. Concentração residual de ferro na DAM bruta e na DAM neutralizada com cal extinta, cal convencional e soda aluminosa.

A concentração de alumínio residual na DAM registrada na figura 14 evidencia que o teor de alumínio originalmente presente na faixa de 3,61 mg/L, caiu significativamente a partir do pH 5, sendo os valores de maiores remoções ocorrem em pH 7. Observou-se também que, a partir de pH 8,0, começou a haver a ressolubilização do alumínio, sendo este efeito bastante acentuado no caso da soda aluminosa que é bastante rica em alumínio. Assim, considerando-se a importância do pH no equilíbrio da solubilidade dos diferentes íons presentes numa DAM (vide Figura 3), é fundamental que o sistema de tratamento implantado considere a utilização do pH como ferramenta de controle, considerando-se o conjunto de metais dissolvidos a serem removidos da solução. Diante do exposto, considerando apenas o Al^{3+} (Figura 3, pág. 24), este pH deveria situar-se na faixa entre 5,0 e 8,0. Os dados de bancada, no entanto, mostram uma faixa ideal entre 5,5 a 8,0.

Por outro lado, as altas concentrações de alumínio na soda aluminosa podem acarretar uma ressolubilização deste metal contido no próprio reagente, que em pH acima de 9,5 pode elevar consideravelmente o teor de alumínio no efluente tratado.

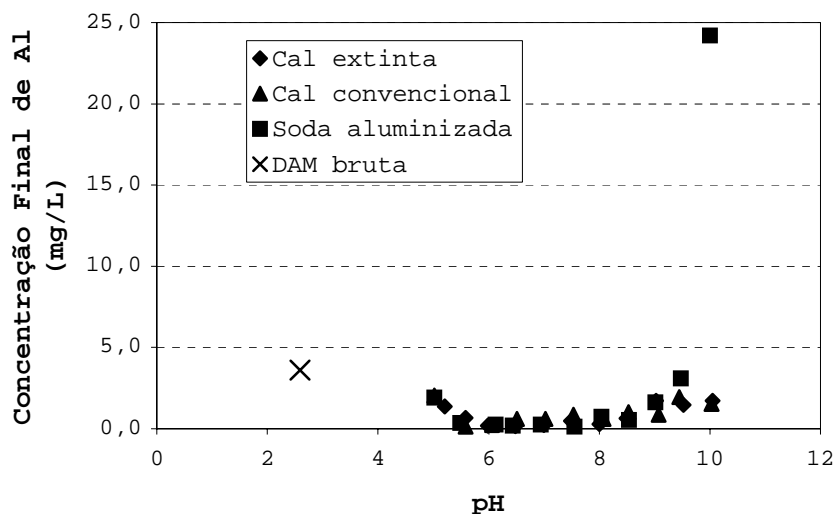


Figura 14. Concentração residual de alumínio na DAM bruta e na DAM neutralizada com cal extinta, cal convencional e soda aluminosa.

A Figura 15 mostra a variação da concentração de manganês em função do pH. A DAM possuía inicialmente 8,87 mg/L de manganês, ocorrendo uma diminuição dessa concentração quando o pH é ajustado para valores acima de 8,5. Observa-se que a legislação ambiental limita a emissão do Mn solúvel em 1,0 mg/L.

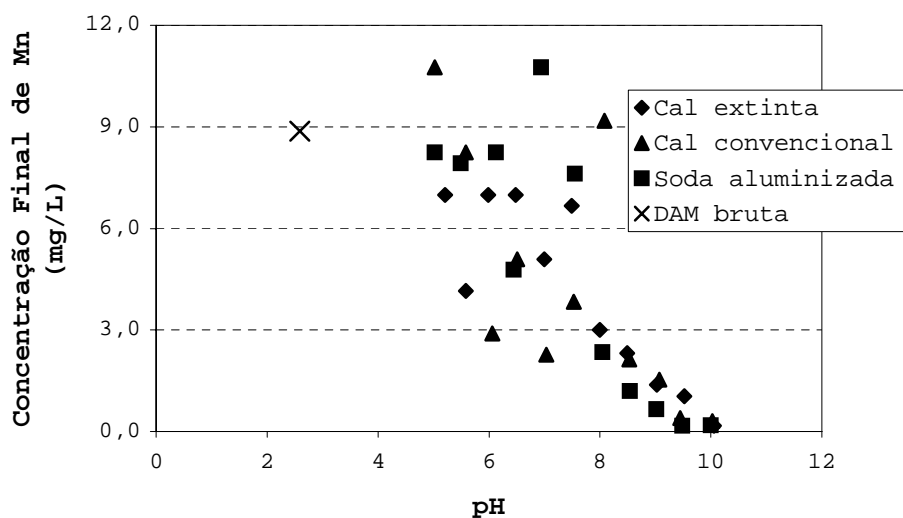


Figura 15. Concentração residual de manganês na DAM bruta e na DAM neutralizada com cal extinta, cal convencional e soda aluminosa.

A variação da concentração residual de zinco na DAM em função do pH é mostrada na Figura 16. Comparando-se com o ferro, alumínio e manganês, a DAM possui uma pequena quantidade de zinco em solução, cerca de 1,59 mg/L. Pode-se diminuir ainda mais essa concentração pela adição de resíduos alcalinos. Pelos resultados obtidos neste teste, constata-se que a soda aluminosa contribui com um pequeno incremento do teor de zinco na faixa de pH 5, verificando-se a partir do pH 6 um rápido decréscimo deste metal, ocorrendo maiores valores de remoção a partir do pH 8,0.

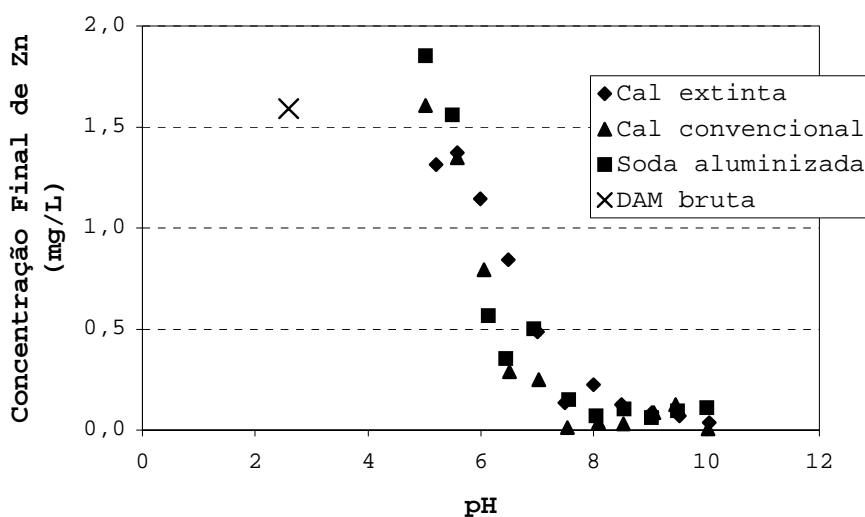


Figura 16. Concentração residual de zinco na DAM bruta e na DAM neutralizada com cal extinta, cal convencional e soda aluminosa.

Já na Figura 17 pode-se observar a variação da concentração de sulfatos na DAM em função do pH da amostra. Não ocorre nenhuma diminuição na concentração de sulfatos em qualquer valor de pH, independentemente do reagente empregado, demonstrando que o processo de neutralização / precipitação estudado não contribui significativamente para a remoção deste componente.

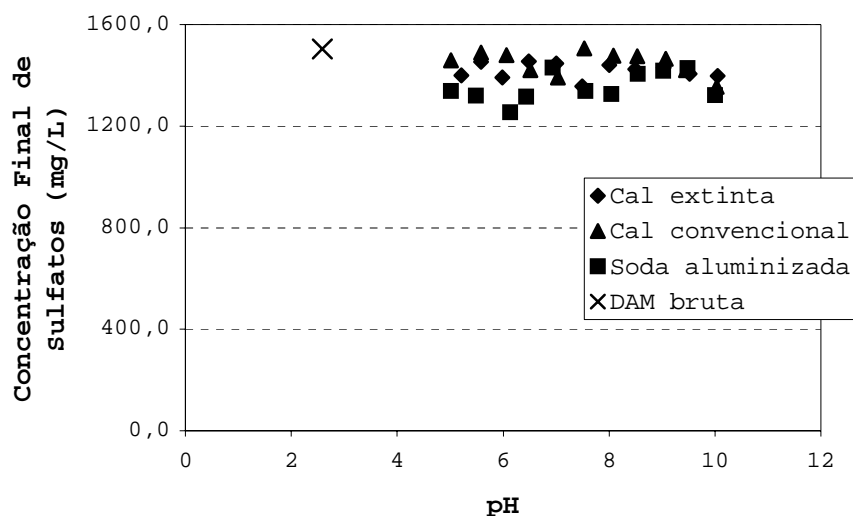


Figura 17. Concentração residual de sulfatos na DAM bruta e na DAM neutralizada com cal extinta, cal convencional e soda aluminosa.

Por fim, também foi avaliada a quantidade de lodo produzida em função do pH de precipitação. Na Figura 18 pode-se perceber que há um aumento na geração de lodo com o pH, devido ao fato de que uma maior quantidade de espécies metálicas precipitadas. A maior quantidade de lodo foi obtida com a soda aluminosa, devido a maior concentração de alumínio neste rejeito, que precipita juntamente com os metais existentes na DAM.

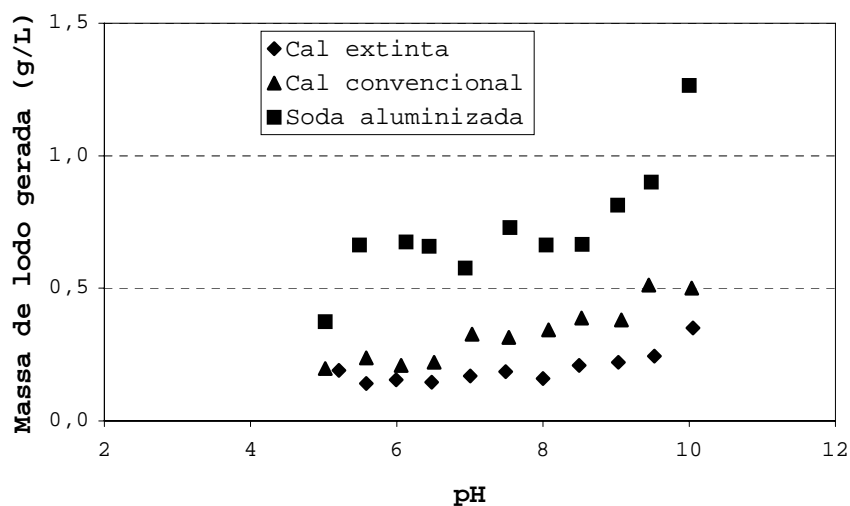
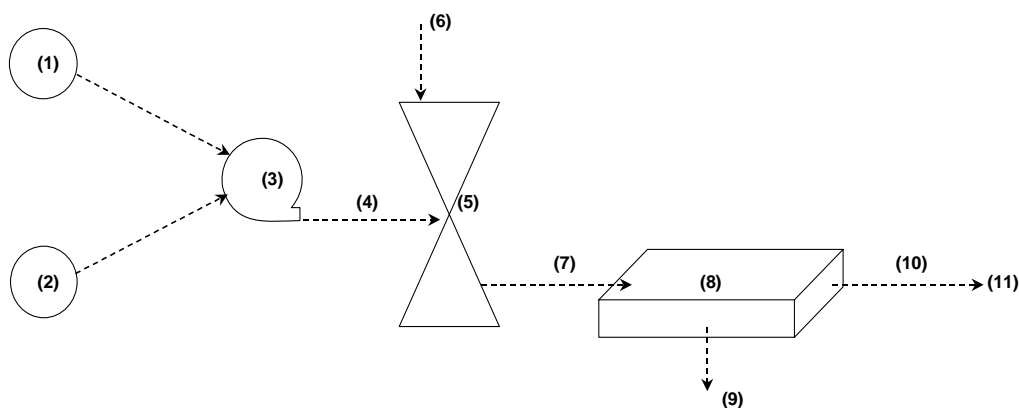


Figura 18. Massa de lodo gerada na neutralização da DAM com cal convencional, com resíduo de cal extinta e com soda aluminosa.

5.5. Tratamento Primário do Efluente em Planta Industrial

Com base no circuito de drenagem apresentado na Figura 12, foram conduzidos estudos envolvendo o tratamento do efluente em planta industrial. Um esquema geral do sistema de tratamento do efluente está apresentado na Figura 19.



- (1) – reagentes alcalinos
- (2) – efluente ácido a ser tratado
- (3) – estação de bombeamento adutora ao beneficiamento
- (4) – efluente neutralizado
- (5) – usina de beneficiamento
- (6) – carvão ROM
- (7) – efluente da usina do beneficiamento
- (8) – lagoas de decantação
- (9) – finos de minério e lodo
- (10) – efluente tratado
- (11) – corpo receptor

Figura 19. Fluxograma esquemático do sistema de tratamento da UM II

A aplicação do reagente alcalino ao efluente a ser tratado se dá por gotejamento na estação adutora da água (DAM) usada no processo de beneficiamento, justamente aonde o efluente contaminado é succionado pelo conjunto de bombas responsáveis pelo abastecimento desta usina de beneficiamento. Isso resulta em uma solução direcionada num fluxo turbilhonar destinado a um reservatório situado no topo da usina, numa altura manométrica equivalente a 32 m, cuja vazão de 1.100 m³/h responde pela água usada no processo de beneficiamento.

Neste reservatório é feito o controle do pH, onde o efluente neutralizado deve estar com pH rigorosamente na faixa compreendida entre 8,0 a 8,5 de onde segue para o processo de beneficiamento, quando passa a ter contato com as partículas do minério. Independentemente do reagente dosado, os íons metálicos hidrolizados passam a interagir com partículas finas e ultra-finas do minério carbonoso contendo partículas de composição alumino-silicatada, as quais tem efetiva participação no processo de colisão e aeração promovido durante o beneficiamento (jigues, espirais, hidrociclones e peneiras desaguadoras). Esta condição favorece a ionização destas partículas minerais com os metais, dinâmica esta que, a grosso modo, corresponde às etapas de neutralização, aeração e floculação tradicionalmente empregadas num sistema de tratamento convencional, exceto pelo fato de que tudo transcorre no interior de uma usina de beneficiamento.



Figura 20. Vista geral da Usina de Beneficiamento da UM II – Verdinho.

As partículas hidrolisadas ao longo deste processo, em suspensão juntamente com as partículas minerais rejeitadas no processo, resultam na emissão de uma polpa com aproximadamente 26% de sólidos suspensos em meio alcalino, direcionado para descarte em um sistema composto por 4 decantadores, no primeiro dos quais com pH entre 8,5 a 9,0 e uma vazão em torno dos 1.200 m³/h.

Esta sistemática de tratamento do efluente, na qual o efluente é reciclado internamente e a usina de beneficiamento é usada como o sistema condicionador, é uma das inovações estabelecidas na UM II – Verdinho, que serve de base para o presente trabalho. Assim, serão apresentados alguns aspectos relacionados ao processo, responsável pela eficiência da separação sólido-líquido, qualidade do efluente tratado e características do lodo gerado.

5.5.1. Eficiência do processo de separação sólido-líquido

O fluxo de saída da usina de beneficiamento é basicamente uma polpa com pH 8,5 carregada de partículas minerais metais hidrolisados em suspensão, todos passíveis de serem removidos pelo processo de sedimentação. A Figura 21 ilustra o aspecto do efluente do beneficiamento bem como apresenta uma foto panorâmica dos decantadores empregados na UM II – Verdinho.



Figura 21. No detalhe, descarga do efluente da usina de beneficiamento no primeiro decantador do Módulo A, e vista parcial de 3 dos 4 decantadores, sendo indicado o sentido do fluxo laminar do efluente.

Os referidos decantadores, em número de 4, tem seu fluxo estabelecido de forma a forçar o efluente a percorrer toda extensão das bacias, o que permite o escoamento de 1.200 m³/h ao longo de aproximadamente 4 hectares de bacias. Este percurso é suficiente para que as partículas em suspensão tenham a oportunidade de serem segregadas da fase líquida, num processo de separação sólido-líquido. Este processo é favorecido pela formação de flocos minerais, possivelmente devido a atração iônica, fazendo com que os hidróxidos metálicos co-precipitem.

A Figura 22 compara as curvas de sedimentação do lodo gerado no tratamento do efluente empregando cal extinta por dois processos: (a) via convencional ; (b) passando pelo processo de beneficiamento. Pode-se observar que o volume de lodo gerado no processo via usina é maior do que o lodo gerado no processo convencional. Isso se deve ao grande volume de finos adicionados ao sistema, provenientes do processo de beneficiamento.

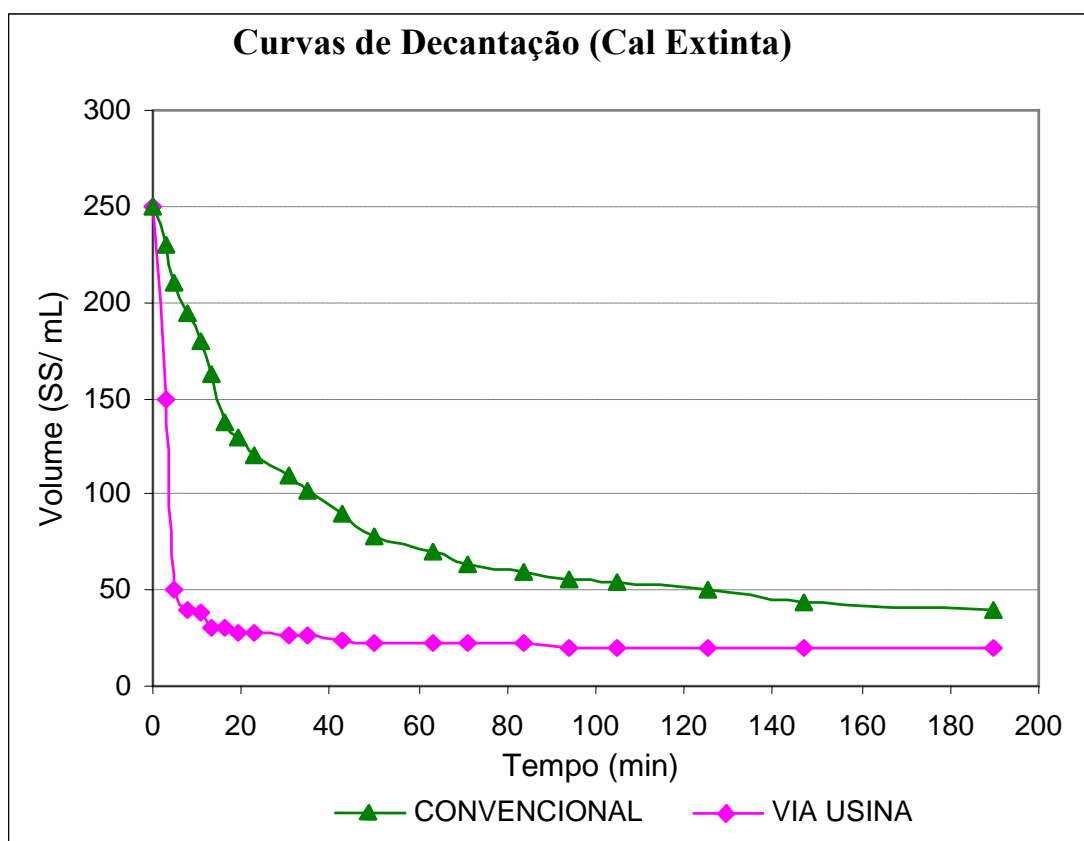


Figura 22. Curvas de sedimentação do lodo gerado empregando cal extinta considerando o sistema convencional de tratamento e via usina de beneficiamento.

A Figura 23 compara as curvas de sedimentação do lodo gerado no tratamento do efluente empregando soda aluminosa por dois processos: (a) via convencional; (b) passando pelo processo de beneficiamento. Pelos resultados constata-se que o volume de gerado de lodo, em ambos os casos, é maior do que o gerado pela cal extinta. Verifica-se, ainda, que lodo gerado no efluente tratado via usina apresenta uma velocidade de sedimentação um pouco mais acentuada do que efluente tratado via convencional. Isso provavelmente é decorrente do fato de que o lodo gerado via usina, composto por material particulado e hidróxido metálicos, apresentam uma maior densidade do que o lodo gerado no processo convencional, composto somente por hidróxidos metálicos.

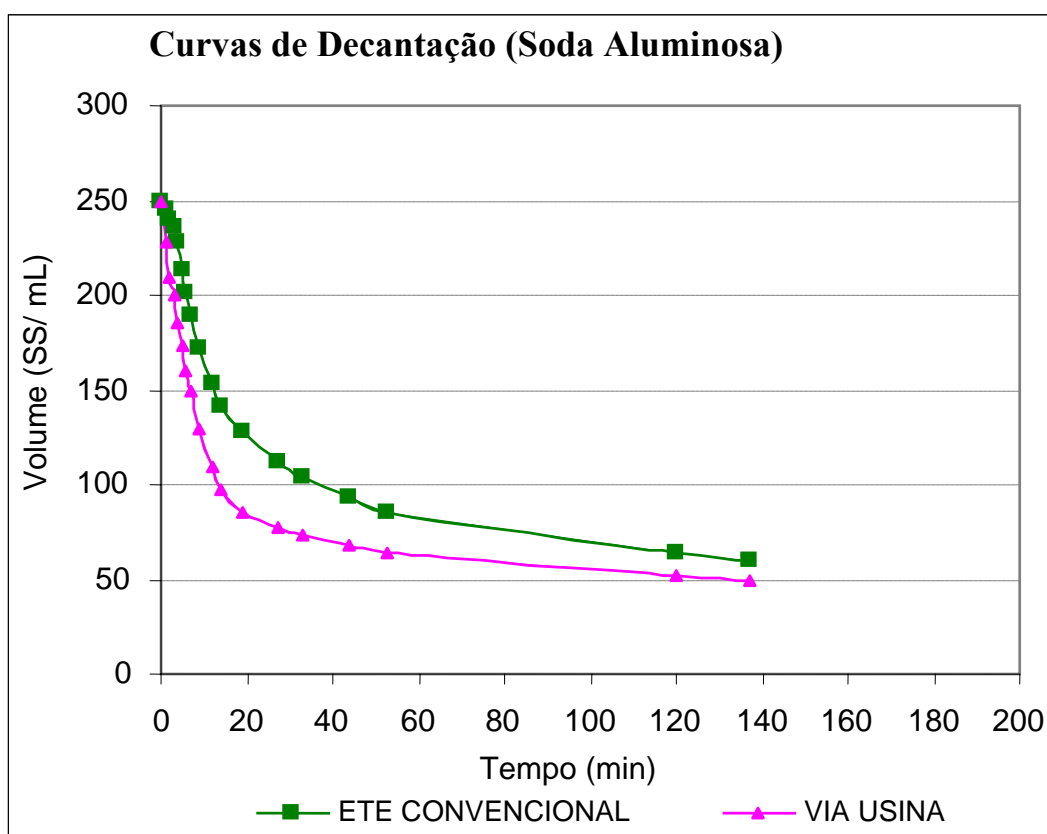


Figura 23. Curvas de sedimentação do lodo gerado empregando soda aluminosa considerando o sistema convencional de tratamento e via usina de beneficiamento.

A título de comparação da eficiência de remoção dos íons metálicos constatados na DAM tratada pela via convencional, equivalente ao efluente neutralizado coletado diretamente da caixa de alimentação da usina, e do tratamento com participação da usina de beneficiamento, equivalente ao efluente descartado no primeiro decantador, foram coletadas amostras da fase clarificada dos ensaios anteriormente descritos. Estas amostras, correspondentes a fase líquida resultante da decantação, foram submetidas a análises visando as respectivas concentrações de alumínio, cobre, ferro, manganês e zinco.

Paralelamente, procurou-se testar a eficiência relativa entre dois reagentes, a cal extinta e a soda aluminosa, que pelo ineditismo de sua aplicação como insumo no tratamento de efluentes, já que são classificados como resíduos na sua origem, sendo os resultados apresentados em forma de gráficos comparativos das Figuras 24 e 25. Pela observação dos mesmos fica evidenciada que o melhor desempenho está no tratamento via usina.

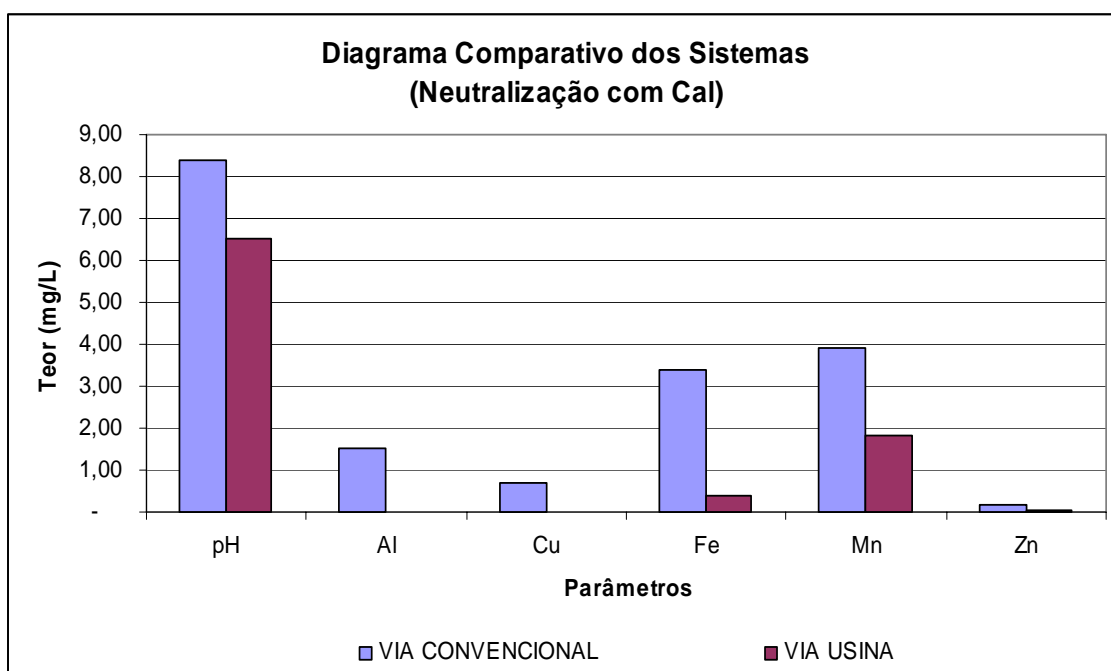


Figura 24. Concentração final de metais no clarificado após o tratamento do efluente com cal extinta via processo convencional ou via usina.

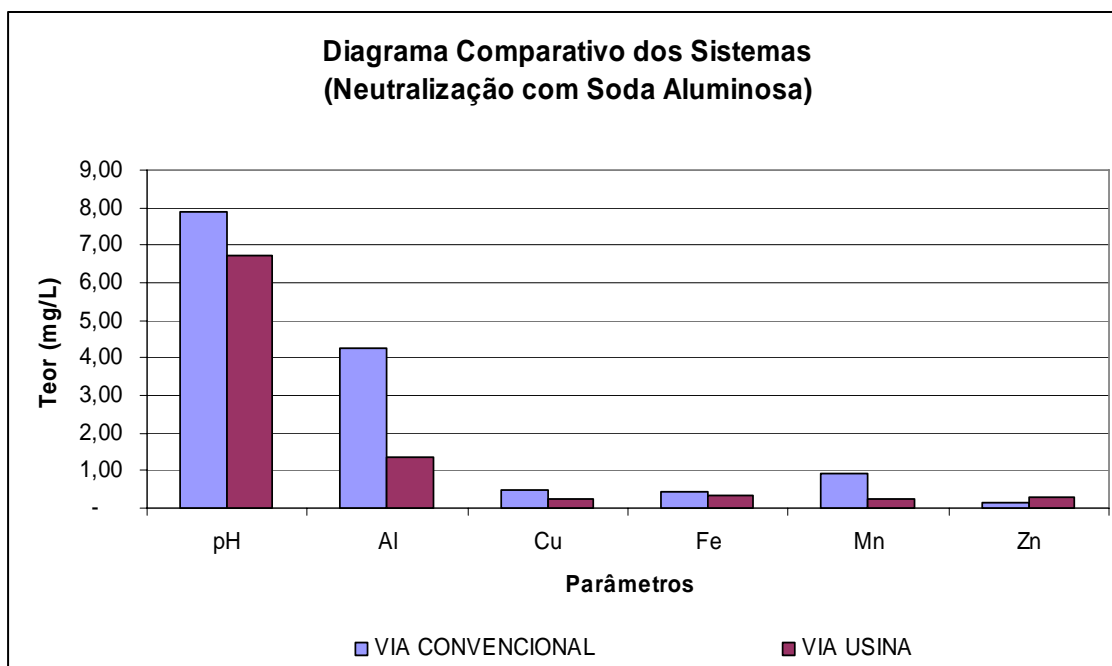


Figura 25. Concentração final de metais no clarificado após o tratamento do efluente com soda aluminosa processo convencional ou via usina.

Nesta oportunidade, não se pode olvidar a importância que alguns hidróxidos metálicos, predominantemente o ferro e o alumínio, têm nos processos de floculação e sedimentação dos materiais particulados presentes no minério lavado. No caso desta usina de beneficiamento, a sedimentação destas partículas é favorecida pela presença destes hidróxidos, o que pode ser a razão evidenciada pela significativa redução da área útil das bacias de decantação do Módulo A.

5.5.2. Avaliação da eficiência do tratamento

A eficiência do sistema de tratamento de efluentes implantado é avaliada pela comparação entre as concentrações de metais e partículas presentes na DAM e no efluente já tratado, comparando estes resultados aos padrões legais de emissão. Igualmente podem ser avaliadas as taxas de abatimento de acidez e de metais, cujo percentual pode ser indicado no período monitorado, dados estes que são facilmente visualizados nas Tabelas 32, 33 e 34.

Valores médios anuais de alguns dos parâmetros monitorados ao longo dos últimos 6 anos são expostos nas tabelas abaixo, sendo a Tabela 32 representativa da DAM antes do tratamento (EDR 3), onde os parâmetros que se encontram fora dos limites legais de emissão estão em vermelho. Os valores em azul representam aqueles parâmetros que, na época de seu monitoramento, estavam dentro dos limites legais de emissão, e os indicados em preto não possuem limite legal estabelecido na legislação.

Tabela 32. Registro médio anual do efluente bruto (EDR 3)

ANO	pH	Acidez	Fe Total	Al	Mn (tot.)	Zn	Cu	Sol. Tot.	Sulfatos
2001	3,22	223,92	21,56	16,76	4,73	1,14	0,04	2408,00	1221,67
2002	3,00	327,00	39,10	15,76	4,82	1,68	0,03	2316,18	1254,91
2003	3,20	626,90	95,70	31,27	6,35	2,13	0,08	2531,50	1492,52
2004	2,95	481,72	33,68	13,84	3,81	0,18	0,08	1464,60	1062,50
2005	2,94	355,67	47,35	23,46	3,80	1,62	0,04	2251,50	1271,42
2006	2,86	477,88	60,37	37,83	4,57	1,85	0,05	2245,83	1330,60

A Tabela 33 representa o efluente já tratado e descartado (ETD 5), onde os parâmetros que se encontram fora dos limites legais de emissão estão em vermelho, e os valores em azul correspondem aos parâmetros que, no período acompanhado, encontrava-se dentro dos limites legais de emissão, não havendo limite legal estabelecido para os parâmetros em preto.

Tabela 33. Registro médio anual do efluente tratado e descartado (ETD 5)

ANO	pH	Acidez	Fe Total	Al	Mn (tot.)	Zn	Cu	Sol. Tot.	Sulfatos
2001	6,69	11,66	0,75	0,25	4,78	0,18	< 0,01	2724,07	1392,91
2002	6,82	11,64	0,53	0,96	3,05	0,13	< 0,01	2540,64	1440,18
2003	6,75	5,35	0,24	0,14	2,38	0,22	0,27	2679,04	1441,72
2004	6,65	3,75	0,38	0,02	0,73	0,03	0,20	1587,10	1431,25
2005	6,79	5,42	0,21	0,87	0,78	0,04	0,01	2507,93	1441,69
2006	6,23	6,98	0,13	0,64	0,20	0,06	0,02	2487,67	1212,98

A Tabela 34 é apenas indicativa variação da eficiência de algum parâmetro monitorado, sendo apontados em vermelho aqueles parâmetros que não modificaram para melhor, enquanto os valores em azul representam os ganhos relativos às concentrações medidas no efluente bruto.

Tabela 34. Eficiência do Sistema no Abatimento de Metais (Base 2001 / 2006)

ANO	pH	Acidez	Fe Total	Al	Mn (tot.)	Zn	Cu	Sol. Tot.	Sulfatos
2001	+	95%	97%	99%	1%	84%	76%	13%	14%
2002	+	96%	99%	94%	37%	92%	70%	10%	15%
2003	+	99%	100%	100%	63%	89%	-260%	5%	3%
2004	+	99%	99%	100%	81%	82%	-138%	-8%	-35%
2005	+	98%	100%	96%	80%	98%	69%	-11%	-13%
2006	+	99%	100%	98%	96%	97%	67%	-11%	9%

Em termos práticos, calcula-se que a partir deste sistema de tratamento de efluentes, a unidade mineira em questão deixa de emitir anualmente cerca 2,7 bilhões de litros de drenagem ácida, o que equivale a 1.800 toneladas de acidez, 240 toneladas de ferro, 90 toneladas de alumínio e 11 toneladas de manganês.

5.5.3. Caracterização da fração sólida precipitada

O efluente da usina de beneficiamento, composto por uma polpa contendo finos minerais, devidamente caracterizado na Tabela 35, é direcionado ao sistema de decantação no Módulo A.

Tabela 35. Índices obtidos para a polpa de rejeitos (Decantador 1 – Módulo A).

PARÂMETRO	VALOR
Peso específico finos (úmido)	1,2 g/cm ³
Peso específico finos (seco)	1,05 g/cm ³
Velocidade de decantação (máxima)	1,44 x 10 ⁻¹ m/h
Velocidade de decantação (mínima)	8,00 x 10 ⁻⁴ m/h
Velocidade de decantação (média)	5,80 x 10 ⁻² m/h
Distribuição Granulométrica	
> 35 Mesh (0,425mm)	2,67 %
35 a 115 Mesh (0,425 a 0,135mm)	20,45 %
115 a 200 Mesh (0,135 a 0,075 mm)	11,87 %
< 200 Mesh (0,075mm)	65,01 %
TOTAL	100,00 %

Do ponto de vista sedimentar, a fase sólida desta polpa apresenta uma distribuição granulométrica que a situa na faixa dos lutitos, termo que engloba sedimentos de granulometria compreendida predominantemente entre siltitos e argilitos estabelecidos na clássica escala de Wentworth (1922), sujeitos, portanto a efeitos do transporte por suspensão e, portanto, passíveis de processos de precipitação, numa velocidade que depende da energia do meio.

Ainda, foi possível estabelecer a área mínima para decantação dos sólidos em suspensão, a qual corresponde a uma superfície útil de 11.000 m², o que demonstra que a área disponível no Módulo A (21.000 m²) atende perfeitamente a esta necessidade, considerando um fluxo de escoamento laminar não turbulento, para uma vazão de 1.200 m³/h, sem uso de coagulante.

O requisito para decantação destes sólidos suspensos justificou uma alteração do “lay out” das bacias em favor do melhor aproveitamento da área de decantação, contemplando simultaneamente os trabalhos envolvendo a remoção do lodo sedimentado nos dois primeiros decantadores, para o que são empregados equipamentos do tipo “dragline” e balsa (Figura 26).



Figura 26. Aspecto da Remoção do Lodo do Decantador 2 – Módulo A (Fase sólida)

Devido ao “*lay out*” construtivo dos decantadores do Módulo A, de um total de 4, o material em suspensão precipita preponderantemente nos primeiros dois decantadores, sendo possível distinguir as características decorrentes desta diferença de velocidade associada ao tamanho das partículas envolvidas, conforme disposto na Tabela 36.

Como seria de se esperar, o material precipitado ao longo destes estágios de decantação (3.600 t/dia), apresenta uma seletividade granulométrica, responsável por 65% do peso em sólidos precipitados já no primeiro estágio de decantação, face ao maior conteúdo em pirita e tamanho de grão; cabendo ao segundo decantador 30 % do peso em sólidos mais finos ($\emptyset < 200$ Mesh), e o terceiro com os 5% restantes.

Tabela 36. Caracterização físico-química dos finos decantados (Lodo).

PARÂMETRO	Dec 1 - MA	Dec 2 - MA
Umidade Total (%)	38,72	62,76
Umidade Higroscópica (%)	1,96	1,85
Cinza (%)	60,37	63,81
Enxofre (%)	1,48	1,17
Material Volátil (%)	15,98	15,33
Poder Calorífico Superior (Cal/g)	2.911	2.532
Alumínio (%)	0,75	1,25
Arsênio (%)	ND	ND
Chumbo (%)	ND	ND
Cobre (%)	0,03	0,01
Ferro (%)	1,35	1,32
Manganês (%)	0,03	0,02
Mercúrio (%)	ND	ND
Selênio (%)	ND	ND
Zinco (%)	0,02	0,02
Sulfatos (%)	0,82	1,12

Importante salientar que o material recolhido destes decantadores vem sendo empregado na impermeabilização dos estêreis granulados do Módulo B, havendo ainda a

possibilidade de sua utilização como composto em massa para fabricação de cerâmica vermelha, para o que já foram realizados ensaios no Centro Tecnológico Cerâmico de Criciúma que aponta para a viabilidade técnica deste uso.

5.6. Balanço hídrico

Embora a UM II – Verdinho não dispor, até o presente momento, de sistemas para a otimização e racionalização do atual circuito de drenagens, responsável pela captação e recirculação de toda água gerada na área de lavra, bem como nos 130 hectares ocupados pelo seu parque industrial, tais volumes são acompanhados de forma a registrar os fluxos drenados e as vazões tratadas.

A Tabela 37 resume os dados de vazão colhidos para os anos 2003, 2004 e 2005, indicando o % calculado de DAM efetivamente tratada, projetando simultaneamente as condições futuras para tratamento de todo efluente gerado naquele empreendimento.

Tabela 37. Síntese do balanço hídrico anual da UM II – Verdinho.

ANO	DIAS ÚTEIS	Q influente (m ³ /ano)	Q tratada (m ³ /ano)	Q tratada (m ³ /dia)	(%) trat.	Déficit		
						(m ³)	(Eq horas)	(h / dia)
2003	253	4,090,349.39	3,166,128	12,514.34	77.4%	924,221	924	3.7
2004	252	4,331,680.00	3,201,756	12,705.38	73.9%	1,129,924	1,130	4.5
2005	242	4,743,189.60	3,229,812	13,346.33	68.1%	1,513,378	1,513	6.3

Pela planilha é verificado um déficit entre a vazão circulante de DAM e a vazão tratada, o que, em teoria, poderia ser resolvido com algumas horas adicionais de tratamento diário (3,1 a 4,5 horas / dia), o que não é aplicável ao caso haja vista o regime natural das precipitações cuja data, local ou intensidade são regidas pela natureza.

5.7. Avaliação dos custos de tratamento

Uma das questões mais centrais na implantação de um sistema para tratamento de efluentes, decisivo sobre a escolha do processo, é o custo de implantação e tratamento do efluente, haja vista o impacto financeiro deste controle no caixa de uma empresa.

O custo do investimento, considerando as condições de sua implantação no ano 2000, pode ser considerado negligenciável: R\$ 67.450,00 (sessenta e sete mil quatrocentos e cinquenta Reais); isto porque as condições do empreendimento permitiram que toda infraestrutura pré-existente fosse aproveitada ao máximo. Neste sentido o investimento restringiu-se a complementação e reforço dos canais e diques externos (manutenção), relocação da estação de bombeamento nº 3, instalação da tubulação para descarte da água tratada, preparação da bacia biológica e instalação dos tanques e dosadores. Estas instalações, com o passar do tempo, vem sendo melhoradas mediante um serviço de manutenção que é absorvido pela equipe de meio ambiente, sem que haja um centro de custo específico.

Quanto aos custos operacionais e de manutenção, considera-se a energia despendida para fazer recircular a água captada no sistema de drenagem (rateado pela potência das bombas instaladas e respectivas vazões), havendo um controle mensal da fatura de energia (R\$/KWh), ao passo que o rateio da mão-de-obra é feito entre as diferentes equipes envolvidas direta ou indiretamente no processo, sendo seus salários rateados proporcionalmente ao tempo dedicado a atividade.

Todos os reagentes empregados têm custos diretamente associados ao frete rodoviário que é pago pela empresa, sendo a concentração dos reagentes o parâmetro de qualidade que determina se a empresa paga integralmente ou parcialmente o frete, forma encontrada para a manutenção de um padrão mínimo de qualidade do insumo, principalmente no caso da soda aluminosa que deve ter entre 15 a 20% de NaOH.

Considerando a flexibilidade do sistema em adquirir reagentes industriais ou outras fontes alternativas, a empresa pode optar sempre pela opção técnica mais em conta. A tabela 38 sintetiza os custos levantados para os últimos três anos, os quais consideraram as despesas rateadas pela vazão tratada (valores não corrigidos).

Tabela 38. Resumo dos custos e vazões tratadas, com base em valores médios.

ANO	DIAS ÚTEIS	Q tratada (m ³ /ano)	Acidez trat. (mg/L CaCO ₃)	Q tratada (m ³ /dia)	H trat ^{mt} . (h/dia)	Custo		
						(R\$/ano)	(R\$/dia)	(R\$/m ³)
2003	253	3,166,128	626.90	12,514	11.38	906,965	3,585	0.29
2004	252	3,201,756	481.72	12,705	11.55	1,465,277	5,815	0.46
2005	242	3,229,812	235.88	13,346	12.13	1,386,734	5,730	0.43

As Tabelas 39, 40 e 41 representam o detalhamento dos custos levantados para os últimos três anos, rateados pela natureza da despesa.

Tabela 39. Custo operacional de tratamento (2003 / Q = 3.166.127,80 m³)

1) CONSUMO DE ENERGIA			
<i>*Custo do MWh</i>	R\$	0.1477	
		KWh/m³	Q_{bombada} (m³)
EB-1 (EDR4+EDM1)		0.20	4,859,193.42
EB-2 (EDR3)		0.53	3,166,127.80
EB-3 (EDR4)		1.02	1,247,673.42
POÇO1 (EDM1)		1.27	4,766,177.23
		KW_{consumido}	Custo Energia (R\$)
EB-1 (EDR4+EDM1)		971,839	R\$ 143,518.22
EB-2 (EDR3)		1,678,048	R\$ 247,809.06
EB-3 (EDR4)		1,272,627	R\$ 187,937.72
POÇO1 (EDM1)		6,053,045	R\$ 893,895.54
1º. SUB-TOTAL		9,975,558	R\$ 1,473,160.54
2) INSUMOS (REAGENTES)			
Soda (20%)			R\$ 296,703.31
Soda (50%)			R\$ 53,406.60
Cal			R\$ 93,733.12
2º. SUB-TOTAL			R\$ 443,843.03
<i>*Dosagem empregada = 1L_{reagente} / 1.028,571L_{efluente}</i>			
<i>*Custo médio da soda 20% = R\$ 0,1128/m³ (efluente tratado)</i>			
<i>*Custo médio da cal extinta = R\$ 0,0993/m³ (efluente tratado)</i>			
3) MÃO DE OBRA			
FUNÇÃO	Sal+Enc (mensal)	Rateio	Total (Anual)
1 Químico	R\$ 7,425.00	45%	R\$ 40,095.00
1 Encarregado	R\$ 1,815.00	35%	R\$ 7,623.00
3 Servente	R\$ 783.75	80%	R\$ 7,524.00
1 Apontador	R\$ 1,237.50	12%	R\$ 1,782.00
3 Bombeiro	R\$ 1,080.75	8%	R\$ 1,037.52
3º. SUB-TOTAL			R\$ 58,061.52
4) MANUTENÇÃO (% sobre os custos de M.O.)			
Elétrica			R\$ 8,709.23
Mecânica			R\$ 9,870.46
4º. SUB-TOTAL			R\$ 18,579.69
5) SERVIÇOS			
Análises			R\$ 13,120.00
Dragagem			R\$ 37,800.00
Outros			R\$ 4,104.80
5º. SUB-TOTAL			R\$ 55,024.80
6) CUSTO FINAL (Total Geral)			
			(B)
1º. ENERGIA		R\$	331,455.94
2º. REAGENTES		R\$	443,843.03
3º. MÃO-DE-OBRA		R\$	58,061.52
4º. MANUTENÇÃO		R\$	18,579.69
5º. SERVIÇOS		R\$	55,024.80
TOTAL GERAL		R\$	906,964.97
7) CUSTO DO TRATAMENTO (R\$ 906.964.97)		R\$	0.29 / m³
<i>(Excluindo a drenagem do poço e da adução)</i>			

Tabela 40. Custo operacional de tratamento (2004 / Q = 3.201.756,00 m³).

1) CONSUMO DE ENERGIA			
*Custo do MWh	R\$	0.1865	
		KWh/m³	Q_{bombeada} (m³)
EB-1 (EDR4+EDM1)		0.20	3,874,960.00
EB-2 (EDR3)		0.53	3,201,756.00
EB-3 (EDR4)		1.02	2,490,074.65
POÇO1 (EDM1)		1.27	5,332,467.50
		KW_{consumido}	Custo Energia (R\$)
EB-1 (EDR4+EDM1)		774,992	R\$ 144,522.63
EB-2 (EDR3)		1,696,931	R\$ 316,448.29
EB-3 (EDR4)		2,539,876	R\$ 473,643.07
POÇO1 (EDM1)		6,772,234	R\$ 1,262,904.72
1º. SUB-TOTAL		11,784,033	R\$ 2,197,518.71
2) INSUMOS (REAGENTES)			
Soda (20%)			R\$ 341,208.81
Soda (50%)			R\$ 257,246.23
Cal			R\$ 107,793.09
2º. SUB-TOTAL			R\$ 706,248.12
*Dosagem empregada = $1L_{\text{reagente}} / 1.028,571L_{\text{efluente}}$			
*Custo médio da soda 20% = R\$ 0,1128/m ³ (efluente tratado)			
*Custo médio da cal extinta = R\$ 0,0993/m ³ (efluente tratado)			
3) MÃO DE OBRA			
FUNÇÃO	Sal+Enc (mensal)	Rateio	Total (Anual)
1 Químico	R\$ 8,316.00	45%	R\$ 44,906.40
1 Encarregado	R\$ 2,032.80	35%	R\$ 8,537.76
3 Servente	R\$ 877.80	80%	R\$ 8,426.88
1 Apontador	R\$ 1,386.00	12%	R\$ 1,995.84
3 Bombeiro	R\$ 1,210.44	8%	R\$ 1,162.02
3º. SUB-TOTAL			R\$ 65,028.90
4) MANUTENÇÃO			
Elétrica			R\$ 9,754.34
Mecânica			R\$ 11,054.91
4º. SUB-TOTAL			R\$ 20,809.25
5) SERVIÇOS			
Análises			R\$ 13,120.00
Dragagem			R\$ 37,800.00
Outros			R\$ 4,104.80
5º. SUB-TOTAL			R\$ 55,024.80
6) CUSTO FINAL (Total Geral)			
			(B)
1º. ENERGIA		R\$	618,165.70
2º. REAGENTES		R\$	706,248.12
3º. MÃO-DE-OBRA		R\$	65,028.90
4º. MANUTENÇÃO		R\$	20,809.25
5º. SERVIÇOS		R\$	55,024.80
TOTAL GERAL		R\$	1,465,276.78
7) CUSTO DO TRATAMENTO (R\$ 1.465.267,78)		R\$	0.46 / m³
<i>(Excluindo a drenagem do poço e da adução)</i>			

Tabela 41. Custo operacional de tratamento (2005 Q = 3.180.450,00 m³)

1) CONSUMO DE ENERGIA				
*Custo do MWh	R\$	0.1928		
			KWh/m³	Q_{bombeada} (m³)
EB-1 (EDR4+EDM1)			0.20	4,456,204.00
EB-2 (EDR3)			0.53	3,682,019.40
EB-3 (EDR4)			1.02	2,863,585.85
POÇO1 (EDM1)			1.27	6,132,337.63
			KW_{consumido}	Custo Energia (R\$)
EB-1 (EDR4+EDM1)			891,241	R\$ 114,538.03
EB-2 (EDR3)			1,951,470	R\$ 250,793.69
EB-3 (EDR4)			2,920,858	R\$ 375,374.74
POÇO1 (EDM1)			7,788,069	R\$ 1,000,885.61
1º. SUB-TOTAL			13,551,637	R\$ 1,741,592.08
2) INSUMOS (REAGENTES)				
Soda (20%)				R\$ 360,750.00
Cal Virgem				R\$ 172,800.00
Cal Extinta				R\$ 233,025.00
2º. SUB-TOTAL				R\$ 766,575.00
<i>*Dosagem empregada = 1L_{reagente} / 1.028,571L_{efluente}</i>				
<i>*Custo médio da soda 20% = R\$ 0,1245/m³ (efluente tratado)</i>				
<i>*Custo médio da cal extinta = R\$ 0,1013/m³ (efluente tratado)</i>				
<i>*Custo médio da cal virgem = R\$ 0,1125/m³ (efluente tratado)</i>				
3) MÃO DE OBRA				
FUNÇÃO	Sal+Enc (mensal)	Rateio	Total (Anual)	
1 Químico	R\$ 9,828.00	45%	R\$	53,071.20
1 Encarregado	R\$ 2,402.40	35%	R\$	10,090.08
3 Servente	R\$ 1,037.40	80%	R\$	9,959.04
1 Apontador	R\$ 1,638.00	12%	R\$	2,358.72
3 Bombeiro	R\$ 1,430.52	8%	R\$	1,373.30
3º. SUB-TOTAL			R\$	76,852.34
4) MANUTENÇÃO				
Elétrica				R\$ 9,606.54
Mecânica				R\$ 10,887.41
4º. SUB-TOTAL				R\$ 20,493.96
5) SERVIÇOS				
Análises				R\$ 11,050.00
Dragagem				R\$ 18,500.00
Outros				R\$ 3,350.00
5º. SUB-TOTAL				R\$ 32,900.00
6) CUSTO FINAL (Total Geral)				
1º. ENERGIA			R\$	489,912.78
2º. REAGENTES			R\$	766,575.00
3º. MÃO-DE-OBRA			R\$	76,852.34
4º. MANUTENÇÃO			R\$	20,493.96
5º. SERVIÇOS			R\$	32,900.00
TOTAL GERAL			R\$	1,386,734.07
7) CUSTO DO TRATAMENTO (R\$ 1.386.734,07)			R\$ 0.43 / m³	
<i>(Excluindo a drenagem do poço e da adução)</i>				

6. CONCLUSÕES

- A UM II – Verdinho, que lavra a Camada de Carvão Barro Branco no Município de Forquilha, SC, produziu 1.298.000 t de carvão ROM no ano de 2005. A quantidade de rejeitos gerados foi 815.831 t, com quantidades variáveis de 63,7% a 84,8% de cinzas e 3,7% a 6,5% de enxofre.
- Os rejeitos de carvão, caracterizados em termos de periculosidade conforme a NBR 10.004, indicaram que o material pode ser classificado como Resíduo Classe II-A, não-inerte, em função da solubilização em água de elementos como alumínio, ferro e manganês.
- Os rejeitos do beneficiamento de carvão mineral extraído na UM II, conforme demonstrados nos ensaios estáticos de Sobek evidenciam o seu elevado potencial gerador de acidez, com um NNP variável entre 167 e 295, e NPR muito abaixo de 1,0 (entre 0,016 e 0,137).
- As principais fontes de acidez e metais identificadas no complexo mineiro foram os efluentes de galerias inativas e a lixívia proveniente dos depósitos de rejeitos. Estes efluentes, misturados aos demais fluxos, geram uma água com uma alta acidez, alta concentração de sulfatos e presença de metais como ferro, alumínio, manganês e zinco. Dados do ano de 2005 registram o tratamento de 3.229.812 m³ de efluente bruto caracterizado por um pH médio de 2,94 e cargas de 355,67 mg/L de acidez, 47,35 mg/L de Fe, 23,46 mg/L de Al, 3,80 mg/L de Mn, 1,62 mg/L de Zn, 0,04 mg/L de Cu e 1.271 mg/L de sulfatos.
- O desafio inicialmente representado pela implantação do sistema para tratamento de DAM na UM II – Verdinho levou a uma solução de gestão que vai além das águas drenadas da mina, às quais se somam as águas de pátio, águas de lixívia, bem como da drenagem de montante, o que envolveu um planejamento que transcende a propostas convencionais do tipo “*end of pipe*”.

- Este controle só foi alcançado através do conjunto de ações visando a delimitação e contenção das emissões ao âmbito do empreendimento, para o que foram priorizadas alternativas como o aproveitamento de reagentes alternativos, o uso das instalações já existentes, e aproveitamentos diferenciados para os resíduos gerados no processo industrial como um todo, inserindo-se aí os resíduos sólidos e líquidos. Nas pilhas de rejeitos foram implementados procedimentos para impermeabilização das laterais dos taludes com argila protegida por capa vegetal, tendo sido sistematizado os procedimentos para disposição de rejeitos granulados, concomitantes aos finos provenientes da limpeza da bacia de decantação, com o que foi reduzido o número de vazios, tornando a compactação deste depósito mais eficiente. Em relação aos efluentes líquidos, foi instalado um sistema de drenagem periférica destinada a recirculação dos fluxos de água no interior do complexo industrial, o que permite o aproveitamento da mesma no processo de beneficiamento concomitantemente ao tratamento físico-químico dado.
- O processo de tratamento destes efluentes pela adição de agentes alcalizantes na entrada da água de beneficiamento, apresenta as seguintes vantagens: uso das instalações de bombeamento da usina e beneficiamento do minério para promover a homogeneização do agente alcalinizante com o efluente; uso das bacias de decantação de finos de minério para a remoção do lodo gerado na precipitação dos metais; melhoria das taxas de sedimentação dos finos pela presença de agentes do ferro e alumínio no efluente e redução dos custos de manutenção das peças e equipamentos metálicos poupados da oxidação pela água ácida.
- Devido ao grande volume de efluentes gerados, o uso exclusivo de agentes alcalinizantes convencionais, tais como hidróxido de sódio ou hidróxido de cálcio, apresentam um custo proibitivo. Entretanto, a neutralização do efluente pode ser realizada com resíduos alcalinos produzidos por outras atividades industriais, tais como a cal extinta e a soda aluminosa. A qualidade do efluente obtido com estes reagentes é bastante similar a do efluente neutralizado com reagentes convencionais, além de representar um menor impacto ambiental devido ao reaproveitamento de um resíduo que, em outra circunstância, teria de ser tratado como resíduo perigoso.

- O tratamento do efluente permite a neutralização do pH da água, a redução da acidez e remoção de grande parte dos metais pesados. Dados médios do ano de 2005 registraram uma vazão tratada na ordem de 3.180.450 m³ caracterizados por um pH médio de 6,79 e cargas de 5,42 mg/L de acidez, 0,21 mg/L de Fe, 0,87 mg/L de Al, 0,78 mg/L de Mn e 0,04 mg/L de Zn, 0,01 mg/L de Cu e 1.442 mg/L de sulfatos, portanto, dentro dos limites legais de lançamento.
- A relação entre a produção de carvão e o volume de efluentes líquidos tratados está em 2,45 m³ de efluente por tonelada de minérios ROM. A metodologia empregada no tratamento dos efluentes captados na UM II – Verdinho acarreta em um custo médio em torno de 0,43 R\$/m³ a 0,46 R\$/m³, ou ainda, R\$ 1,07/t de ROM e R\$ 2,87/t CE 4500.
- Apesar da eficiência do sistema de tratamento de efluentes demonstrada nestes anos, verificou-se um progressivo aumento no volume liberado sem tratamento pelo vertedouro periférico, o que se deve a falta de um canal de desvio de montante, ao aumento da concentração de acidez, e a decisão de elevarmos o pH de tratamento para a faixa de remoção do Mn.
- As águas de montante apresentam boa qualidade físico-química ao ingressarem na área do empreendimento, onde acabam sendo contaminadas a partir da inevitável mistura destas com a drenagem ácida circulante internamente.
- Atendendo ao princípio da melhoria contínua, a empresa vem desenvolvendo pesquisas no sentido do melhor aproveitamento de suas águas tratadas, bem como das águas de lixívia, buscando com isto equacionar os custos de tratamento com o atendimento a legislação e desenvolvimento industrial.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A partir dos resultados obtidos, sugere-se os seguintes trabalhos futuros:

- avaliar as alternativas possíveis para o aproveitamento comercial dos rejeitos piritosos dispostos nos módulos de rejeitos de beneficiamento de carvão, a fim de se reduzir seu impacto ambiental, se possível, agregando valor a este mineral;
- investigação de uma etapa complementar de tratamento efluentes por banhados construídos, para avaliar a redução de manganês e sulfatos;
- estudar a qualidade do efluente em termos de parâmetros ecotoxicológicos, considerando testes em bactérias, algas, microcrustáceos e peixes;
- estudar formas para impedir o aporte de águas de montante não contaminadas;
- estudar formas de minimizar o contato de águas drenadas no subsolo, com boas características físico-químicas, com águas paradas e/ou minério exposto aos processos oxidativos da pirita.

8. REFERÊNCIAS

1. ABORRAGE, A.M.; LOPES, R.C. **Projeto Borda Leste da Bacia do Paraná: Integração Geológica e Avaliação Econômica**. Porto Alegre: DNPM/CPRM. v.18, 1986.
2. ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Resíduos sólidos: classificação**. NBR – 10.004. Rio de Janeiro: nov., 2004a.
3. ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Lixiviação de resíduos: procedimento**. NBR – 10.005. Rio de Janeiro: nov., 2004b.
4. ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Solubilização de resíduos: procedimento**. NBR – 10.006. Rio de Janeiro: nov., 2004c.
5. ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Amostragem de resíduo: procedimento**. NBR – 10.007. Rio de Janeiro: nov., 2004d.
6. ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Elaboração e apresentação de projeto de disposição de estéril, em pilha, em mineração: procedimento**. NBR 13029. Rio de Janeiro, 1993a.
7. ABNT –ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Elaboração e apresentação de projeto de reabilitação de áreas degradadas pela mineração: procedimento**. NBR 13029. Rio de Janeiro, 1993b.
8. ALEXANDRE, N.Z.; KREBS, A.S.J. **Fontes de Poluição no Município de Criciúma, SC**. Porto Alegre: CPRM. Série Degradação Ambiental, v.8. (Programa de Informações Básicas para Gestão Territorial de Santa Catarina – PROGESC), 1995a
9. ALEXANDRE, N.Z.; KREBS, A.S.J. **Qualidade das Águas Superficiais do Município de Criciúma, SC**. Porto Alegre: CPRM. Série Recursos Hídricos, v.6. (Programa de Informações Básicas para Gestão Territorial de Santa Catarina – PROGESC), 1995b.
10. ALEXANDRE, N.Z. **Análise Integrada da Qualidade das Águas da Bacia do Rio Araranguá (SC)**. Dissertação de Mestrado. Mestrado em Geografia. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2000, 300p.
11. APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington D.C.: APHA-AWWA-WEF, 1995.
12. ÁVILA, L.A. **Caracterização Hidrogeológica e Hidroquímica da Formação Rio Bonito na Região de Siderópolis e Adjacências**. Dissertação de Mestrado. Mestrado em Geografia. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1992, 236p.

13. BATALHA, B.L. et al. **Controle da Qualidade da Água para Consumo Humano. Bases conceituais e Operacionais.** São Paulo: CETESB, 1977.
14. BARBOSA, A.L. **Dicionário de Química.** 2.ed. Goiânia: AB, 2000.
15. BARBOSA, J.P. et al. **Projeto Conceitual para Recuperação Ambiental da Bacia Ccarbonífera Sul Catarinense.** Relatório Técnico elaborado pelo CETEM / MCT ao SIECESC, 3 V, Setembro de 2000.
16. BARBOSA, J.P. et al. **Assessoria na Implantação de Tecnologias para Mitigação e Controle de Drenagens Ácidas.** Relatório Final elaborado pelo CETEM / MCT ao SIECESC, 3 V, Dezembro de 2002.
17. BOKI, B. **Mining.** Moscow: Mir Publishers, 1967. 753p.
18. BORMA, L.; SOUZA, V.P. **Processos de Mitigação da Formação de Drenagens Ácidas Utilizando Coberturas Secas.** Relatório Técnico elaborado pelo CETEM / MCT em julho de 2002; Rio de Janeiro CETEM – Centro de Tecnologia Mineral / MCT - Ministério da Ciência e Tecnologia, 2002, 45p.
19. BRODIE, G.A. **Passive Anoxic Limestone Drains to Increase Effectiveness of Wetlands Acid Drainage Systems.** In: PROCEEDINGS TWELFTH NATIONAL ASSOCIATION OF ABANDONED MINED LAND CONFERENCE, Breckindridge, Colorado, 1990.
20. BRODIE, K. Case Study 3: **Acid Drainage at the Martha Mine – Waihi Gold Mining, looks at acid drainage in a high rainfall area,** 1998. Disponível em: <<http://www.reserch.uwa.edu.au/opps/sum/fellow/ameef.html>>. Acesso em 12 de nov. 2001.
21. CALABRESE, E.; KENYON, E.M. **Air Toxics and Risk Assessment.** Lewis Publishers, Inc. Michigan, 1991. 662p.
22. CARUSO Jr., F. **Mapa Geológico da Região Sul de Santa Catarina.** [Itajaí] : UNIVALI/OSNLR/CECO/UFRJ. Mapa color. 90 x 90 cm. Escala 1: 100.000, 1997.
23. CONAMA. **Resolução nº. 357,** de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente, 2005.
24. DNPM. **Controle da Poluição Hídrica Decorrente da Atividade de Mineração/Programa de Estudo de Casos – Diagnóstico da Qualidade da Água na Bacia do Rio Araranguá. Relatório Final.** São Paulo: DNPM, 1999, 173p.
25. DNPM/CPRM **Projeto Estudo da Vulnerabilidade à Contaminação dos Mananciais Subterrâneos Decorrente da Extração do Carvão Mineral.** Programa Nacional de Prospecção para Carvão, Linhito e Turfa. Anexos - Mapas. DNPM/CPRM, Criciúma, SC, 1984.

26. DUGGAN, L.A.; WILDEMAN, T.R.; UPDEGRAFF, D.M. **The Aerobic Removal of Manganese From Mine Drainage by an Algal Mixture Containing *Cladophora***. In: Proceedings of the 1992 National Meeting of the American Society of Surface Mining and Reclamation. Princenton, West Virginia., p.241-248, 1992.
27. EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Water Quality Criteria**. Washington, 1973.
28. EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Technical Document. Acid Mine Drainage Prediction**. EPA530-R-94-036, 1994. 48p.
29. GOMES, C.J. B. **Projeto para recuperação ambiental da Bacia Carbonífera Sul Catarinense: Relatório de Atividades – Fevereiro de 2004**. [www.siecesc.com.br/meio ambiente](http://www.siecesc.com.br/meio_ambiente).
30. GUSEK, P.E. **The Challenges of Designing, Permitting and Building a 1,200 GPM Passive Bioreactor for Metal Mine Drainage: West Fork Mine, Missouri**. In: 15th NATIONAL MEETING OF THE AMERICAN SOCIETY FOR SURFACE MINING AND RECLAMATION, St. Louis, MO. May 17-22, 1998.
31. GOULD, W.D.; KAPOOR, A. **Sistemas de Biorreatores para Tratamento de Drenagem Ácida de Mina**. Criciúma, CETEM/CANMET, 19-20 de agosto de 2002. Seminário Técnico Promovido pelo SIECESC - CETEM no Programa para Implantação do Sistema de Gestão Ambiental em Mineração de Carvão, 2002.
32. GOMIDE, R. **Operações Unitárias: Separações Mecânicas**. 3.ed. São Paulo. 1980. 199p.
33. HAMILTON, Q.I. et al. **Passive Treatment Systems for the Remediation of Acid Mine Drainage Wheal Jane**. In: Proceedings of CIWEM. Cornwall, UK. 1997.
34. JONES, D.R. **Dealing With an Acid Problem**, 1998. Disponível em: <http://www.ea.gov.au/environmental/treatmenttechniques/acid.html>. Acesso em 12 de nov.2001.
35. JONES, D.R.; CHAPMAN, B.M. **Wetlands to Treat AMD – Facts and Fallacies**. In: PROCEEDINGS OF THE SECOND AUSTRALIAN ACID MINE DRAINAGE WORKSHOP, Charter Towers Queensland, 1995. eds N.J. Grundon & L.C. Bell, pp.127-145, Australian Centre for Minesite Rehabilitation Research, Brisbane, Australia, 1995.
36. KÖPPEN, W. **Climatologia**. México, Fundo de Cultura Econômica, 1948. 380p.
37. KOUTOPOULOS, 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.

38. KRAUSKOPF K. B. **Introdução à Geoquímica** São Paulo: Polígono, Editora da USP, 2-V, 1972.
39. KREBS, A.S.J. 2004. **Contribuição ao conhecimento dos recursos hídricos subterrâneos da bacia do rio Araranguá, SC**. Departamento de Geociências. Universidade Federal de Santa Catarina. UFSC. 375p. 2v. (Tese de Doutorado).
40. KREBS, A.S.J. & NOSSE, E. de O. 1998. **potencial hidrogeológico do município de Criciúma**. Porto Alegre: CPRM. (Série Cartas Temáticas – Porto Alegre, v.24). (Programa de informações Básicas para a Gestão Territorial de Santa Catarina).
41. LAGRECA, I. H.; CORTINA, J. L. ; PABLO, J. ; AYORA, C. ; SAMPAIO, C. H. Experimental evaluation of magnesium oxide as a new barrier material for prevention of acid mine drainage. In: **Recycling and Waste Treatment in Mineral and Metal Processing: Technical and Economic Aspects**, 2002, Lulea. Recycling and Waste Treatment in Mineral and Metal Processing: Technical and Economic Aspects, v. 2. p.53-62, 2002.
42. MARTIN, L. et al. **Mapa Geológico do Quaternário Costeiro dos Estados do Paraná e Santa Catarina**. Brasília: DNPM. (Série Geologia, 28; Seção Geologia Básica), 1988, 40p.
43. MADEIRA, L. et al. **Redução de Sulfato na Drenagem Ácida de Mina Através de Tratamento Anaeróbio**. In: Anais do XXI Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia – ENTME, 2005, Vitória (ES).
44. METCALF, L.; EDDY, H.E.. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. Boston: McGraw-Hill, 4th Edition, 2003.
45. NEWMONT MINING CORPORATION. **Waihi Gold: Water Treatment Plant**. Disponível em: <<http://www.newmont.com/en/operations/australianz/waihigold>>. Acesso em 12 de nov.2006.
46. REDIVO, R. **Análise do Potencial de Acidificação e de Neutralização em Rejeitos do Beneficiamento do Carvão Mineral da Região Carbonífera**. Relatório Técnico, Empresas Rio Deserto. Criciúma, SC, 2004.
47. RÜBENSAN, L.A. et al. **Diagnóstico Ambiental da UM II - Verdinho**. Criciúma: GEOLÓGICA, nov. 2001. (Diagnóstico Ambiental Contratado pela Carbonífera Criciúma S.A. junto à empresa GEOLÓGICA – Engenharia e Meio Ambiente Ltda.), 2001.
48. SAWYER, C. N.; McCARTY, P.L. **Chemistry for Environmental Engineering**. In: McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering, 3ª Ed., Singapura, 1978. 533p.

49. SDM. **Bacias hidrográficas do estado de Santa Catarina : Diagnóstico geral.** Secretaria de Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Florianópolis, Santa Catarina, 1997. 163p.
50. SDM/SDRA **Plano de Gestão e Gerenciamento da Bacia do rio Araranguá- Zoneamento da Disponibilidade e da Qualidade Hídrica.** Secretaria de Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente /Secretaria de Estado do Desenvolvimento Rural e da Agricultura, Florianópolis, 1997.
51. SENDLEIN, L.V.A. et al. **Surface Mining, Environmental Monitoring and Reclamation Handbook.** New York: Elsevier Ed., 1983. 750p.
52. SCHOEMAN, J.J.; STEYN, A. **Investigation into Alternative Water Treatment Technologies for the Treatment of Underground Mine Water Discharged by Grootvlei Proprietary Mines Ltd Into the Blesbokspruit in South Africa,** 2000. Disponível em: <<http://www.elsevier.com/locate/desal.html>>. Acesso em 15 de ago. 2001.
53. SKOUSEN, J.G. **Overview of Passive Systems for Treating Acid Mine Drainage,** 1990. Disponível em: <<http://www.wvu.edu/~agexten/landrec/passtrt/passtrt.htm>>. Acesso em 10 de out. 2002.
54. SKOUSEN, J.G. et al. **Acid Mine Drainage Treatment Systems: Chemicals and Costs.** In Green Lands, Charleston, West Virginia, v.20. n.º.4, p.31-37 (West Virginia Reclamation Association), 1990
55. SKOUSEN, J.G.; ZIEMKIEWICZ, P.F. **Acid Mine Drainage Control and Treatment.** 2.ed. Morgantown, West Virginia, (West Virginia University and the National Mine Land Reclamation Center), 1996, 361p.
56. SKOUSEN, J.G. **Acid Mine Drainage Treatment.** Division of Plant and Soil Science, College of Agriculture and Forestry, WVU Extension Principal Chemist, Morgantown, WV. Web Posted October 7, 1998.
57. SOBEK, A.A., SCHULLER, W.A, FREEMAN, J.R., SMITH, R.M. **Field and Laboratory Methods Applicable to Overburden and Minesoils,** EPA 600/2-78-054, 1978, 203p.
58. USPHS. **Manual for Evaluating Public Drinking Water Supplies.** Cincinnati, Ohio, Environmental Control Administration, 1969. (Public and Health Service Publication n.º. 1820).
59. WENTWORTH, C.K. A scale of grade and class terms for clastic sediments. **Journal of Sedimentology and Petrology,** v.30, p.377-392, 1922.
60. WILDEMAN, T.R. et al. **Passive Treatment Methods For Manganese: Preliminary Results From Two Pilot Sites.** In: THE NATIONAL MEETING OF

AMERICAN SOCIETY FOR SURFACE MINING AND RECLAMATION,
Spokane, WA, 1993. May 16-19, 1993.

61. WILDEMAN, T.R.; BRODIE, G.A.; GUSEK, J.J. **Wetland Design for Mining Operations**. Vancouver, BC - Canada: Bitech Publishing Co., 1992, 300 p.
62. ZETA-IESA **Manual de Instalação de Medidores de Vazão**. Criciúma, 1985. 60p. (Consórcio ZETA –IESA-SATC-LAEC).